P-K@VI@W

JAEA-Review 2020-077 DOI:10.11484/jaea-review-2020-077



環境放射線モニタリングの実際 ー計画から報告までー

Planning and Implementation of Environmental Radiation Monitoring

武石 稔

Minoru TAKEISHI

福島研究開発部門 福島研究開発拠点 廃炉環境国際共同研究センター 環境影響研究ディビジョン

Fukushima Environmental Evaluation Research Division Collaborative Laboratories for Advanced Decommissioning Science Fukushima Research Institute Sector of Fukushima Research and Development

May 2021

日本原子力研究開発機構

Japan Atomic Energy Agency

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。 本レポートの転載等の著作権利用は許可が必要です。本レポートの入手並びに成果の利用(データを含む)は、 下記までお問い合わせ下さい。 なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ウェブサイト(<u>https://www.jaea.go.jp</u>)

なわ、本レホートの主义は日本原ナガ研究開発機構リェブサイト(<u>https://www.jaea.go.jp</u>) より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究連携成果展開部 研究成果管理課 〒 319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方 2 番地 4 電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency. Reuse and reproduction of this report (including data) is required permission. Availability and use of the results of this report, please contact

Institutional Repository Section,

Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department, Japan Atomic Energy Agency.

2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2021

環境放射線モニタリングの実際

―計画から報告まで―

日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門 福島研究開発拠点 廃炉環境国際共同研究センター 環境影響研究ディビジョン

武石 稔

(2020年12月23日受理)

日本原子力研究開発機構(JAEA)は、試験研究用原子炉施設、ウラン濃縮施設、MOX 燃料加工施 設、使用済核燃料再処理施設など、様々な種類の原子力施設に係る研究・開発を行ってきた。これ らの原子力研究開発施設周辺において、環境監視、環境放射線モニタリングは、周辺住民の安全と 安心を確保する上で無くてはならないものである。

本報告は、これらの原子力施設周辺の環境放射線モニタリングにおける筆者の長年の経験や最新 の情報に基づき、計画から評価までの考え方や手法を包括的にまとめたものである。

内容としては、環境放射能の調査研究にかかる歴史、国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告にお ける公衆の放射線防護の考え方、放射線や放射性核種の環境中での移行、特に被ばく経路などの基 本的な知識、モニタリング計画の立案、放射線測定の方法や放射線測定機器類、環境試料の分析技 術、品質保証など、重要と思われる基本的な技術情報を取り上げた。また、環境放射線モニタリン グの対象としては、空間線量の測定、大気、降雨雪、降下じん、飲料水、河川水、湖沼水、土壌、 河川や湖沼の堆積物、野菜や牛乳、牧草などの陸上環境試料、並びに海水、海底土、海産物等の海 洋環境試料の分析・測定技術、測定結果の評価、施設寄与の検出や弁別と公衆の代表的個人に係る 線量評価手法などについて記載した。

また、チェルノブイリ原子力事故に伴う特別環境モニタリングや東京電力ホールディングス株式 会社福島第一原子力発電所事故における緊急時モニタリングについて、JAEA が関係した実績を中心 に紹介する。

最後に、環境影響調査研究などに関して筆者が関係したトピックスを付記した。

福島県環境創造センター(駐在):〒963-7700 福島県田村郡三春町深作 10-2

Planning and Implementation of Environmental Radiation Monitoring

Minoru TAKEISHI

Fukushima Environmental Evaluation Research Division Collaborative Laboratories for Advanced Decommissioning Science Fukushima Research Institute, Sector of Fukushima Research and Development Japan Atomic Energy Agency Miharu-machi, Tamura-gun, Fukushima-ken

(Received December 23, 2020)

Japan Atomic Energy Agency (JAEA) have implemented environmental radiation monitoring since 1960s around different kinds of nuclear facilities such as research reactors, MOX fuel fabrication development facilities and the first spent fuel reprocessing facility for commercial NPPs and so on. I summarize the environmental monitoring methodology from planning to evaluation comprehensively as a guide book based on our experience and referring to the latest information.

This guide book contained various basic knowledge about history of environmental radiation surveillances, techniques of radiation measurement and analysis of environmental samples such as airborne materials, precipitation, fallout, soil, sediment in river and lake, drinking water, terrestrial water, vegetables, milk, pasture, sea water, seabed sediment, marine product, index samples, and including with related to fundamental knowledges like an exposure evaluation for the public and quality assurance(QA), and some regulations.

In particular, I include the emergency environmental radiation monitoring with response to the accident of Chernobyl Nuclear Power Plant and Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear Power Station.

Finally, I note some topics on the environmental impact study that I have experienced.

Keywords: Environmental Radiation Monitoring, Methodology, Techniques, Exposure Evaluation, Fukushima Daiichi Nuclear Power Station

目次

第1章 はじめに	. 1
第2章 環境モニタリングに係る主な歴史	. 4
2.1 大気圈内核実験	. 4
2.2 原子力の平和利用	. 5
2.3 放射線防護に関する国際的取り組み	. 5
2.4 我が国の法規制や学会等の環境モニタリングに関する取り組み	12
2.5 事故等における環境モニタリングの教訓	16
第3章 環境モニタリング関連知識	18
3.1 環境モニタリングの目的	18
3.2 個人関連の環境モニタリングと線源関連の環境モニタリング	19
3.3 計画被ばく状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況	21
3.4 放出源情報	23
3.5 気象統計、気象観測情報、海象観測情報	24
3.6 土地利用、地勢、居住分布状況、農畜産、水産など産業活動との関係	25
3.7 被ばく経路と被ばく評価モデル	26
3.7.1 被ばく経路	26
3.7.2 被ばく評価モデル	29
3.8 被ばくに係る量	36
3.8.1 防護量(実効線量)	36
3.8.2 実用量(周辺線量当量、個人線量当量)	38
3.9 環境モニタリングの実測値を用いた代表的個人の線量評価	39
3.9.1 施設寄与の検出(定性)と弁別(定量)	39
3.9.2 実測値に基づく線量評価	43
3.10 放出源情報及び気象観測結果に基づく線量評価	46
3.11 測定法・分析法に関する知識	52
3.11.1 放射線測定器	52
3.11.2 放射能測定器	58
3.11.3 放射化学分析(基本操作)	72
3.11.4 放射化学分析(各論)	86
3.11.5 安全	88
3.11.6 数値の取り扱い	93
3.11.7 検出限界値と定量下限値	95
3.12 測定値の信頼性	97
3.12.1 分析値の信頼性と不確かさ	97
3.12.2 プロフィシエンシーテスト (Proficiency Test: PT)	98
3.12.3 JIS Q 17025(ISO/IEC 17025) 試験所及び校正機関の能力に関する一般要求事項	100

第4章 モニタリング計画	101
4.1 平常時モニタリング計画	101
4.2 緊急時モニタリング計画	105
4.2.1 警戒段階及び初期モニタリング(緊急時初動モニタリング)	107
4.2.2 中期モニタリング(緊急時中期モニタリング)	113
4.2.3 復旧期モニタリング(現存被ばく状況モニタリング)	116
第5章 モニタリングの実施	118
5.1 平常時モニタリングの実施	118
5.1.1 固定式モニタリングポスト(MP)等による空間線量率の連続測定	118
5.1.2 サーベイメータを用いた地上 1m 高さの空間線量率の手持ち測定	155
5.1.3 バックパックモニタ等を用いた空間線量率の歩行サーベイ	157
5.1.4 車両を用いた空間線量率の走行及び定点サーベイ	157
5.1.5 有人、無人航空機を用いた空間線量率の広域測定	158
5.1.6 積算線量測定	161
5.1.7 大気中放射性物質濃度測定	163
5.1.8 降下物	186
5.1.9 雨雪水	190
5.1.10 飲料水、井戸水	192
5.1.11 河川水、湖沼水、海岸水	195
5.1.12 土壌(表土、耕作土、森林土)及び、河川・湖沼堆積物	199
5.1.13 In-situ 土壤表面密度測定	209
5.1.14 農産物(野菜、穀類等)	213
5.1.15 畜産物(原乳、肉類)	218
5.1.16 飼料(牧草、デントコーン、稲わら)	220
5.1.17 淡水産物(川魚、湖沼産物、底生生物)	221
5.1.18 野生生産物(山菜、キノコ、野生動物)	223
5.1.19 原材料(木材、肥料、飼料、建築資材等)	226
5.1.20 陸上指標生物	228
5.1.21 海水(表層水、中層、深層水)	229
5.1.22 海底土(海底堆積物)	231
5.1.23 海洋生物(魚類、無脊椎生物、海藻類等)	233
5.1.24 海洋指標生物	238
5.1.25 海岸砂	240
5.1.26 漁網・船体、海岸構築物	241
5.2 緊急時モニタリングの実施	242
5.2.1 空間線量率分布(線量マップ)の作成	242
5.2.2 空気中放射性核種濃度の測定	253
5.2.3 飲料水中放射性核種濃度の測定	255

5.2.4 放射性核種土壌沈着面密度分布(土壌濃度マップの作成)	256
5.2.5 食品中放射性核種濃度の測定	258
5.2.6 地域特用産物の測定	259
第6章 解析・評価	260
6.1 施設寄与の弁別	260
6.2 代表的個人の線量評価	275
6.2.1 外部被ばく	275
6.2.2 内部被ばく	278
第7章 品質保証	280
7.1 環境モニタリングにおける品質保証	280
第8章 技術開発及びトピックス	286
8.1 大気拡散調査	286
8.2 化学形態別大気中トリチウム分析法の開発	289
8.3 環境試料中ヨウ素-129分析法の開発	296
8.4 東海再処理施設に係る海洋拡散調査及び詳細海洋調査	307
8.5 大気圏内核実験に係る環境モニタリング	313
8.6 チェルノブイリ原子力発電所事故に伴う特別環境モニタリング	316
8.7 東京電力福島第一原子力発電所事故時の緊急時環境モニタリング	329
8.7.1 緊急時モニタリング初動	331
8.7.2 中期(固定期)環境モニタリング	338
8.7.3 現存被ばく状況における環境モニタリング	341
8.8 東京電力福島第一原子力発電所事故時の環境モニタリング等で開発された技術	343
8.8.1 有人航空機サーベイ技術	343
8.8.2 無人航空機を用いた航空機モニタリング技術	346
8.8.3 ドローン(マイクロ UAV)	348
8.8.4 固定翼無人航空機(UARMS)	349
8.8.5 KURAMA 及び KURAMA-II を用いた車両モニタリング技術	351
8.8.6 光ファイバー検出器 (PSF) を用いたモニタリング技術	354
8.8.7 γプロッターを用いた歩行サーベイ技術	355
8.8.8 湖沼観測機器(ROV、J-subD)	357
8.8.9 2 つの検出の高さを変えて設置したモニタリング車を用いた空間線量率の走行サーベイの	り精
度向上	358
8.9 涸沼におけるフォールアウト核種の挙動調査	362
8.10 大気中 Be-7 濃度の変動	363
第9章 終わりに	367
謝辞	368
参考文献	369

Contents

1.	I	ntroduction	. 1
2.	E	Iistory of environmental monitoring	. 4
2	.1	Atmospheric nuclear explosion experiment	. 4
2	.2	Peaceful use of nuclear power	. 5
2	.3	International initiatives for radiation protection	5
2	.4	Efforts related to environmental monitoring such as Japanese laws and regulations,	
		and academic societies	12
2	.5	Lessons from environmental monitoring in accidents, etc.	16
3.	k	Knowledge related to environmental monitoring	18
3	.1	Purpose of environmental monitoring	18
3	.2	Personal-related environmental monitoring and radiation source-related environmental monitoring	19
3	.3	Planned exposure situation, emergency exposure situation, existing exposure situation	21
3	.4	Emission source information	23
3	.5	Meteorological statistics, meteorological observation information,	
		sea condition observation information	24
3	.6	Relationship with industrial activities such as land use, terrain, residential distribution,	
		agriculture and livestock, and fisheries	25
3	.7	Exposure pathway and exposure evaluation models	26
	3.7	7.1 Exposure pathway	26
	3.7	7.2 Exposure evaluation model	29
3	.8	Dose related to exposure	36
	3.8	3.1 Protection quantities (Effective dose)	36
	3.8	3.2 Operational quantities (Ambient dose equivalent, Personal dose equivalent)	38
3	.9	Dose evaluation of representative individuals using actual measurement values of environmental	
		monitoring	39
	3.9	0.1 Detection and discrimination of facility contributions	39
	3.9	0.2 Dose evaluation based on measured values	43
3	.10	Dose evaluation based on emission source information and meteorological observation results	46
3	.11	Knowledge of measurement and analysis methods	52
	3.1	1.1 Radiation measuring instruments	52
	3.1	1.2 Radioactivity measuring instruments	58
	3.1	1.3 Radiochemical analysis (Basic operation)	72
	3.1	1.4 Radiochemical analysis (Details)	86
	3.1	1.5 Safety	88
	3.1	1.6 Handling of numerical values	93
	3.1	1.7 Detection limit and minimum limit of determination	95
3	.12	Measurement reliability	97

3.12.1	Reliability and uncertainty of analytical values	. 97
3.12.2	Proficiency Test (PT)	. 98
3.12.3	JIS Q 17025(ISO/IEC 17025) General requirements for the competence of testing	
	and calibration laboratories	100
4. Mon	itoring plan	101
4.1 Mc	nitoring plan under normal situation	101
4.2 Em	ergency monitoring plan	105
4.2.1	Alert stage and initial monitoring (Initial emergency monitoring)	107
4.2.2	Medium-term monitoring (Mid-term emergency monitoring)	113
4.2.3	Convalescent monitoring (Existing exposure situation monitoring)	116
5. Impl	ementation of monitoring	118
5.1 Imj	plementation of monitoring in normal time	118
5.1.1	Continuous measurement of air dose rate by fixed monitoring post (MP) etc.	118
5.1.2	Handheld measurement of air dose rate at a height of 1m above the ground using a survey meter	155
5.1.3	Walking survey of air dose rate using backpack monitor etc.	157
5.1.4	Air dose rate driving and fixed points survey using a vehicle	157
5.1.5	Wide area measurement of air dose rate using manned and unmanned aerial vehicles	158
5.1.6	Cumulative dose measurement	161
5.1.7	Measurement of concentration of radioactive materials in the atmosphere	163
5.1.8	Fallout	186
5.1.9	Water from rain and snow (Precipitation)	190
5.1.10	Drinking water, well water	192
5.1.11	River water, lake water, coastal water	195
5.1.12	Soil (Topsoil, Cultivated soil, Forest soil) and river / lake sediments	199
5.1.13	In-situ measurement using germanium detector	209
5.1.14	Agricultural products (Vegetables, Grains, etc.)	213
5.1.15	Livestock products (Raw milk, Meat)	218
5.1.16	Feed (Grass, Dent corn, Rice straw)	220
5.1.17	Freshwater products (River fish, Lake products, Benthic organisms)	221
5.1.18	Wild products (Wild plants, Mushrooms, Wild animals)	223
5.1.19	Raw materials (Wood, Fertilizer, Feed, Building materials, etc.)	226
5.1.20	Land indicator organism	228
5.1.21	Seawater (Surface water, Middle layer, Bottom water)	229
5.1.22	Seabed sediments	231
5.1.23	Marine life (Fish, Invertebrates, Seaweed, etc.)	233
5.1.24	Marine indicator organisms (Seaweed, etc.)	238
5.1.25	Coastal sand	240
5.1.26	Fishing nets / hulls, coastal structures	241

5.2	Implementation of monitorin	g in emergency 2	42
5.2	.2.1 Creation of air dose rate of	distribution map (Dose rate map) 2	42
5.2	.2.2 Measurement of radioact	ive material concentration in the air 2	53
5.2	.2.3 Measurement of radioact	ive material concentration in drinking water 2	:55
5.2	.2.4 Radioactive material soil	deposition surface density distribution	
	(Creation of soil concentre	ration map) 2	56
5.2	.2.5 Measurement of radioact	ive substance concentration in food 2	58
5.2	.2.6 Measurement of regional	special products 2	259
6. <i>A</i>	Analysis / evaluation		:60
6.1	Discrimination of facility con	ntribution	:60
6.2	Dose assessment of represent	tative individuals	275
6.	5.2.1 External exposure evalua	tion 2	275
6.	5.2.2 Internal exposure evaluat	ion 2	278
7. (Quality Assurance		80
7.1	Quality Assurance in environ	mental monitoring 2	280
8. 1	Technology development (and	d Topics)	86
8.1	Atmospheric dispersion surv	ey 2	86
8.2	Development of atmospheric	tritium analysis method by chemical form	89
8.3	Development of iodine-129 a	analytical method in environmental samples	96
8.4	Ocean diffusion survey and d	letailed ocean survey related to Tokai reprocessing facility 3	07
8.5	Environmental monitoring re	elated to atmospheric nuclear explosion experiments 3	13
8.6	5 Special environmental monit	toring associated with the Chernobyl nuclear accident 3	16
8.7	Emergency environmental m	onitoring in the event of an accident at	
	TEPCO's Fukushima Daiich	i Nuclear Power Station 3	29
8.	2.7.1 Emergency initial monito	oring 3	31
8.	.7.2 Medium-term (Fixed-terr	m) environmental monitoring 3	38
8.	2.7.3 Environmental monitorin	g in existing exposure situations 3	41
8.8	Technology developed for en	wironmental monitoring in the event of an accident at	
	TEPCO's Fukushima Daiich	i Nuclear Power Station 3	43
8.	8.8.1 Manned aviation survey t	technology	43
8.	.8.2 Aviation monitoring tech	nology using unmanned aerial vehicles 3	46
8.	.8.3 Drone (Micro UAV)		48
8.	.8.4 Fixed-wing unmanned ae	rial vehicle (UARMS) 3	49
8.	.8.5 Vehicle monitoring techn	ology using KURAMA-II 3	51
8.	.8.6 Monitoring technology us	sing plastic scintillation optic fiber detector (PSF) 3	54
8.	.8.7 Walking survey technolog	gy using gamma plotter 3	55
8.	8.8.8 Underwater monitoring to	echnology using ROV (ROV, J-subD) 3	57

8.8.9 Improved accuracy of air dose rate driving survey using monitoring vehicles installed at	
different heights of two detections	358
8.9 Survey for migration behavior of fallout nuclides in Lake Hinuma	362
8.10 Fluctuations in atmospheric Be-7 concentration	363
9. End words	367
Acknowledgments	368
References	369

表リスト

Table	3-1	大気安定度判定表	32
Table	3-2	吸入摂取に係る被ばく評価のためのパラメータ	44
Table	3-3	吸入摂取に係る公衆の年齢別預託実効線量換算係数	44
Table	3-4	経口摂取に係る被ばく評価のためのパラメータ	46
Table	3-5	経口摂取に係る公衆の年齢別預託実効線量換算係数	46
Table	3-6	放射線測定器の測定原理と特徴及び用途	55
Table	3-7	Ge 半導体検出器の原理、特徴等	66
Table	4-1	防護対策に係る運用上の介入レベル (0IL)	113
Table	5-1	大気中放射性核種濃度測定法	164
Table	5-2	土壌試料の採取地点選定の考え方	202
Table	5-3	福島県沖で 2011 年 3 月~8 月に放射性セシウム濃度が 500Bq/kg を超えた魚(降順)
			234
Table	6-1	Pu 同位体及び Am の Pu-239+240 に対する放射能比の範囲	267
Table	8-1	補足的調査項目(大気関係)	286
Table	8-2	補足的調査項目(I-129 及び海洋関係)・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	287
Table	8-3	分析法等の開発	288
Table	8-4	日本及び東海村周辺環境試料中のヨウ素-129、127の濃度	304
Table	8-5	排水中トリチウムの放出後希釈倍率	313
Table	8-6	中華人民共和国による大気圏内核実験(推定)	314
Table	8-7	茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所事故特別環境放射能調査項目	318
Table	8-8	茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果	321
Table	8-9	線量評価結果(暫定値)	327
Table	8-10	Cs-137 による全身被ばく線量	328
Table	8-11	I-131 による甲状腺線量	328
Table	8-12	東電福島第一原子力発電所事故時の緊急時環境モニタリングに係る Web site	330
Table	8-13	航空機サーベイにおける必要なフライトの種類	345

図リス	ト
-----	----------

Fig.	3-1	作業者と公衆の構成員を防護するための、線量限度と線量拘束値及び参考レベルとの)
		対比	20
Fig.	3-2	原子力施設から放出された放射性核種に起因する公衆の被ばく経路	23
Fig.	3-3	大気中に放出された放射性核種から人までの被ばく経路例	27
Fig.	3-4	地表水または地下水に放出された放射性核種から人までの被ばく経路例	27
Fig.	3-5	海洋へ放出された排水中放射性核種からの人への被ばく経路例	28
Fig.	3-6	正規分布型の大気拡散式のイメージ	30
Fig.	3-7	大気安定度とプルームの形状のイメージ	31
Fig.	3-8	水平 (σ _y) 及び垂直 (σ _z) 拡散幅	32
Fig.	3-9	リアルタイム大気拡散シミュレーションシステム(SIERRA-II)	34
Fig.	3-10	大気拡散シミュレーションモデル(W-SPEEDI)による風速場計算評価例	35
Fig.	3-11	光子(ガンマ線)エネルギーに応じた空気カーマに対する実効線量及び周辺線量当量	ł
		の関係	37
Fig.	3-12	周辺線量当量の概念(整列・拡張場)	39
Fig.	3-13	線種に応じた様々な放射線測定器	53
Fig.	3-14	種々のサーベイメータの例	54
Fig.	3-15	固定式モニタリングポスト(MP)の例	57
Fig.	3-16	東電福島第一原子力発電所事故に伴い福島県内に設置された可搬型 MP を固定化した	-
		空間線量率測定器(左)、及び学校や公園等に追加設置されたリアルタイム空間線量	量
		率測定器(右)	57
D ·			
F1g.	3-17	可搬空電子式線重率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用し	/
F1g.	3-17	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例)	58
Fig.	3-17 3-18	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) た例) 直接法による床表面の汚染検査例	- 58 60
Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) た例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例	58 60 61
Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20	可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器	58 60 61 62
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	58 60 61 62 62
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA 所有)、左:回路構成)	58 60 61 62 62 64
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA 所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの	58 60 61 62 62 64
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23	可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA 所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの 影響	58 60 61 62 62 64 64
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23	可搬型電子式線量率計(境境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの 影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェン	58 60 61 62 62 64 64
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23	可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA 所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの 影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェン ジャー付き)	58 60 61 62 62 64 64 65
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23 3-24 3-25	 可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェンジャー付き) Ge 半導体検出器の回路構成図 	 58 60 61 62 64 64 65 65
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23 3-24 3-25 3-26	 可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェンジャー付き) Ge 半導体検出器の回路構成図 Ge 半導体検出器用測定容器 	58 60 61 62 62 64 64 65 65 65 67
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23 3-24 3-25 3-26 3-27	 可搬型電子式線重率計(環境用電子式線重計を緊急時のための空間線重率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェンジャー付き) Ge 半導体検出器の回路構成図 Ge 半導体検出器用測定容器 2 リットルマリネリビーカー外観 	58 60 61 62 62 64 64 65 65 65 67 68
Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig. Fig.	3-17 3-18 3-19 3-20 3-21 3-22 3-23 3-23 3-24 3-25 3-26 3-27 3-28	 可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例) 直接法による床表面の汚染検査例 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例 サンプルチェンジャー付き α/β 全放射能測定器 低バックグラウンドガスフローカウンタ 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA所有)、左:回路構成) 液体シンチレーションカウンタにおける β 線スペクトルに及ぼすクエンチングの 影響 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェンジャー付き) Ge 半導体検出器用測定容器 2 リットルマリネリビーカー外観 土壌を詰めた U-8 容器(左図)及び V-1 容器(右図)外観 	58 60 61 62 62 64 64 65 65 65 67 68 68

Fig.	3-30	全吸収ピークにおける正味計数算出の方法6	9
Fig.	3-31	Si 半導体検出器を用いた α 線スペクトロメトリ分析装置構成7	0
Fig.	3-32	Si 半導体検出器外観図 7	0
Fig.	3-33	アルファ線スペクトル例7	0
Fig.	3-34	電着セル分解図7	1
Fig.	3-35	電着装置外観7	1
Fig.	3-36	ドラフトチェンバー外観7	4
Fig.	3-37	ヒーター付き赤外線ランプ7	5
Fig.	3-38	ステンレス製試料皿	5
Fig.	3-39	魚の前処理(可食部弁別)7	6
Fig.	3-40	脱臭装置付き乾燥機の例7	6
Fig.	3-41	灰化炉(左図外観、右図灰化炉内) 7	6
Fig.	3-42	灰化温度例 (a) 牛乳、(b)葉菜、(c)精米、(d)魚介類 7	8
Fig.	3-43	マイクロウェーブ分解装置8	0
Fig.	3-44	多連式吸引ろ過器	3
Fig.	3-45	イオン交換カラム例	4
Fig.	3-46	Pu-239+240 放射化学分析フロー 8	5
Fig.	3-47	溶媒抽出例(排水中油分, n-ヘキサン抽出分析)8	6
Fig.	3-48	GHS ラベルの例	0
Fig.	3-49	検出限界と定量下限について(3σによる方法:Kaiserの論理K=3)9	6
Fig.	3-50	タイプ A(正規分布型)不確かさの概念9	8
Fig.	3-51	タイプ B(矩形型)不確かさの概念 9	8
Fig.	4-1	広域採取地点の選定の考え方(放出点を中心に X-Y 座標系で設定する。) 10	9
Fig.	4-2	広域採取地点の選定の考え方(放出点を中心に距離-方位角 L-θ 座標系で設定	
		する。) 10	9
Fig.	4-3	緊急時モニタリングセンター体制図 11	0
Fig.	4-4	手持ち測定、モニタリング車等による空間線量率のトレンド実測値 11	1
Fig.	4-5	空間線量率の実測値用いて作成された1年間の予測積算線量11	1
Fig.	4-6	「各締日での年間積算推計値」/「2012 年 3 月 11 日積算値」の比の平均値と標準偏差	1411
			2
Fig.	4-7	航空機モニタリングによる空間線量率の分布 11	4
Fig.	4-8	航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果 11	5
Fig.	4-9	走行サーベイ測定による空間線量率の変化(主に福島第一原子力発電所から 80km	
		圈内) 11	6
Fig.	4-10	空間線量率分布の将来予測結果11	7
Fig.	5-1	モニタリングポスト構成図例 12	0
Fig.	5-2	円筒形 NaI(T1)シンチレーション検出器における空気カーマへの G(E) 関数 12	3
Fig.	5-3	モニタリングポスト (MP) 外観例 12	6

Fig.	5-4	モニタリングステーション (MS) 例	126
Fig.	5-5	地上設置型検出器を用いたモニタリングステーション (MS) 例	126
Fig.	5-6	モニタリングポスト (MP) の線源校正法	129
Fig.	5-7	MP に併設された中性子用モニタリングポスト例(右側の独立検出器;測定系は局舎	内
		に設置)	130
Fig.	5-8	空間線量率監視における施設寄与弁別フロー(参考例)	133
Fig.	5-9	空間線量率監視における変動要因の評価例(人工要因による変動例)	134
Fig.	5-10	空間線量率監視における変動要因の評価例(しきい値の決定)	135
Fig.	5-11	空間線量率監視における変動要因の評価例	136
Fig.	5-12	モニタリングポスト NaI(T1)シンチレーション検出器の自然放射線スペクトル.	138
Fig.	5-13	SCA 弁別法を用いた空間線量率からの自然放射線成分の差し引きと施設寄与成分の)
		弁別	138
Fig.	5-14	降雨時における空間線量率の上昇(その 1)	140
Fig.	5-15	降雨時における空間線量率の上昇(その 2)	141
Fig.	5-16	積雪時の空間線量率の減少	141
Fig.	5-17	2003 年 10 月 29 日頃に東海村で観測された宇宙線の変動による高線量率計指示値	
		(宇宙線成分)の減少(フォーブッシュ減少)	143
Fig.	5-18	核医学診断等による RI 投与患者の影響例	144
Fig.	5-19	核医学診断等による RI 投与患者の影響例(γ 線スペクトル:Ga-67)	144
Fig.	5-20	核医学診断等による RI 投与患者の影響例(γ 線スペクトル:Tc-99m)	145
Fig.	5-21	X 線照射装置を用いた非破壊検査の影響例(その 1)	146
Fig.	5-22	X 線照射装置を用いた非破壊検査の影響例(その 2)	146
Fig.	5-23	東海再処理施設(TRP)の使用済燃料、せん断、溶解時の Kr-85 放出に係る風下、	
		MP の指示値上昇例(その 1)	147
Fig.	5-24	東海再処理施設(TRP)の使用済燃料、せん断、溶解時の Kr-85 放出に係る風下、	
		MP の指示値上昇例(その 2)	147
Fig.	5-25	六ヶ所再処理施設(RRP)におけるアクティブ試験時の Kr-85 放出に伴う風下、	
		MPの指示値上昇例	148
Fig.	5-26	雷発生時の MP 空間線量率上昇例(もんじゅ)	149
Fig.	5-27	車載無線通信電波によるモニタリングポストへのノイズ影響例	150
Fig.	5-28	大気圏内核実験フォールアウト時に東海村で観測された空間線量率の上昇例	151
Fig.	5-29	JC0 臨界事故時にモニタリングステーションにおいて観測された空間線量率	
		上昇例	152
Fig.	5-30	東電福島第一原子力発電所正門付近の空間線量率の変動	154
Fig.	5-31	東電福島第一原子力発電所事故時に東海村で観測された空間線量率の上昇	155
Fig.	5-32	東電福島第一原子力発電所事故時環境モニタリングにおける地上 1m 高さの空間線	量
		率測定法	156
Fig.	5-33	KURAMA-II を用いた空間線量率の歩行サーベイ	157

Fig.	5-34	JAEA モニタリング車を用いた空間線量率の測定	158
Fig.	5-35	有人ヘリコプターを用いた航空機モニタリング	160
Fig.	5-36	無人ヘリコプターを用いた詳細航空機モニタリング	161
Fig.	5-37	熱ルミネッセンス線量計(TLD)を用いた積算線量の測定	163
Fig.	5-38	ダスト・ヨウ素サンプラの例	168
Fig.	5-39	ハイボリュームエアサンプラの例	170
Fig.	5-40	大容量エアサンプラの例(SENYA社(フィンランド)製 SNOW WHITE)	170
Fig.	5-41	空気中プルトニウム放射能濃度測定装置	172
Fig.	5-42	環境省環境放射線等モニタリングデータ公開システム	173
Fig.	5-43	連続ろ紙式大気中全 β/全 α ダストモニタリングシステム	174
Fig.	5-44	化学形別(HT、HTO)大気中トリチウムサンプラ構成図	179
Fig.	5-45	除湿器を利用した大気水分簡易捕集装置	180
Fig.	5-46	瞬間燃焼装置(Paar 社)	181
Fig.	5-47	燃焼法による二酸化炭素捕集装置	182
Fig.	5-48	大気中二酸化炭素(CO ₂)捕集装置	183
Fig.	5-49	大気中 CO ₂ 分析工程	183
Fig.	5-50	酸分解装置	184
Fig.	5-51	精米中炭素-14 の比放射能の推移	185
Fig.	5-52	降下物水盤外観(右図:鳥の水浴び防止柵を設置)	188
Fig.	5-53	降下物水盤で捕集された蒸発残留物	188
Fig.	5-54	事故発生時からの降下物中の放射性核種の γ 線スペクトルの経時変化	189
Fig.	5-55	月間降下物の経年変動	190
Fig.	5-56	雨水サンプラ	191
Fig.	5-57	雨水サンプラ内捕集容器	192
Fig.	5-58	2L マリネリビーカー	192
Fig.	5-59	ベーラー型地下水採水器	194
Fig.	5-60	柄付き採水器	196
Fig.	5-61	バンドーン採水器	196
Fig.	5-62	水深の浅い河川での採水風景	197
Fig.	5-63	海岸水採取風景	197
Fig.	5-64	鉄共沈法による沈殿吸引ろ過装置の例	199
Fig.	5-65	トリチウム分析用水試料蒸留装置	199
Fig.	5-66	土壌層の鉛直区分	200
Fig.	5-67	裸地	204
Fig.	5-68	耕作地	204
Fig.	5-69	地表沈着放射性核種からの 1m 高さ空間線量率への寄与	204
Fig.	5-70	金型を用いた土壌(表土)採取風景	205
Fig.	5-71	緊急時における土壤試料採取法(計算式等一部加筆)	206

Fig.	5-72	エクマンパージ採泥器	209
Fig.	5-73	β 値の変化と深度分布の関係	210
Fig.	5-74	1m 高さの空間線量率への寄与割合	212
Fig.	5-75	ポータブル Ge 半導体検出器を用いた In-situ Ge 半導体検出器	213
Fig.	5-76	ほうれん草の採取	215
Fig.	5-77	白菜の採取	215
Fig.	5-78	茶葉の摘採位置	218
Fig.	5-79	酪農家のバルククーラーからの原乳採取	218
Fig.	5-80	チェルノブイリ原子力発電所事故時に観測された原乳中ヨウ素-131濃度の経時変	化
			219
Fig.	5-81	淡水種(魚、貝類など)の放射性物質調査の結果	222
Fig.	5-82	海産種(魚、貝、海藻類など)の放射性物質の調査の結果	222
Fig.	5-83	福島県内野生動物中放射性セシウム濃度(Bq/kg)	225
Fig.	5-84	森林中放射性 Cs の分布	226
Fig.	5-85	木材の断面構造	227
Fig.	5-86	指標生物(ヨモギ)(筆者撮影)	228
Fig.	5-87	指標生物(松葉)	229
Fig.	5-88	日本原子力研究開発機構モニタリング船「せいかい」	230
Fig.	5-89	表層海水のポンプアップ	230
Fig.	5-90	スミスマッキンタイヤー型採泥器	231
Fig.	5-91	カンナ型採泥器	231
Fig.	5-92	スミスマッキンタイヤー採泥器とクレーン	232
Fig.	5-93	スミスマッキンタイヤー採泥器の投入	232
Fig.	5-94	採泥後の受け皿開けての石、貝、夾雑物の選別	232
Fig.	5-95	魚の生重量の計量	236
Fig.	5-96	魚体の体長等の測定	236
Fig.	5-97	魚の可食部の弁別	236
Fig.	5-98	ウバガイ(ホッキガイとも呼ばれる)	237
Fig.	5-99	海藻(アラメ)	238
Fig.	5-100	カジメ(左)とアラメ(右)の見分け方(筆者スケッチ)	239
Fig.	5-101	イガイ	240
Fig.	5-102	海岸砂採取場所の決定	240
Fig.	5-103	海岸砂の採取	240
Fig.	5-104	薄厚型プラスチック検出器によるベータ線測定器外観	241
Fig.	5-105	薄型プラスチックシンチレーション検出器測定手法	241
Fig.	5-106	空間線量率測定結果の地図上表記例(2011 年 3 月 17 日 9:20~17:43)	245
Fig.	5-107	積算線量予測推定マップ例	247

Fig.	5-108	3 左図:平成23年4月24日時点(データ数:2138地点)、右図:平成24年1月11日	日
		時点(データ数:8442 地点) 2	48
Fig.	5-109	9 放射線量等分布マップ例 2	49
Fig.	5-110) NaI(T1)シンチレーションサーベイメータ(日立 TCS-172B) 2	50
Fig.	5-111	1 電離箱式サーベイメータ 2	50
Fig.	5-112	2 1m 高さポールを用いた空間線量率測定法 2	51
Fig.	5-113	3 空間線量率測定地点の選択例 2	51
Fig.	5-114	4 空間線量率の日時変動 2	52
Fig.	5-115	5 空間線量率測定時の時定数と指示値との関係 2	53
Fig.	5-116	5 東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率及び空気中放射性核種のモニタリンク	ブ
		(ダストサンプラ) 2	55
Fig.	5-117	7 土壤中放射性 Cs 分布図 2	56
Fig.	6-1	複数 MP の非相関性を利用した施設寄与の判定(大気拡散シミュレーション結果).2	65
Fig.	6-2	敷地周辺に複数配置された MP ポスト間の空間線量率相関性 24	66
Fig.	6-3	東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 沈着量測定結果(広	
		域) 2	68
Fig.	6-4	東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 沈着量測定結果(北西	Ì
		方向)	68
Fig.	6-5	東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 放射能比の分布 2	69
Fig.	6-6	グローバルフォールアウトによる海底土中 Sr-90, Cs-137 濃度の相関性について 2	70
Fig.	6-7	過去の大気圏内核実験起源の海底土中 Pu-239+240 と Cs-137 放射能濃度との関係 . 2	71
Fig.	6-8	Cs-137 に対する Sr-90 の沈着量の比率 2	72
Fig.	6-9	環境放射線等モニタリングデータ公開システムにおける全 β / 全 α 放射能比の利用	
			74
Fig.	6-10	空間線量率実測値を用いた年間積算線量の算出法2	77
Fig.	7-1	環境試料分析における採取、分析、報告のフローに係る品質マネジメント対象項目	
			84
Fig.	7-2	ISO/IEC 17025 文書体系の例 24	85
Fig.	8-1	大気中拡散実験(左:エアトレーサー放出、右:大気採取、1978年~1979年) 24	89
Fig.	8-2	トリチウムサンプラ構成図 2	91
Fig.	8-3	トリチウムサンプラ組み立て図2	92
Fig.	8-4	モレキュラーシーブスカラムの大気水分保水量の確認結果2	92
Fig.	8-5	大気中トリチウム濃度の変動例(1995年~1999年:長砂)2	93
Fig.	8-6	大気中トリチウム濃度の変動例(1995年~1999年:高野) 2	94
Fig.	8-7	東海村における絶対湿度の年間変動(1999年)2	94
Fig.	8-8	大気中水分状トリチウム(HTO)濃度の推移2	95
Fig.	8-9	大気中水素ガス状トリチウム(HT)濃度の推移24	96
Fig.	8-10	中性子放射化法を用いた土壤中 I-127 及び I-129 分析法	97

Fig.	8-11	石英管を用いた燃焼装置外観	298
Fig.	8-12	アンプル封入例	299
Fig.	8-13	全国表土中の I-129 濃度測定結果	301
Fig.	8-14	表土及び畑土中 I-129 の深度分布測定結果例	302
Fig.	8-15	表土及び畑土中安定ヨウ素(I-127)の深度分布測定結果例	303
Fig.	8-16	東海再処理施設周辺の土壌中 I-129 濃度の分布	305
Fig.	8-17	東海再処理施設南西約 2km 地点における畑土中 I-129 濃度の経年変化	306
Fig.	8-18	東海再処理施設周辺土壌中のヨウ素-129 濃度の上昇に関する新聞報道の流れ	307
Fig.	8-19	詳細海洋調査採取地点(左図;1978年~1991年,右図:1991年~)	308
Fig.	8-20	蛍光染料を用いた海洋放出口からの排水拡散実験(1977 年~1978 年)	309
Fig.	8-21	排水拡散試験(1977 年~1978 年)等から求めた拡散パラメータ	310
Fig.	8-22	東海再処理施設からの排水の海洋放出における拡散式	311
Fig.	8-23	放出開始から放出終了後の放出口周辺海域におけるトリチウム濃度変化	312
Fig.	8-24	放出口周辺海水中トリチウム濃度の度数分布	312
Fig.	8-25	詳細海水調査結果に基づく実測値及び評価式との比較	313
Fig.	8-26	東海村周辺環境における大気中全 β 放射能濃度の変動	315
Fig.	8-27	1976年第19回中国大気圏内核実験直後の降雨時におけるモニタリングポスト空間線	量率
		の上昇例	316
Fig.	8-28	東海村(動燃事業団構内)で観測された放射性ヨウ素(I-131)濃度の推移	320
Fig.	8-29	日本原子力研究開発機構、FaCE!S 福島総合環境サイト	331
Fig.	8-30	大熊オフサイトセンター(OFC)	332
Fig.	8-31	日本原子力研究開発機構派遣専門家と福島県とのモニタリング計画検討	333
Fig.	8-32	空間線量率測定および大気ダスト採取等、モニタリング風景	333
Fig.	8-33	屋外モニタリング活動帰還時の身体サーベイ	333
Fig.	8-34	3月12日における大気ダスト中放射性セシウム及び放射性ヨウ素測定結果の例	334
Fig.	8-35	0FC 福島市移転後の環境モニタリング区分範囲	334
Fig.	8-36	遮蔽体付 Ge 半導体検出器を装備した高機能モニタリングカー	335
Fig.	8-37	空間線量率モニタリング HP 掲載例(一部抜粋)	336
Fig.	8-38	土壌モニタリング結果の例(文科省、現原子力規制庁)	336
Fig.	8-39	東電福島第一原子力発電所事故後の空間線量率のトレンド	337
Fig.	8-40	空間線量率の実測値と積算線量推定値の計算例	338
Fig.	8-41	Cs-137 の土壌沈着量の分布	339
Fig.	8-42	Cs-134 の土壤沈着量の分布	340
Fig.	8-43	I-131 の土壌沈着量の分布	340
Fig.	8-44	福島における放射性セシウムの環境動態研究	342
Fig.	8-45	航空機サーベイにおける地上 1m 高さの空間線量率への換算手法	344
Fig.	8-46	航空機サーベイにおける測定視野(平均化領域)	345
Fig.	8-47	高度補正及び線量率換算係数評価のためのテストラインフライト	346

Fig.	8-48	放射線測定システムを装備した無人ヘリコプター外観	347
Fig.	8-49	放射線測定システムを装備した無人ヘリコプター外観(飛行中)	347
Fig.	8-50	無人ヘリコプターを用いた 1F から 5km 圏内における空間線量率等の詳細分布	348
Fig.	8-51	ドローンを用いた空中放射線測定システム	349
Fig.	8-52	無人航空機を用いた航空機モニタリング機器	350
Fig.	8-53	無人航空機を用いた航空機モニタリングの飛行計画の例	351
Fig.	8-54	無人航空機を用いた自立型飛行による空間線量率測定例	351
Fig.	8-55	KURAMA システムの構成(左図)及び機器(右図)	352
Fig.	8-56	KURAMA-II システムの構成(上図)及び機器(下図)	353
Fig.	8-57	標準校正場における KURAMA-II の照射試験(左:放射線発生装置、右:RI 線源をF	目い
		た例)	354
Fig.	8-58	プラスチックシンチレーション光ファイバー検出器(PFS)外観	354
Fig.	8-59	PSF 検出器の測定原理概念図	355
Fig.	8-60	γ プロッターH の外観	356
Fig.	8-61	γ プロッターH を用いた歩行サーベイ状況	356
Fig.	8-62	水底放射性核種濃度測定用 γ 線スペクトロメータ J-subD の外観	357
Fig.	8-63	モニタリング車及び放射線検出器設置位置	359
Fig.	8-64	二検出器を用いて福島県避難指示区域等で測定した実測値を用いた車外地上 1m 高	さ
		の空間線量率の実測値(H ₁)と推定値(H ₁ :estimated)の比較	359
Fig.	8-65	二検出器を用いた車外地上 1m 高さの推定値の実測値に対する相対誤差	360
Fig.	8-66	二検出器を用いた走行サーベイにより求めた車外地上 1m 高さに対する 2m 高さ推定	Ĕ値
		の比の分布(2016年2月9日測定)	361
Fig.	8-67	涸沼形状とサンプリング地点	363
Fig.	8-68	1986年、チェルノブイリ原子力発電所事故直後の湖底堆積物中放射性核種濃度の	
		分布	363
Fig.	8-69	湖底堆積物中の Cs-137 濃度水平分布の経年変化	363
Fig.	8-70	大気中 Be-7 濃度の変動と太陽黒点数の変動(筆者作成)	365

第1章 はじめに

はじめに、放射線や環境放射線モニタリング(以下、「環境モニタリング」という)の前提や考え方 について述べる。

放射線とはなにか。簡単に言えば光や電波のような波や原子を構成しているような極微小な粒子(素 粒子)が物質から放たれる現象と考えれば良いかもしれない。これらの放射線は、エネルギーや物質そ のものであり宇宙を構成している一員である。

宇宙は、誕生以来、放射線に満ち溢れている。地球にも絶えず降り注いでいる。しかし、地球は地磁 気のおかげで電離層が形成され、生物に有害な宇宙線の一部が遮られた。このお陰で生物が地表で繁栄 することができた[1]。ただし、宇宙線が遮られたといっても、地表の環境に放射線が全く存在しないと いうわけではない。宇宙線は上層大気の窒素や酸素などと核反応を起こし、二次放射線や放射性核種を 生成させている。それらの一部は地表にまで降り注いでいる。高山や飛行機で高空に昇れば、高度とと もに宇宙線の強度が上昇することが観測されている。また、地球を構成している物質にもカリウム-40 やウラン、トリウム等の自然放射性核種が存在している。ウランやトリウムは、半減期を考えると地球 が誕生した 46 億年前は、現在よりもはるかに多く存在していたと考えられる。これらのウランやトリ ウム及び子孫核種が、現在でも地中や大気中に存在している。

人類も地球上のあらゆる生物と同様に、宇宙線などの自然放射線を浴びながら進化してきた。放射線 が生物の DNA に当たると突然変異を生じさせることが知られている。DNA には修復作用があるので当て られた DNA のすべてが突然変異を起こすことはないが、有害な突然変異は生物に障害を与える。一方で は自然放射線による突然変異が地質年代のスパンで見れば、種として生物の進化を加速した側面もあっ たと言われている[2]。

しかしながら、放射線や放射性物質を人類が人工的に作り出せるようになると、人間の五感で感じる ことができないことから、気づかないうちに被ばくするおそれが生じた。このため放射線の人体影響に 対する防護について、考え方や防護手段が必要となった。放射性物質を取り扱う職業人は、施設の運転 管理者が直接防護対策を実施することができるが、公衆や環境については職業人ほど容易ではない。環 境中に放出された放射性物質を管理することは、過去の公害物質の環境管理の経験を踏まえると極めて 難しい。そこで放射性物質を環境中に放出させないことが最も重要になるとともに、環境中に放出され た放射性物質を追跡、測定、評価することが極めて重要となる。

国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告では、線源という言葉を必ずしも放射線の物理的な線源とは限 らず、放射性物質を環境に放出した施設全体を線源とみなしても良いとしている。つまり、被ばくを生 じさせる行為や行為を行う施設を広義の意味で「線源」と呼んでいる[3]。「線源」としては、研究施設、 医療施設、産業用の放射線、放射性物質の取り扱い施設、核燃料物質の使用施設、原子力発電所、核燃 料製造施設、使用済核燃料再処理施設、廃棄施設などが上げられる。さらには、放射性物質を利用した 人工衛星の落下、核実験、放射性物質の環境放出を伴う事故などが挙げられる。

なお、これ以降、放射性物質を「放射性核種」と記載する。通常、「放射性物質」との呼称には放射性 物質で汚染された物質も含まれる場合があるが、環境モニタリングでは、公衆の評価は核種毎に行うこ とが求められることから、明確化するために放射性核種の用語を用いる。

これらの「線源」からの環境影響を確認するためには、環境中の放射線の量や様々な環境媒体(「環境

試料」という)中の放射性核種濃度を測定、分析、評価することが必要となる。この活動が環境放射線 モニタリングである[4]。なお、環境モニタリングは、単に測定値や分析値を求める業務だけを指すので はなく、公衆の被ばくや環境影響の評価までが含まれる。したがって、環境モニタリングには、対象の 設定、試料の採取及び化学分析や測定に加えて、測定結果を用いた空間分布(マップ)や時間的変動(ト レンド)の把握、代表的個人の公衆の被ばく線量の評価までが含まれる。

なお、環境モニタリングで得られた測定値は、時間的にも空間的にも抜き取り検査であり離散的なデ ータである。これらの離散的なデータをつなぎ合わせ、その背後にある実際の自然環境、つまり連続し た空間や連続した時間の中での放射性核種の挙動を推定しなければならない。さらにそれらに基づいて 周辺公衆の被ばく線量や環境への影響を評価しなければならない。

環境モニタリングは、公衆に対する潜在的なリスクが大きい施設、すなわち原子力発電所や核燃料物 質使用施設及び加工施設など、取り扱う放射性核種の種類や量の多い大規模施設が重要となる。そこで、 これらの大規模施設について環境モニタリングの基本的な事項を本報告書にて紹介する。

大規模施設の環境モニタリングには、一般的に通常運転している状態における「平常時モニタリング」 と、事故、緊急時等における多量の放射性物質が環境中に放出される状況における「緊急時モニタリン グ」に分けられる。

平常時モニタリングは、施設が許可された条件で運転されている状況において、周辺公衆に対する被 ばく線量が、許可時の安全審査で評価された値を十分に下回っていることの確認と、無用な被ばくを与 えていないかを監視することにある。さらに、運転管理者が気づかないような経路からの予期しない放 出や、長期間にわたって少しずつ放出された場合などの環境影響を監視する役割がある。また、平常時 モニタリングは、変動傾向や通常と異なる変動を検知するため長期にわたって継続することが非常に重 要である。第4章、第5章に詳細を示すが、平常時モニタリングは、①環境中での空間線量(率)の測 定、②大気、水、土壌、生物、食品試料など(「環境試料」、あるいは「検体」とも言われる)中の放射 性物質の種類(核種)と、その濃度、量の測定、③これらの測定、分析結果の時間的変動(トレンド) や地域の空間的分布(マップ)の解析、④住民が受ける被ばく(外部被ばく、内部被ばく)に係る代表 的個人の線量を、数学モデル等を用いて評価することである。

一方、緊急時モニタリングは、事故時に放出される大量の放射性核種から周辺住民の被ばくを防護す るために、放射線防護対策の決定権者に対して根拠となる定量的な情報を提供することが初期の目的で ある。したがって、初期の緊急時モニタリングは、なによりも迅速性が優先される。さらに、放出が終 息し、環境中への新たな放射性核種の供給が停止し、放射性核種が現に存在する環境、いわゆる ICRP が 区分する現存被ばく状況[5]においては、地域ごとの代表的個人の被ばく線量(実効線量)を評価し、被 ばく低減化対策や避難解除の判断等に資するための環境モニタリングへ移行していくこととなる。

平常時モニタリングの強化、及び平常時モニタリングから緊急時モニタリングへの組織・体制の移行 は、事故情報や事故進展予測情報に基づいて、放射性核種の放出が開始される前に行うことが重要であ る。緊急時モニタリングにおいては、短時間に多くの項目についてモニタリングを実施しなければなら ない。このための準備、例えば、モニタリング計画に基づく体制の確立、緊急時モニタリングセンター

(Emergency Radiological Monitoring Center: EMC)の設置準備、資機材の準備、使用前の点検など、 事前の準備が重要である。また、異常な放出が始まる前から空間線量率の監視頻度を上げる、気象予測 情報を確認し環境モニタリング計画に基づく実働の手順を検討する、可搬型モニタリングポストを追加 設置する、大気中放射性核種濃度のモニタリングのための可搬型モニタ、ダスト/ヨウ素サンプラなど の機器の準備、点検及び配置を行うなど、平常時モニタリングを強化する。放出開始後は、気象情報等 を考慮したモニタリング計画の変更等について判断をすることが望まれる。また、事故発生初期は限ら れた人員で対応しなければならず人員の動員計画も必要である。平常時モニタリングの強化策をあらか じめケーススタディにより想定し、各県が事前に策定する環境モニタリング計画に含めておくことが重 要である。さらに、日頃から環境モニタリング計画に基づいた教育や訓練を行うことが必要である。

環境モニタリングには、幅広い知識と技術、並びに考察力が必要となる。放射線に関する物理、化学、 人体への影響、放射線測定器、計測技術、放射化学分析、農産物、畜産物、海産物などの農業、水産業 に関する知識、環境中での放射性核種の移行、生物濃縮などの環境生態学、土壌学、水文学、大気拡散、 海洋拡散などに係る気象学、海象学、放出放射性核種の環境中の拡散・移行シミュレーション技術、解 析・評価に係る統計学、モニタリング結果に基づく被ばく線量評価のための知識が必要である。さらに、 ICRP、国際原子力機関(IAEA)、原子放射線の影響に関する国連科学委員会(The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR)等で報告されている国際基準 や人体影響、地球規模での放射性核種の影響に関する知識なども必要となる[6]。

環境モニタリングは、公衆や環境を放射線影響から守るという明確な目的を持っているものの、扱われる対象としての自然は極めて複雑であり、短期的な影響にとどまらず長期的な影響を評価するためには、多くの学問分野にまたがる幅広い知識や技術が必要となる。

本報告書は、環境モニタリングとは何か、効果的な環境モニタリングを実施するためにはどのような 知識や技術が必要か、どのような点に注意しなければならないかを、筆者の経験、特に 2011 年 3 月 11 日(金)に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う東京電力ホールディングス株式会社(以下、「東電」と いう)福島第一原子力発電所事故時における緊急時環境モニタリングの経験も踏まえてまとめたもので ある。筆者が特にこだわったのは、放射線の人体影響に関する理解である。環境モニタリングは評価を 含むと前述したが、この評価の先にあるものは人体への影響の評価である。東電福島第一原子力発電所 事故時において、環境モニタリング結果を避難者などに説明する機会が多くなったが、「食べても大丈 夫か」、「ここに住んでも安全か」、また「この土壌中のセシウム濃度で米や作物が栽培できるのか」など、 環境における被ばくの影響に関係する質問が多く寄せられた。環境モニタリングの結果を、被ばく線量 を用いて評価する場合は、代表的個人の実効線量で示すことが多いが、「公衆の限度である年間 1mSv を 十分に下回っているので安全上の問題はない」と、何度説明しても、なかなか理解されなかった。この 原因の一つは、個別の環境モニタリング結果と、個人としての人体影響との関係が十分に理解されなか ったのが原因の一つに思われる。そこで本書では、一見、環境モニタリングと無関係に見える線量限度 や放射線の人体影響についても詳しく記載することとした。本報告書が、環境モニタリングに従事して いる方、あるいはこれから環境モニタリングに従事しようとする方の一助となれば幸いである。

なお、本報告書は、あくまで筆者の経験や提案に基づくものであり、この内容が環境モニタリングに おける全ての標準ではないことを注記したい。

第2章 環境モニタリングに係る主な歴史

2.1 大気圏内核実験

1938年に0tto Hahn、Fritz Strassmann、Lise Meitner らにより原子核の分裂現象が発見され た。この発見は、不幸にも第二次世界大戦前夜の世界情勢に翻弄され、核兵器開発に利用されるこ ととなった。ついには広島、長崎への原子爆弾の投下、その後の東西冷戦による軍拡競争へと導か れることとなった。大気圏内での核実験は、1950年代初頭から1962年をピークとして全世界で総 計543回、440Mt^aが行われた[7]。特に1954年3月1日にビキニ環礁で行われた「ブラボー実験」 と呼ばれた大気圏内核実験においては、実験場から離れた危険水域の外、約160km 以遠で操業し ていた我が国の遠洋マグロ漁船、第五福竜丸が実験により舞い上がった放射性降下物を受け被ば くした[8]。船員の死亡と放射線障害、漁獲したマグロの放射能汚染などについて大きく報道され た。広島、長崎の原爆被ばくに続く事件として、放射線や放射能への不安や恐怖を著しく増大させ た。

大気圏内核実験による地球規模の放射性降下物 (グローバルフォールアウトと呼ばれている) へ の懸念の高まりを受け、国際連合(国連)は、1955年に原子放射線の影響に関する国連科学委員 会(United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation:UNSCEAR)を 設置し、環境放射能のレベルやそれに伴う被ばくの影響に関して、世界中の研究成果を収集・評価 し、その結果を総会に報告させることした。UNSCEAR 2000 年報告書[7]によると大気圏内核実験に 伴い環境中に放出された放射性核種の地球全体の放射能の総量は、1963年に最大値を記録し、実 効線量として全世界平均で年間 0.11mSv に達したと評価している。その後、グローバルフォール アウトは、1963年に米国、ソ連、英国が結んだ部分的核実験禁止条約(PTBT条約)の発効により 減少に転じた。しかし、我が国への影響は、中国による大気圏内核実験が1980年10月まで続い たこともあり、その後も見られた[7] [8]。中国による核実験が行われると、核実験直後の数日後 から数週間、数か月間に渡って偏西風に乗って様々な種類の放射性核種が、我が国にもたらされ た。例えば 1976 年 9 月 26 日に茨城県東海村において観測された核実験の影響は、報告書[9]によ ると、主な核種として、¹⁴⁰Ba⁻¹⁴⁰La(26%), ¹⁴⁷Nd(24%), ⁹⁵Zr(9.2%) - ⁹⁵Nb, ²³⁹Np(11%), ¹³²I(9.6%), ¹³³I, ¹³¹I, ¹⁴¹Ce, ¹⁴³Ce, ⁹⁹Mo, ¹⁰⁶Ru-¹⁰⁶Rh, ¹³²Te, ¹³⁷Cs などであった。なお()内の数字は空間線 量率への寄与割合である。¹³⁷Cs を除き、いずれも半減期が比較的短いもので占められていたこと や、ウェザリング(降雨洗浄効果)等もあり、大気、水、土壌、農作物などの陸上環境中の放射性 核種の濃度は急速に減少した。しかし、海産物では食物連鎖により魚介類中の¹³⁷Cs や⁹⁰Sr 等^bの濃 度が時間をおいて上昇し、かつ、それ以前のバックグラウンドに戻るまでに数年間を要した [9] [10]

大気圏内核実験によるグローバルフォールアウトに起因する人工放射性核種濃度の上昇にとも ない、大学、研究機関を中心に大気、海洋環境に係る環境放射能研究が全国で進められた。気象庁 気象研究所は、1954年から大気圏内核実験の影響に関する調査を開始し、人工放射性核種の大気、

a Mt (核出力の単位、メガトンと称する。1Mt は TNT 火薬百万トンに相当)

b 核種表記については、これ以降¹³⁷CsからCs-137に変更する。

海洋における濃度や挙動などに関して多くの研究成果を上げた[11]。また全国各都道府県は、国 (旧科学技術庁、文部科学省)の支援に基づき日本全国に渡る放射能の水準調査を実施してきた。 研究成果は、昭和34年(1959年)より国(旧科学技術庁、文部科学省)が毎年主催してきた環境 放射能調査研究発表会において報告された[12]。

2.2 原子力の平和利用

1953年12月8日に米国のアイゼンハワー大統領が国連総会において、核物質の国際管理と平和 利用に関する演説(Atoms for Peace)を行った。それを契機として IAEA が設立され、我が国でも 放射性同位元素(アイソトープ)の利用や原子力発電等の平和利用に関する研究が進められるこ ととなった[13]。また、国内法の整備も進められ、昭和30年(1955年)に原子力基本法が、昭和 32年(1957年)に放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律(放射線障害防止法)、 同じく昭和32年(1957年)に核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律(原子炉等規 制法)が、さらに昭和47年(1972年)には、労働安全衛生法に電離放射線障害防止規則(電離則) 等が制定された。法令整備とともに、発電用軽水型原子炉施設の立地や、設計、安全評価、建設、 運転、周辺公衆の防護等に関する様々な審査指針等の整備が、原子力委員会、原子力安全委員会に より進められた[14]。

これらの法整備と相まって我が国最初の商業用原子力発電所を建設するため、日本原子力発電 株式会社が設立され、茨城県東海村に最初の商業レベルでの民間原子力発電所が建設された。こ の最初の原子力発電所は、天然ウランを燃料に用いることができる電気出力 16 万 5 千 kW の英国 製コールダーホール型天然ウラン・炭酸ガス冷却黒鉛減速炉の改良型炉 (AGCR) であった。なお、 英国から地震国の日本に導入するために耐震性が向上され、1966 年 7 月に営業運転を開始した [15]。

その後は、濃縮ウランの輸入が認められたこともあり、米国から沸騰水型(BWR)及び加圧水型 (PWR)原子力発電所が導入された。なお、原子力発電所の安全審査における環境影響評価手法につ いても、米国政府における評価手法(例えば、1976年に初版が発刊された U.S. Nuclear Regulatory Commission(NRC) Regulatory Guide、1.109, "Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I" [16]などを参考としながら、日本の自然環境に応じた評価指針が策定された。

2.3 放射線防護に関する国際的取り組み

放射線の人体への影響が明らかになるにつれて、職業人を放射線障害から防護する基準等、ガイ ダンスの必要性が世界的に生じた。このため、医学分野の専門家による国際的な取り組みが始め られた。

防護への取り組みが始められた当初は、防護の対象は職業人であった。その後、一般公衆の防護 へ進展し、最後に生物種の防護が対象に含まれた。なお、環境防護に関しては、後述するが国際放 射線防護委員会(ICRP)は、当初、ヒトを防護することにより、他の生物種の防護も可能との考えであった^c[17][18][19][20]。

しかし、IAEA は、放射性廃棄物の海洋投棄、地層処分等における環境リスクから、1976 年に「水 生生物及び生態系における電離放射線の影響」[21]を刊行し、1992 年には、「現行の放射線防護 基準が意味するレベルにおける植物及び動物への電離放射線の影響」を刊行している[22]。さら に、1999 年に「電離放射線の影響からの環境の防護」[23]を刊行し環境防護への関心を高めてき た[24]。

そこで、ICRP においても IAEA 等の動きと歩調を合わせ、2002 年に Publication 91「ヒト以外の生物種に対する電離放射線のインパクト評価の枠組み」を発刊し、環境防護に関しても対象として取り組むこととした[24]。

先ず、職業人の防護であるが、初期の放射線障害は医療従事者や患者において見られた。透視撮 影やトロトラスト等の造影剤による影響などが良く知られている。最初に確認された症状は、脱 毛、紅斑や潰瘍、リンパ球等血液像の変化、造血障害のような身体的影響(急性障害)であった。 これらの発症を防止するための基準が検討された。また、ラジウム等を含む夜光塗料を文字盤に 塗った夜光時計などへの利用における放射線障害が産業界などでも確認されるようになった。こ の文字盤に筆でラジウムを含んだ夜光塗料を塗る作業の多くは女性が従事しラジウムダイアルペ インターと呼ばれ、骨髄炎、白血病、骨肉腫などの障害が発生した[25]。

最初の被ばくの限度の目安は、皮膚の紅斑や血液障害などの身体的影響を防止するため、ICRP の前身である国際 X 線ラジウム防護委員会が、耐容線量としての基準を設けた。例えば、耐容線量 は、1 ヶ月あたり 1/100 皮膚紅斑線量以下とされた[26]。

急性障害の多くは、被ばくした線量の大きさ(量)に応じて血液障害、皮膚障害、胃腸管系障害、 神経系障害、致死等など重篤度が増大する障害である。また、これ以下の被ばく線量では発症しな いとの「しきい線量」があることなどが分かってきた。そこで被ばくの限度をしきい線量以下に設 定し、これらの障害の発症を防ごうとしたのである。

その後、放射線の利用にともない多数の職業人の被ばくや原爆被爆者の調査結果から、数年から 数十年を経た後に発症する白血病や腫瘍、ガンなどの増加が確認された。また、動物実験から子孫 への遺伝的影響が知られるようになった。これらは晩発的影響と呼ばれた。なお、晩発的影響の中 でガンや遺伝的障害については、被ばくした線量に応じて発症の確率が増加することがわかり、 確率的影響と呼ばれた。また、確率的影響は、これ以下では発症しないとの「しきい線量」の存在 を科学的に証明することが非常に困難であった。急性障害が発症し、たとえ治癒したとしても確 率的影響のリスクが残ること、また、しきい線量未満で急性障害が現れなかったとしても長期的 なガン等のリスクがあることを意味した。

ICRP Publication 26(1977 年勧告) [20]において「すべての個々の人間の防護に必要とされる安全のレベルは、ヒト以外のほかの種の個々の生物体は必ずしも防護しないとしても、それらの種を防護するのには十分妥当であろうと考えられる。委員会は、それゆえ、もし人間が適切に防護されれば、ほかの生物もまた十分に防護されるであろうと信ずる」、また、その後のPublication 60 (ICRP, 1991)
 [3]においても「委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている」との立場であった。

そこで、放射線利用の利益と放射線被ばくによる不利益とを比較して、利益が不利益を上回らな ければ利用は正当化されないとの考え方が採用された。さらに、不利益は合理的に達成できる限 り小さくすべきとの考え方に修飾された。この考え方は、As Low As Reasonably Achievable: ALARA と呼ばれた。放射線利用の方法を常に改善し、被ばくを低減させる行為を継続的に実施していく べきとの考え方であり、放射線防護の最適化と呼ばれた。ただし、それでも規制のための基準は必 要であったことから、他の産業で許容されたリスクと比較することとした。初期の ICRP は、被ば くによって増加するガンなどのリスクが、他の産業のリスクと同程度未満でなければ、社会的に 許容されないとの考え方を採用し線量限度を設けた。子供は大人より放射線に対する感受性が高 いこともあり、18歳未満は放射線を取り扱う作業には従事してはならないとされた。そこで、最 大許容線量と最大集積線量の考え方が導入された。最大集積線量は、1958年に ICRP Publication 1において年間5(n-18)レム(rem)、また短期間の高線量率での被ばくを制限するため、3か月間に ついては3レムとの限度が提唱された[17]。なお、nは年齢である。皮膚等に関しては3か月間で 8 レムとした。その後、この全身に対しての限度は年間5 レム、その後、実効線量に関しては、年 間 50mSv、5 年間で 100mSv と改定されてきた[26]。また、急性障害を防止するために、しきい線量 を下回る基準が身体の部位別に設定された。なお、公衆に対する限度は、職業人より低く設定され た。これら職業人と公衆間で異なる基準は、他の分野、例えば化学物質の許容量などの基準に比べ ると社会的には理解が難しかった。同じ人間であるなら職業人と一般人で基準に差を付けなけれ ばならないことが理解できない方が多かったのではないだろうか。繰り返しになるが、確率的影 響の限度は、リスク(不利益)とベネフィット(利益)で決められた基準であり、両者が職業人と 一般人では異なることから限度に差を設けているのである。放射線の限度は、許容量などと異な り、安全と危険を分ける境界ではない。

現在は、100mSv以上であれば被ばくの量に確率的影響の発現頻度が比例するとの疫学的研究(コホート研究など)が報告されてきている。しかし、100mSv未満の低線量領域においては白血病やガン等にしきい値があるか無いかは、現在(2020年)の時点では確認されていない。前章で既に述べたが、どんなに低い線量でも被ばく線量に応じた影響が発生するとして取り扱うとの放射線防護を重視する考え方は、しきい値無しの直線比例モデル:Linea Non-Threshold (LNT) モデルと呼ばれている[5]。

ただし、人間には放射線に対しても DNA の修復機構が備わっているのだから確率的影響にもし きい線量があるとの主張や、自然放射線レベルにおいては放射線の刺激効果(放射線ホルミシス) により放射線被ばくに対する抵抗性が増すなどの研究も報告されている[27]。しかし、低線量の放 射線被ばくの影響は、どんなに少なくともそれに比例するリスクがあるとする「LNT モデル」とし て放射線管理のために適用されている。つまり、科学的に不明な場合は作業者の防護を優先する との考え方に基づいている。これらの考え方を導いた変遷について、次に紹介する。

放射線の人体影響と防護に関しては、各国の専門家により構成された ICRP により、勧告や勧告 を具体的に適用するためのガイダンスが発刊されてきている。各国政府はこの勧告に基づいて法 規制などを整備してきた。

ICRP は、放射線、放射性核種を取り扱う医療関係者、職業被ばくの防護に関する必要性の高ま りから、1928 年国際 X 線・ラジウム防護委員会(International X-ray and Radium Protection Committee: IXRPC) として、放射線医学分野の専門家により設立された。その後、1950年に取り 扱う対象の範囲を広げ、組織と名称が変更され、The International Commission on Radiological Protection: ICRP となった。ICRP は、 Publication 1において「すべての線量を実行可能なか ぎり低くすべし; ALAP (As Low As Practicable)」との考え方を示し、その後の Publication 9 で は、「経済的及び社会的な考慮を計算に入れたうえ,個人線量を容易に達成できるかぎり低くすべ きであること「ALARA (As Low As Readily Achievable)」となり、Publication 26, 1977年勧告で は「ALARA (As Low As Reasonably Achievable)」となり、Publication 26, 1977年勧告で は「ALARA (As Low As Reasonably Achievable)」、「すべての被ばくは社会的、経済的要因を考慮 に入れながら合理的に達成可能な限り低く抑えるべきである」との放射線防護の最適化の原則が 勧告された。この ALARA の考え方は現在でも生きている。ただし、Reasonably(合理的)の取り扱 いについては、近年、解釈の違いにより議論を呼んでいる。放射能の単位としては、当初、キュリ ー (Ci)、照射線量の単位としてレントゲン (R)、被ばく量の単位としてレム(rem)が用いられた [3][5][17][18][19][20]。

ICRP は、放射線防護にかかる新たな知見や研究成果に基づき、放射線防護対策の原則や基本的 な考え方を「勧告」としてまとめている。また、この他、勧告の履行に必要な線量限度や考え方、 実効線量、等価線量(組織反応)の算出のための放射線加重係数、組織加重係数、体内モデル、線 量係数等に関して、実際の現場へ適用するための技術的内容に関する刊行物(Publication)が勧 告の内容に副って発刊されている[28]。

ICRP Publication 26 (1977 年勧告) [20]では, 線量制限体系(後の放射線防護体系)として、 正当化,防護の最適化,及び線量限度の遵守、いわゆる放射線防護体系の三原則が勧告された[20]。 大原則として線量限度を超えることは正当化されない(線量限度の遵守)。また、限度未満の被ば くであっても、放射線被ばくを高める「行為」と放射線被ばくを低くする「介入」の「便益」と「損 害」を評価し便益が損害を上回らなければ正当化されないし、また、ALARA の精神に基づき、行為 の改善に努め被ばくを継続的に低減化していく PDCA を回していくこと、いわゆる防護の最適化を 最も重要視すべきであると勧告している[5]。

また、ガンや遺伝的影響のリスクに係る確率的影響の抑制に着目し、実効線量当量(後に「実効 線量」に置き換わった)と臓器の急性障害などしきい値が存在する非確率的影響の概念が取り入 れられた。実効線量当量は、各臓器の吸収エネルギーに線質係数(後に放射線加重係数)を乗じ非 確率的影響(後の確定的影響)として組織線量当量(後の等価線量)を算出後、臓器・組織の組織 荷重係数(後に組織加重係数)を乗じて合算するものである。言い換えると人の体外にある放射線 源、体内にある放射線源からの照射による臓器・組織の確率的影響のリスクを区別せず合算し数 値化するものであった。また、従来の人体を一つの塊と見なした吸収線量に線質係数や身体影響 に係る修飾係数を乗じた全身被ばく線量レム(rem)から、各臓器・組織ごとの吸収線量に放射線荷 重係数や組織荷重係数を乗じ、単位系を国際単位 SI 単位系に合わせた実効線量当量とし、単位を シーベルト(Sv)に変更した。この改訂によりそれまでは外部被ばくの防護に重点が置かれていた 放射線防護が、1977 年勧告によって内部被ばくの評価にも重点が置かれるようになった。なお、 1977 年勧告では、内部被ばくの評価には預託実効線量当量との考え方が導入され、外部被ばくと 内部被ばくを区別せず合計した実効線量当量を用いた管理が求められることとなった。この改訂 により、一躍重要性が高まったのは、天然核種であるラドン(Rn-222, Rn)、トロン(Rn-220, Tn)

- 8 -

系列核種による内部被ばくの影響であった⁴。Rn、Tn は気体状の自然放射性核種で地殻中に存在す るウランやトリウムの子孫核種として生成し、空気中に拡散されている。Rn、Tn は崩壊し粒子状、 エアロゾル状のBi-212、Bi-214、Pb-212、Pb-214、Po-210 等の子孫核種を生じ、呼吸によって気 道に沈着し内部被ばくを生じること、鉱山での被ばく事例や気管支モデルでの評価で明らかにな った。ウランやトリウムは花崗岩に多く含まれ、北欧ヨーロッパ地域の室内、特に地下室などで十 分な換気が無い場合は、公衆の線量限度を超える預託実効線量当量を与えるとの調査成果が報告 された。これにより、全世界的に Rn、Tn 子孫核種の内部被ばくに対する防護の研究が進展した [29][30]。

また、ICRP Publication 26 (1977 年勧告) では SI 単位系への変更がなされ、放射能はキュリ ー (Ci) からベクレル (Bq) 、空間線量 (周辺線量当量) は、照射線量レントゲン (R) からクー ロン/kg (C/kg) 、吸収線量はラド (rad) からグレイ (Gy) に、身体的影響の単位は、レム (rem) から実効線量当量としてのシーベルト (Sv) へ変更された[20]。

その後、ICRP 1990 年勧告(Publication 60) において、実効線量当量(H_e)が実効線量(E)に、 組織線量当量が等価線量に改訂された。特に、公衆は、複数の線源(例えば複数の原子力施設、医 療放射線等)からの被ばくの可能性があることから、すべての線源からの被ばく線量が、個人の線 量限度を超えないようにするとともに、さらに社会的な便益と損害を受ける集団が同一でない場 合が存在することに考慮し、各線源からの被ばくを最適化するため線源に対する線量拘束値(Dose constraints)及び潜在被ばくに対するリスク拘束値の適用が導入された[3]。

ICRP 2007 年勧告[5]では、放射線防護体系(正当化、防護の最適化、線量限度、参考レベル) の考え方がさらに整理され、適用にあたっては、それまでの行為と介入の考え方から、計画被ばく 状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況などに応じての考え方に具体化された。なお、計画被ば く状況は、被ばくする行為を実施者がコントロールできる状況にあることを前提としており線量 限度が適用される。これに対して、緊急時被ばく状況や現存被ばく状況では、被ばくの状況が既に 存在しており、人が容易に制御できない状態であることから、線量限度では無く参考レベルを用 いることが示された。参考レベルは、防護の最適化の考え方に基づき介入によって不利益が生じ る場合は、介入の不利益と放射線被ばく低減化による利益の両者の最適化を図るために設けられ る目安レベルである[31]。

d 筆者の経験としては、人形峠ウラン鉱山におけるラドン、トロン系列核種による労働者の被ばくに関する報道と被ばく再評価に関する対応である。ラドンの内部被ばくはその子孫核種が気道に沈着して生じさせるため、通常の放射性核種と異なる評価を行わなければならない。子孫核種と親核種の平衡係数や子孫核種が親核種から生成され空気中のエアロゾルに吸着するが、生成直後のエアロゾルに吸着していないフリー成分の割合が気道の内部被ばく評価に重要である。これらを考慮して定められた「平衡等価ラドン濃度」やワーキングレベル WL (Working Level)、ワーキングレベルマンスWLM(Working Level Month)など、ほかの核種と異なる単位が用いられ、そのための知識が必要であった。ちなみに、WLは1リットルの空気中に1.3E+05 MeVのポテンシャル・アルファ・エネルギーを放出するラドンの短寿命子孫核種の任意の混合濃度を示す。また、WLM は1作業月、すなわち170時間にわたって1WLの濃度の空気を呼吸することによる累積被ばく量と定義されている。大気中のラドン濃度のモニタリングも親のラドンやトロンを直接測定する方法とは別に子孫核種を測定するためのWLM モニタ、アクティブ法やポンプなど動力を用いないパッシブ法があげられる。

特に公衆に対する現存被ばく状況における参考レベルは、1990年勧告では介入に伴う回避線量 として: <~10mSv/年では低減化できる被ばく線量が小さく、介入は正当化できそうもない、>~ 10mSv/年では介入は正当化できるかもしれない、100mSv/年までは、介入はほとんど常に正当化で きるとしていた。つまり、介入(対策)によって 10mSv/年より少ない線量しか低減化できない場 合は、その介入方法は正当化できないとしていた。

しかし、2007 年勧告では、最適化の考え方を導入し、ステークホルダーの意見や状況に応じ、 残存年間線量として緊急時は 20mSv/年から 100mSv/年、現存被ばく状況では 1mSv/年から 20mSv/ 年の間と幅を持たせて参考レベルを定めることが示された。また、数値の意味も介入における「回 避線量」から「残存線量」に変えられた。この理由の一つとして、1990 年勧告で示された参考レ ベルが回避線量で 10mSv/年未満に低減化することが、社会的、経済的な要因を考慮すると現実的 には難しい状況も確認されたからである。例えば、北欧の地下室など、自然放射性核種であるラド ン濃度が高い場所が見受けられたが、従来から長年にわたって居住実態がある状況を考慮すると、 参考レベルを超えたからといって、直ちに規制や介入などの対策は現実的に難しい状況も確認さ れた。参考レベルを一律に定めるのではなく 1mSv/年~20mSv/年の幅を持たせ、現存被ばくの状況 の被ばくのリスクと対策等にともなう不利益等を考慮して居住者等のステークホルダーも含めた 参考レベルを決定することが望ましいとした。

っまり、現存被ばく状況では、避難や転居などの被ばく低減のための介入に伴う不利益が大きい 場合は、その不利益を勘案して参考レベルを1mSv/年から20mSv/年の間で設定しなさい、ただし、 20mSv/年を超える場合は20mSv/年未満にするための介入は正当化されるので、現存被ばく状況に おける参考レベルは最大でも20mSv/年未満にすべきとのことを意味する。介入の方法をその不利 益が被ばく低減による利益を上回らないようにしながら、参考レベルを1mSv/年に近づけることが 重要である。介入の不利益と被ばく回避の利益を比較しながらPDCAを回し、段階的に被ばくの低 減化を図ろうとすることが防護の最適化の考え方である。

最適化の考え方をとると、例えば、遠方や長期間の避難、転居の不利益が、その対策をとること により回避できた被ばく低減化の利益に比べてはるかに大きい場合は、事故初期の参考レベルを 20mSv 未満として、これを達成できる対策として近隣の遮蔽効果の高いコンクリート建物などへの 一時的な屋内退避など、前者に比べ負担の少ない対策を選択する。その後の短半減期核種の減衰 や除染による空間線量率の低下にともない、参考レベルを、例えば10mSv/年、5mSv/年と段階的に 変え、参考レベルを下げていく、これにより被ばくの不利益と介入にともなう不利益の両者の不 利益を最小化していくという考え方である。この考え方の根底には放射線に伴う確率的影響のリ スクはゼロにすることはできないが、被ばく線量が小さくなれば確率的影響のリスクも小さくで きるものの放射線被ばく以外の肉体的、精神的、あるいは経済的など、様々なリスクが増大してし まう、このため両者のリスクが最小化するような最適化が重要とのことであると思われる。この 防護の最適化の考え方は、状況の変化に合わせて PDCA を回し、最終的には追加の被ばく線量を1 mSv/ 年未満に低減化していくことを目指している。

公衆に対する放射線防護に関して ICRP は、線源(施設)周辺の公衆の放射線防護のための刊行 物として、ICRP Publication 7(1966); Principles of Environmental Monitoring related to the Handling of Radioactive Materials (放射性物質の取扱に関連する環境モニタリングの諸原 則) [32]、Publication 29(1979); Radionuclide Release into the Environment – Assessment of Doses to Man (放射性核種の環境への放出;人に対する線量の算定)[33]を発刊した。この中 で、環境中への放射性核種の放出と、放出の結果生じる人への線量との関係を予測する 2 つの数 学的方法、濃縮係数(CF)法とシステム解析(SA)法について比較検討を行っている。その後、ICRP Publication 43 (1984); Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population (公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則)[34]では、環境媒体間の移行経路、 被ばく経路(決定経路)とモニタリングの方法、コンパートメントモデル、平衡状態における移行 係数(TF; Transfer Factor)や濃縮係数(CF; Concentration Factor)、動的状態における移行速 度係数等に関する検討、被ばく評価モデルや環境モニタリング結果に基づく代表的個人の実効線 量評価(以下、「環境影響評価」という)などが示された。

公衆に対する線量限度については、ICRP Publication 26(1977 年勧告)[20]では公衆の線量限度 を当初 500mrem/年(年間 5mSv)としていたが、広島、長崎の原爆被爆者の追跡調査結果に基づく 1985 年のパリ声明を受け年間 1mSv に引き下げた。

ICRP は、放射線や放射性物質を取り扱う職業人の防護から公衆の防護、さらには生物多様性を 維持するための環境防護に防護の対象を広げてきている。2007 年勧告[5]では、人の防護に加え生 物多様性の保全に関する国際的枠組み呼応し環境防護の重要性を説いており、2008 年に Publication 108; Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants、2009 年に Publication 114; Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants を発刊している[35]。

この他、米国では、広島、長崎に投下された原爆による放射線影響調査の後継として、米国科学 アカデミー研究審議会の「電離放射線の影響に関する委員会(Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation; BEIR)を設置し、放射線の人への影響に関する調査が進めら れており、BEIR-Report(例えばBEIR-VII)が刊行された。これらの結果は、米国原子力規制委員 会(NRC)における規制の科学的根拠とされてきた[36]。

一方、IAEA は、原子力の平和利用と核燃料物質の管理、核兵器転用の防止等を目的として、各 国からの代表者をもって構成する国際機関として設置された。IAEA は原子力発電所等の安全性や 核セキュリティの向上、緊急時の対応のため、様々な安全要求(Safety Requirements: SR)、安 全ガイド(Safety Guides:SG)、安全報告書(Safety Reports Series:SRS)、技術報告書(Technical Reports Series: TRS)、 技術資料(Technical Documents: TECDOC) などを刊行してきた。特に、 1996 年に発刊された基本安全原則(the International Basic Safety Standards; BSS)の中に は、公衆の放射線防護についても定めている。なお、BSS は、Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards(GSR Part 3) として 2014 年に 改訂されている[37]。

環境モニタリング手法に関しては、2010 年に IAEA Safety Reports Series No. 64「Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring」において、放出モニタリングも含めた平常時及び緊急時のモニタリング手法が詳細に記述されている[38]。

また、IAEA は、チェルノブイリ原子力発電所事故を受け、原子力事故、緊急事態に係る準備、 対応のための安全要件(SR) GS-R-2(2002)、 "Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency" [39][40]、安全ガイド (SG) として GS-G-2.1(2007)、Arrangements for Preparedness for a Nuclear or Radiological Emergency[41]、技術資料 (TECDOC) として IAEA-TECDOC-1092(1999), Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency[42]、IAEA-TECDOC-1162(2000), Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency[43]などにおいて、緊急時の公衆の放射線防護などの考え方、評価方法等を示してきた。

IAEA は、チェルノブイリ原子力発電所事故等後、緊急時における環境モニタリング等に関する 国際的な支援の枠組みとして 1986 年 11 月に早期通報条約(The Convention on Early Notification of a Nuclear Accident _ 'Early Notification Convention') 並びに、支援協定

(The Convention on Assistance in the Case of a Nuclear Accident or Radiological Emergency _ 'Assistance Convention')を構築し、各国と締結した[44]。現在は、IAEA に Incident Emergency Center(IEC)、Response Assistance Network (RANET)、EPR-RANET2006を構築し、各国の原子力、 放射線事故時に現地派遣チーム (Field Assistant Team(FAT))、及び外部から評価解析を支援す る External Based Support(EBS)、FAT と EBS の合同チーム Joint Assistance Team (JAT) への参 加登録を募っている[44][45]。

さらに、東電福島第一原子力発電所事故を契機として、福島県とIAEA は覚書を結び、2013 年に 福島市に緊急時対応能力研修センター(Capacity Building Center: CBC)が開所(その後、三春 町の福島県環境創造センターへ移転)し、緊急時に備えた資機材の保管及び、2013 年以降、毎年、 RANET の FAT、世界各国の環境モニタリングや緊急時対応関係者、日本国内を対象とした原子力及 び放射線緊急時における環境モニタリングと対応に関するワークショップを、帰還困難区域内で のフィールドモニタリングも含めて開催してきた。日本原子力研究開発機構福島環境安全センタ ー(現、環境影響研究ディビジョン)もこのワークショップを支援してきた[46]。

以上のように、大気圏内核実験フォールアウトに係る環境影響評価として始まった環境モニタ リングは、原子力施設などの施設(線源)の周辺環境に対して、平常時の監視及び緊急時の備えや 防護対策決定のためのモニタリングとして進化してきた。

2.4 我が国の法規制や学会等の環境モニタリングに関する取り組み

前後するが、我が国では1955年12月に原子力基本法が制定され、原子力の研究、開発、利用は 平和の目的に限ることがうたわれた。原子力基本法に基づき核原料物質、核燃料物質及び原子炉 の規制に関する法律、及び、放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律が1957年6 月に制定された。原子力の研究開発や原子炉の設置運転に係る一連の法律を一般的に「原子炉等 規制法」または「炉規法」と呼んでいる。なお、厳密には、法律は具体的な事項については、政令、 規則、告示により定めている。これらの政令、規則、告示までを含めて「法令等」と呼称されるこ ともある。また、放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律は、規則、告示も含め 「障防法」、「RI 法」とも呼ばれている[47]。なお、令和元年には、セキュリティ強化対策など の取り入れを踏まえ、法律名が「放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律」から 「放射性同位元素等の規制に関する法律」へ変更となった。通称は「RI 規制法」である。 原子炉等規制法は、原子力発電所等の設置、運転、廃棄等に際して、排気、排水等の放出管理、 すなわち放出モニタリングを設置者に義務付けており、排気、排水中の濃度が濃度限度を超えて 環境へ放出されることが無いように管理することが定められている。また、施設の設置許可申請 における安全審査においては、平常運転における年間最大放出量による周辺監視区域外の住民の 被ばく線量が、公衆の線量限度(年間 1mSv)ならびに発電用軽水型原子炉施設の場合は、線量目 標値(年間 50 μ Sv)を十分に下回っていることが求められている[48]。

なお、施設の周辺監視区域の境界付近に設置されている MP は、原子炉等規制法上は屋外放射線 監視設備との扱いであり異常の監視を目的としている。また、MP は原子力災害対策特別措置法(原 災法)における通報(第10条)にも使われることから、MP を設置した際は検査を受けることが定 められている[49]。

このため放出モニタリング及び周辺監視区域境界における空間線量率の測定は、施設運転にと もなう気体、液体等の廃棄物管理の一部として施設管理者(事業者)が行うことが義務付けられて いる。また、周辺監視区域外の住民が居住している環境における平常時モニタリングは、行政を担 当する立地自治体により行われている。これは規制法の対象が、あくまで原子力施設とその運転 を行う事業者だからである。原子炉等規制法において施設の運転管理者は、環境に影響を与えな いように施設の設置、運転、放出管理を行わなければならないとしている。

このような理由もあり、地方自治体が施設周辺の平常時の環境モニタリングを実施している。た だし、事業者も自治体との環境保全に関する安全協定等により、環境モニタリングを分担、実施す ることが定められている。通常、立地自治体(県等)が設置した、例えば「環境放射線等監視委員 会(茨城県などの場合、名称は各県により異なる)」の計画に基づき、敷地境界に設置された MP も含めて、自治体、事業者が分担し環境モニタリングを実施している。自治体は、環境モニタリン グ計画の立案及びモニタリング結果や事業者からの放出源情報等を取りまとめ、一般的には、学 識経験者や市町村、農業、漁協等の利害関係者(ステークホルダー)を含めた環境放射線監視委員 会のような委員会において、異常の有無を定期的に評価してきている[50][51][52]。

一方、使用済核燃料再処理施設に関しては、国の安全審査において排気、排水中の放射性核種濃 度が濃度限度を下回らないように放出する管理ではなく、環境へ放出されたのちの拡散も考慮し た管理とすることとなった。特に海洋放出に関しては、放出された後の拡散、移行を考慮した線量 評価で規制することとされた。このため特に海洋放出口周辺の海域の海水、海底土、海産生物、漁 具などの線量評価に必要な環境のモニタリングの実施を事業者に義務づけるとともに、環境モニ タリング結果については、法令(再処理事業規則など)に基づき四半期毎に国に報告させることと した。また、環境モニタリング結果は、四半期報告書をとりまとめて1年間毎に原子力安全委員会 で審議することとなった。そこで、昭和49年(1974年)には、原子力委員会に環境放射線モニタ リング中央評価専門部会(以下、「中評部会」という)が設置された[53]。この「中評部会」では、 再処理施設以外の全国の環境放射能水準調査結果などに関しても報告を受けることとされ、各自 治体が行う環境モニタリングに係る指針として、「環境放射線モニタリング指針」を昭和53年 (1978年)に取りまとめた。各自治体及び事業者は、この指針に則して環境モニタリングを実施 してきている[54]。なお、中評部会は、その後、平成16年4月に専門部会の再編に伴い原子力安 全委員会の放射線防護専門部会の分科会となった。しかし、平成24年6月20日に設置された原 子力規制委員会には、中評分科会そのものは継承されていないようである[55]。

その後、東電福島第一原子力発電所事故を踏まえ、環境放射線モニタリング指針(以下「環境モ ニタリング指針」という)は、原子力災害対策指針の補足参考資料と位置付けられ、旧指針は廃止 され原子力災害対策指針の内容に沿って平成30年4月4日付けで再制定された[56]。また、緊 急時の環境モニタリングも原子力災害対策指針の補足参考資料と位置づけられた。同資料では、 緊急時モニタリングの実施に当たっては、国、地方公共団体及び原子力事業者は、目的を共有し連 携し、必要に応じて補い合うこととされた。緊急時モニタリングにおいても地方公共団体及び原 子力事業者が協力して実施することが明確化されている[57]。

原子力の平和利用に関する研究開発は、昭和30年(1955年)代初頭よりウラン資源の有効利用 を図るため、使用済核燃料を再処理し、回収されたプルトニウムやウランを再び燃料として利用 すること、いわゆる核燃料サイクルの確立が目標とされた。このため東海村に我が国最初の核燃 料再処理工場がフランスからの技術導入により建設されることとなった。英国ウィンズケール (Windscale)再処理施設(現、セラフィールド:Sellafield 再処理施設)、フランスのラ・アー グ(la Hague)再処理工場等の設計に倣うと、海洋への放射性核種の放出量が原子力発電所に比べ 非常に多くなると予測された。このため、国は、放出量の低減化技術の導入とともに海洋環境への 影響については十分な調査が必要とされた。これにより、昭和36年(1961年)頃から東海村沖の 海洋調査、気象調査が開始された。また、原子力委員会は、昭和41年(1966年)「放射性廃棄物 の海洋処分に関する調査研究について」にて「放射性廃棄物の海洋放出調査特別委員会(海放特)」 を設置し、海洋放出放射性核種の影響に関する調査を進めた。また、使用済核燃料再処理施設から の海洋放出の規制に関しては、前述したが排水濃度での規制では無く、放出量に基づく線量評価 により規制することが規則等により定められた⁶[58][59]。

具体的には、海洋放出管を海底に敷設し、沖合の海底から放出することによる鉛直噴流拡散希釈 の効果を利用して放出する方法であった。これにともない使用済燃料の再処理事業に関する規則 (以下「再処理規則」という)、核燃料物質の加工の事業に関する規則等の規定に基づき、線量限 度等を定める告示(以下、「加工等線量告示」という)には、海洋放出口周辺の海水、海底土、魚 介類、漁網などを中心とした海洋環境モニタリングの実施が事業者に義務付けられることとなっ た。なお、再処理施設の保安規定では海洋に加え、陸上環境の環境モニタリングの計画も定められ た。また、再処理施設の環境モニタリング結果は、法令に基づき四半期毎に報告するとともに、1 年間のモニタリング結果については前述の中評部会にて審議・評価されてきた[53]。

環境放射線の測定技術、放射能の分析法に関しては 1957 年より米国 Environmental Measurements Laboratory (EML) にて、HASL マニュアルが環境放射能分析に関する測定、サンプ

[•] 参考文献[58]:使用済燃料の再処理事業に関する規則、昭和46年3月27日総理府令第10号及び、 参考文献[59]:核燃料物質の加工の事業に関する規則等の規定に基づき、線量限度等を定める告示、 平成12年12月26日、科技庁告示第13号:周辺監視区域区域外の濃度限度等、第九条2、3項「前 略・放射性廃棄物の海洋放出に起因する三月間の実効線量の二百五十マイクロシーベルトに対する比 の割合との和を1となる……」、「放射性廃棄物の海洋放出に起因する線量限度は、実効線量につい て三月間につき二百五十マイクロシーベルトとする。」など。

リング、分析法のマニュアルとして公開されてきており、我が国でも参考とされてきた[60]。また、米国の規格標準化団体である ASTM(旧 American Society for Testing and Materials:米国 試験材料協会)が環境放射能分析に関しての品質保証などについても整備してきた[61]。

一方、我が国では、マニュアル、手順書等に関しては、いわゆる「放射能測定法シリーズ」とし て、国(所管:科学技術庁→文部科学省→原子力規制委員会)が整備してきた。また、1974年に 財団法人日本分析センター(現、公益財団法人日本分析センター)が設立され、国及び各県から依 頼された環境試料の分析を行うとともに、全国の環境放射線、環境放射能測定の精度、トレーサビ リティを確認するための分析確認事業、前述の放射能測定法シリーズ作成に係る技術検討、国内 原子力施設立地県を中心とした環境放射能分析・測定技術の技術者の研修、環境放射能・放射線に 関するデータベース化など環境モニタリングに係る測定技術、分析技術の向上・普及を担ってき た[62]。

この他、国際標準化機構(International Organization for Standardization; ISO) が、土壌 (例えば、ISO 18589-1:2005 Measurement of radioactivity in the environment - Soil - Part 1: General guidelines and definitions, and Part2 ~Part 6 など)、生乳、乳製品、水、農産 物など、環境モニタリングに関する採取・測定などに関する方法に関する規格を整備してきた[63]。 並びに、各国では、ISO/IEC 17025 に準拠した分析に係る品質保証の認証制度が整備されてきた。 例えば、英国の The United Kingdom Accreditation Service (UKAS)[64], 米国の National Environmental Laboratory Accreditation Program (NELAP)[65],及び The National Institute of Standards and Technology (NIST)の National Voluntary Laboratory Accreditation Program (NVLAP) [66]等が知られている。

1957年設立された科学技術庁放射線医学総合研究所(2016年、国立研究開発法人量子科学技術 研究開発機構放射線医学総合研究所(以下、放医研という))は、環境放射能分析研修のための養 成コースや研修コースなどを設け、分析技術者の育成を図っている。また、放医研は、東海再処理 施設の建設を念頭に、1969年、茨城県那珂湊市(現、ひたちなか市)に那珂湊臨海実験場を開設 し、海洋環境中の放射性核種の生物移行、特に海産生物への濃縮機構等に関して研究を進めた。環 境放射能分野における最新の研究成果・動向に関しては、放医研環境セミナーとして研究成果を 広く公開し、図書にまとめるなど、環境放射能の知識・技術の普及を図ってきた[67]。

我が国の学会・学術研究としては、1951年に放射性同位元素(RI)の普及、利用技術の向上、 特に医療用 RI の頒布等を目的に日本放射性同位元素協会(現、公益社団法人日本アイソトープ協 会)が設立されるとともに、定期的な研究発表会(現、アイソトープ・放射線研究発表会)が開催 されて来ている。日本アイソトープ協会の設立より放射線測定器を点検、校正をするための基準線 源が容易に入手できるようになった[68]。また、1957年に第一回放射化学討論会(現、日本放射 化学会年会・放射化学討論会)[69]、1959年に日本原子力学会[70]、同じく1959年に日本放射線 影響学会[71]、1962年日本保健物理協議会(現、一般社団法人日本保健物理学会)[72]、1975年 に金沢大学低レベル放射能実験施設(現、金沢大学環日本海域環境研究センター低レベル放射能実 験施設)[73]、1990年に六ヶ所村の原子燃料サイクル施設を念頭に財団法人環境科学技術研究所 (現、公益財団法人環境科学技術研究所)[74]、2000年にJCO臨界事故を契機として大学共同利 用機関法人高エネルギー加速器研究機構(KEK)が中心となって自然環境放射能、放射線・原子力 施設環境放射能にテーマを絞り、討論をメインとした「環境放射能研究会」等が始まった[75]。 2001 年に一般社団法人日本放射線安全管理学会、東電福島第一原子力発電所事故を契機として 2011 年 11 月に一般社団法人環境放射能除染学会[76]、2013 年には福島大学環境放射能研究所が 設立された[77]。また、核融合科学研究所が主催してきたトリチウムの研究会なども環境中トリチ ウムに関する研究を促進してきた[78]。他にも沢山の学会などが環境放射線、放射能に係る研究、 技術の向上、安全確保、影響評価等に関して活動が行われている。

2.5 事故等における環境モニタリングの教訓

我が国においては、1954年3月に行われた大気圏内水爆実験の放射性降下物による第五福竜丸 の被ばく事故、1979年3月のスリーマイル島原子力発電所事故(TMI)事故、1986年4月に起きた チェルノブイリ原子力発電所事故に伴い、その都度、放射能の人体への影響や環境放射能汚染に 対する社会的関心が高まった。

特に、2011 年 3 月 11 日 (金) 14:46 に発生した東北地方太平洋沖地震とそれにともなう大津 波による東電福島第一原子力発電所の事故により、多量の放射性核種が大気、海洋に放出され広 範囲に拡散した。その拡散は、福島県の範囲を超え、東北及び関東地方などにも及んだことから、 全国的なモニタリングとそのデータの取りまとめ及び評価をしなければならないこととなった。 国の原子力災害対策本部は、モニタリング調整会議での審議に基づき、緊急時のモニタリングと しての「モニタリング強化計画」、さらに長期的な被ばく評価や農作物等の影響評価も含めた「総 合モニタリング計画」を策定し、各省庁、関連研究機関、福島県等の多くの機関の分担を定めた [79]。総合モニタリング計画では、モニタリングデータの集約は文科省非常災害対策センター (Emergency Operation Center: EOC) が、評価は原子力安全委員会が行うとされた。モニタリン グ結果は、適時 HP 上に公開された[80]。総合モニタリング計画は、モニタリング計画に基づいて福島県 を中心としたモニタリングが実施されている。

事故に伴う公衆の最大の関心は、放射線の人体への影響であり、次に、空間放射線量率や空気や 水、食品の放射能濃度などの内部被ばくに対する関心であった。このため当初、屋内退避や避難な どの放射線防護対策決定のための環境モニタリングが、次いで東日本全体、広地域での安全・安心 のためのモニタリングへの社会的要求が高まった。モニタリングという言葉が日常に普通に交わ されるようになった。当初、膨大な試料を採取測定する必要があったことから、モニタリングの経 験のなかった者が空間線量率の測定や土壌、食品などのサンプリングや前処理に従事した。また、 平常時は放射能測定法シリーズがあったが、緊急時の試料採取や測定方法などが定まっていなか ったこともあり、データの人為的バラツキ、不確かさが大きく、これらの手法の統一と教育訓練が 求められた。

さらに、東電福島第一原子力発電所事故を契機として、原子力規制委員会は原子力災害対策指針 を平成24年(2012年)10月に制定した[81]。この指針では原子力施設の事故状況に応じて、緊急 事態を警戒事態、施設敷地緊急事態及び全面緊急事態の3つに区分するとともに、具体的な事故 進展情報に基づく判断基準として、緊急時活動レベル(Emergency Action Level。以下「EAL」と いう。)を原子力施設毎に設定し防護対策を判断することとした。特に予防的防護措置を準備する
区域 PAZ (Precautionary Action Zone)を施設近傍(原子力発電所では 5km 範囲)に定め、EAL に より放射性核種の放出開始前に避難や安定ヨウ素剤投与等の防護措置をとること、また、緊急時 防護措置を準備する区域(UPZ:Urgent Protective Action Planning Zone)をその外側(原子力 発電所では 30km 範囲)に定め、空間線量率等の環境モニタリング結果を運用上の介入レベル OIL (Operational Intervention Level)と比較して屋内退避、避難等の放射線防護対策を実施する 等の施策と定めた(4.2項及び Table 4-1参照)。原子力災害対策本部(東京)に緊急時対応センタ ー (Emergency Response Center : ERC)、原子力災害対策現地対策本部(現地 0FC)に緊急時モニタ リングセンター(Emergency Radiological Monitoring Center : EMC)を設置し、環境モニタリン グの迅速な実施と測定結果の解析評価を行うための体制が強化された。これにより環境モニタリ ングの重要性はより一層、高いものとなった。

今後も環境モニタリングは、原子力施設などの環境影響を調査・評価との位置づけが大きいが、 不明な放射性線源の探索、ダーティボム、核テロ、他国での核爆発実験、事故等に対する状況把握、 防護対策など、放射線や放射性核種に係る環境影響を評価するための有効な手段として、社会的 要求が益々高まってきている。

以上のように大気圏内核実験フォールアウトの影響調査に始まり、次いで原子力施設周辺の環 境影響調査へと対象が拡大してきた環境モニタリングは、人と環境の放射線安全を継続的に保つ ための監視、評価をするためになくてはならない技術として発展してきた。環境モニタリング従 事する者は、基本的な知識・技術を習得するのみならず、常に、幅広い知識に目を向け、最新の研 究成果に関して自ら情報を収集し、あらたな環境モニタリング技術の向上を図っていくことが必 要である。

特に、東電福島第一原子力発電所事故の経験を踏まえ、緊急時被ばく状況においては、放射線を 広範囲にわたって迅速に測定する技術、及び環境試料中放射性核種を迅速に分析することができ る技術、さらに測定結果を用いて分布状況や影響評価が容易に行える技術が重要である。

また、現存被ばく状況においては、放射性核種の環境中移行調査や環境動態調査、農作物や水産 物への放射性核種の取り込み調査(移行調査)、被ばく線量の推定評価のための将来予測技術など が重要である。例えば、東電福島第一原子力発電所事故時においては、無人へリコプターを用いた 航空機サーベイ測定、ドローン測定、走行サーベイシステム、歩行サーベイ技術などを活用した遠 隔(リモート)モニタリング技術が開発された。In-situ Ge を用いた土壌濃度分析、ICP-MS 等を 用いた迅速高感度分析法の開発、空間線量率や放射性核種濃度分布のマッピング技術なども大 きく進歩した。

なお、筆者が有益と考えるこれまでの参考資料としては、IAEA Safety series No. 64 Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring (2010)[38]、EML HASL-300 Procedures Manual[60]、また、古くは、山縣 登著;環境放射能測定法(1969)[82]、佐伯誠道 他 編、「環境放射能—挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価 (1984)」[83]が出版されてきた。これ らは、環境モニタリングに従事するものにとっての名著として現在でも参考となる。この他、本報 告書の参考文献も有益な情報である。

第3章環境モニタリング関連知識

3.1 環境モニタリングの目的

旧原子力安全委員会環境モニタリング指針、及び原子力規制委員会原子力災害対策指針補足参 考資料、IAEA Safety Guide No. RS-G-1.8 Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection などを参考に、環境モニタリングの目的をまとめると次のようになる [54][56][57][84]。

- 1) 平常時環境モニタリングにおける目的
- (1)地域に複数の原子力施設、放射性核種取扱施設等が立地されている場合は、地域全体の影響が確認可能な包括的な環境モニタリングによる実測値に基づき、代表的個人の公衆の実効線量を評価し、その評価値が公衆の線量限度(年間 1mSv)を十分に下回っていることを継続的に監視する(個人関連の環境モニタリング)。
- (2) 原子力施設、放射性核種取扱施設等毎の周辺公衆の代表的個人の実効線量が、線量限度のみなら ず線量拘束値を十分に下回っていることを確認する(線源関連環境モニタリング)。
- (3) 環境モニタリングにより、原子力施設などの施設の放出モニタリングが適切に行われていることを確認する。
- (4) 予期しない、または気づかない放出の影響を監視する。
- (5) 緊急事態に備え、空間線量率や環境試料中のバックグラウンド、蓄積状況及び放射能水準に係る 情報を提供する。
- (6) 環境モニタリングの実測値を収集し、環境影響評価のためのシミュレーションモデルの向上に 資する。
- (7) 持続可能な生物多様性を維持するため環境防護に係るデータを提供する。
- 2) 緊急時環境モニタリングにおける目的
 - (1)原子力施設、放射性核種取扱施設の事故、緊急時において、確定的影響の発生を防止するととも に確率的影響の発生確率を合理的に可能な限り低くするため、屋内退避、避難、一時移転、食物 摂取制限、ヨウ素剤投与等の放射線防護対策決定に資する情報(測定値、空間分布、時間変化、 予測値等)を提供する。
 - (2) 事故発生初期(緊急時被ばく状況)においては、運用上の介入レベル(OIL)との比較、残存線 量(実効線量、等価線量)を評価するための判断材料を提供する[39][40][41]。
 - (3)新たな事故が終息、放出が停止した現存被ばく状況においては、参考レベルの見直し及び長期的 な被ばく線量(実効線量等)の低減や放射線防護対策の最適化のための現状評価及び将来予測の ための情報(測定値、空間分布、時間変化、予測値等)を提供する。

なお、上記、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況における放射線防護対策の決定に際しては、得 られる便益(被ばくの低減)と損害(具体的には、避難に伴う肉体的、精神的、社会的、経済的な デメリットなど)とを比較して、便益が損害を上回るような参考レベルの設定が求められる。ま た、環境モニタリングの実測値を用いた被ばく線量の推定は、可能な限り評価地域の統計データ、 例えば農林水産統計、人口動態統計、食品摂取状況調査等に基づき安全サイドの評価とすること が望ましい。しかし、たった一つだけの飛びぬけた最大値を用いて一年間継続するなど、通常は想 定されない条件を用いる評価は勧められない。なぜなら安全側であっても、まれなケースの特異 値であった場合は、防護対策が過大なものとなり、それに伴うデメリット(損害)を増大させるこ とになるからである。

例えば、東電福島第一原子力発電所の事故に伴う避難等、防護対策の決定のための年間 20mSv の 参照レベルから空間線量率(3.8 μ Sv/h)を算出するモデル(1日のうち8時間屋外、16時間屋内で 活動し、屋内活動における低減係数を 0.4、福島県の自然放射線による空間線量率を 0.04 μ Sv/h と仮定した)を、除染の有無を判断するための判断基準にも用いた。具体的には公衆の年間線量限 度 1mSv から、同様に空間線量率を求め(1000/365/24/[(8+0.4×16)/24]=0.190 μ Sv/h)、事故以前 の福島の自然放射線を 0.04 μ Sv/h を加算して(0.19+0.04=)0.23 μ Sv/h とした。このため 0.23 μ Sv/h が年間 1mSv として意識され、大きな混乱や不安を招いた。現実の個人線量計を用いた実測 による調査によって個人被ばく線量を測定すると、空間線量率 0.23 μ Sv/h を超える地域であって も年間の被ばく線量が 1mSv に達する人は殆どおらず過大な評価であった。そもそも個人線量計は ICRU スラブファントムで校正された 1cm 線量当量(Hp(10))であるが、空間を評価する周辺線量 当量である 1cm 線量当量(H*(10))とは異なっており、サーベイメータ等の H*(10)での測定値 を用いて推定した被ばく評価は、個人線量計で測られた Hp(10)より大きくなる傾向がある。

この空間線量率を用いた個人線量の計算手法は、緊急時における避難等の防護対策指標と比較 するために考えられた計算モデルであり、そもそも安全サイド、つまり過大評価を前提とする計 算方法であった。しかし、年間 1mSv に相当する空間線量率 0.23 µ Sv/h が独り歩きし、個人の被 ばく線量の評価や除染の判断基準として継続的に用いられた。

このことは、実際の行動パターンを考慮した個人線量計で測られた被ばく線量が、公衆の年限度 年間 1mSv を十分に下回っていたことでも確認されている。初期の避難は不確定な要素が多く、ま た事故進展に伴う潜在的リスクもあることから防護対策基準は十分に安全側(過大)に設定する ことが適切である。しかし、モニタリングデータが集まり評価の精度が上がれば基準などを段階 的に見直していくことが、利益と不利益の最適化には重要である。なお、最適化にあたっては、代 表的個人としての被ばく線量が集団の分布の 95%値程度を用いて評価することが妥当であるとの 報告がある[5]。

3.2 個人関連の環境モニタリングと線源関連の環境モニタリング

ICRP Publication 103 2007 年勧告によると、公衆の年間の実効線量限度は 1mSv であるが、Fig. 3-1 の左図のように、複数の施設(線源)から複合的な被ばくを受ける場合は、これら全ての線源からの影響を合算した値に線量限度を適用すべきであるとしている。

通常、Fig. 3-1 の左図は、全ての線源がコントロールされた状況にある計画被ばく状況、つま り線源関連放射線被ばく(主に職業人)における管理下にある複数の線源の規制と線量限度の適 用を示す。これに対して右図は、公衆の代表的個人に対する被ばく状況における線量拘束値及び 参考レベルの適用を示している。この場合は、全ての線源が管理下にあるとは限らない状況であ る。この状況での環境モニタリングは、線源の管理が複数の独立組織に及んだり、現存被ばく状況 など線源の管理者が明確でない場合もある。



Fig. 3-1 作業者と公衆の構成員を防護するための、線量限度と線量拘束値及び参考レベルとの対比

(参考文献[5]: ICRP Publication 103, 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告, p49, 図 3, (2012 年 4 月 20 日 初版第 2 刷発行)、社団法人日本アイソトープ協会より転載)

公衆の被ばくにおいては、管理者が存在しないし、また自ら被ばく線量を管理することも難し い。通常は自治体などが行う地域全体の包括的環境モニタリング結果に基づき、環境影響評価モ デルを用いて代表的個人の実効線量が評価され、公衆に対する年間の実効線量限度は 1mSv と比較 される。この環境モニタリングを個人関連環境モニタリングと呼ぶ。

一方、線源関連環境モニタリングは、特定の施設(線源)に起因する環境影響を評価するための 環境モニタリングである。例えば、施設からの直接放射線、排気、排水の放出と、放出された放射 性核種の大気、海洋中での拡散、食物連鎖により人に被ばくを与える種々の経路を考慮した施設 (線源)に対する環境モニタリングである。

線源関連環境モニタリングにおいて、Fig. 3-1の左図のように近くに複数の線源が存在する場合 には、それらの影響をすべて合算した値、及びその他の被ばくも含めて公衆の線量限度年間 1mSv を超えないようにする必要がある。このため 1mSv を分割し個々の施設(線源)に割り当てる必要 がある。この割り当てられた線量を Fig. 3-1 の右図に示すように目標値として各施設の制限値と する考え方があり、この制限値を線量拘束値と呼ぶ。放射線防護の最適化の考え方を適用し、他の 施設からの寄与が不明な場合、ICRP は線量拘束値として一般公衆の線量限度の約3分の1である 0.3mSv (300 µ Sv/年)を、個々の施設または施設群に割り当てることを提案している。我が国にお いては、「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針(線量目標指針)」[48]におい て、複数の原子炉が同一敷地に設置される場合の目標値として年間 50 µ Sv が定められている。く しくも ICRP の線量拘束値に近い考え方であった。線源関連環境モニタリングの場合は、放出され る核種、化学形、放出量、放出口の位置などが特定されていること等から、環境モニタリングの対 象や地点の最適化が容易である。

これに対して個人関連環境モニタリングは、Fig. 3-1の右図のようにすべての放出源が特定出 来ずにモニタリングを実施する場合もあるので、線源に対して核種や化学形などの事前調査が必 要になる。線量寄与の大きな核種についてはもれなくモニタリング対象に含めることが重要であ る。一方、人口分布や地域の消費実態調査に基づく被ばく経路上の寄与が大きい環境試料や、地産 地消量の多い環境試料についてもモニタリングの対象とする。さらに、栽培状況や水揚げ量など に応じて、決定グループ及びその中の代表的個人の選定を定期的に見直す必要がある。

ただし、実際には、放出源が複数であったとしても施設の立地、稼働状況などが確認できる場合 が多く、個人線量の合算評価などを実施することにより重要度が判断できるので、それに基づい てモニタリング計画を立案することができる。しかし、原則としては、前述の考え方を基本として 漏れのない環境モニタリング計画を立案することが重要である。

基本的な考え方としては、平常時も緊急時も人と放射性核種が、空間的にも時間的にも同時に近 接して存在しないことが望ましい。放射性核種の濃度や量を監視し、無用な被ばくを防止(正当 化)するとともに、あらたな被ばくを合理的に達成できる限り低減化すること(放射線防護の最適 化)が重要となる。

例えば、放射性核種を取り扱う施設は、自然災害も含めた事故に備えた耐震性能や不燃構造、閉 じ込め機能の維持などが求められる。環境に予期せぬ放出が生じたときは、早期の検知と汚染拡 大防止が重要であり、施設の管理者は、放射性核種の施設内への閉じ込めが必要である。特に環境 への放出の観点からは、排気、排水が重要であり可能な限り取り除くなど低減化するとともに、放 出前及び放出中の測定・評価(放出モニタリング)を確実に行うことが重要である[84]。

放出モニタリングと環境モニタリングは、環境への影響を防止するための両輪であり、放出モニ タリングによって放出量を管理、低減化し、環境モニタリングにより放出された放射性核種の環 境中の影響を評価する。

3.3 計画被ばく状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況

ICRP Publication 103 2007 年勧告においては、人の放射線防護体系として、すべての線源からの個人の被ばくの状況を、計画被ばく状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況の三つのタイプに分類した[5]。

計画被ばく状況とは、線源の意図的な導入と運用に伴う被ばくである。つまり事業者などの施設 管理は、放射線被ばくを発生させる行為を、計画、実施、管理などによってコントロールすること が可能な状況をいう。

緊急時被ばく状況とは、計画された状況を運用時に、機器の故障、制限からの逸脱、若しくは悪 意ある行動など、予期しない状況にて発生する放射性核種の放出など、計画被ばく状況から逸脱 し、施設管理者がコントロールできない状況における被ばくである。汚染の拡大防止、放出の抑 制、屋内退避や避難など、緊急の防護対策を必要とする状況である。

現存被ばく状況とは、放射線被ばくを発生させる環境が既に存在(現存)しており、計画的なコ ントロールが困難な被ばく状況をいう。例えば、自然放射線量率の高い地域における被ばくや、建 物の地下室におけるラドン・トロンによる内部被ばくなどの被ばく状況、及び過去の事故等によ り大量の放射性核種が環境に既に存在してしまった状況である。これらの現存被ばく状況では、 すでに環境中に線源が存在しているので、介入が被ばく状況の管理の主な方法となる。現存被ば く状況における介入は、線量限度を超える被ばくのおそれが避けられない状況であるので、線量 限度を用いることが困難な場合があり、参考レベルを用いる。参考レベルを目標として、介入によ り段階的に被ばくの低減化を実施する。したがって、介入による被ばく低減化のメリットと、介入 によるデメリットとを比較した最適化手法をとることが推奨されている。

2011 年 3 月 11 日に発生した東電福島第一原子力発電所事故対応に関して再考すると、ICRP の 考え方に基づき放射線被ばくのリスクとこれら避難や移転等の防護対策に伴うデメリットを勘案 し最適化すべきであったと考える。具体的には、事故発生初期から数年間については年間 1mSv を 上回る値(例えば年間 5mSv)を参考レベルとして設定し、放射線リスクに対する防護対策のリス クを過剰に上昇させないようにし、その後、放射線リスクの低下に伴い、参考レベルを段階的に引 き下げ、最終的には公衆の線量限度である年間 1mSv を目指すことが良かったのではないかと考え る。

その後の東電福島第一原子力発電所事故避難者の健康調査では、長期避難にともなう運動不足、 肥満、糖尿病などによる生活習慣病のリスクの増加、メンタルケア、精神的苦痛、健康障害など避 難にともなうデメリットが増加し、回避した被ばくのメリットよりも大きいと思われるとの調査 結果も報告されている[85]。放射線被ばくの場合、すべてのリスクをゼロにできないのであれば、 追加被ばくというリスクを初年度から年間 1mSv にすべきとの考えは、むしろ放射線以外の健康リ スクを増大させたのかもしれない。

UNSCEAR の報告書[86]では、将来予測について、「一般に、事故の影響を受けた人々について、 発がん率は変わらないままだろうと考えられました。事故前の水準と比べて、放射線被ばくによ る識別可能な差異は観られないと考えられます。UNSCEAR は、将来のがん統計において、事故によ る放射線被ばくが原因と考えられる有意な変化が観られるだろうとは考えていません。」と述べ ている。ただし、「推定された線量が最も高い小児の甲状腺がんのリスクは理論上増加する可能性 がある」とも述べられていることもあり、福島県では甲状腺検査を実施している。

坪倉医師の調査結果や UNSCEAR の放射線被ばく影響に係る報告から考えると、放射線被ばくに よるリスクよりも放射線防護対策としての長期避難による一般健康リスクの方が大きかったので はないかと考える。ただし、この考えは、あくまで結果論ではある。実際、事故直後の段階では、 放射線被ばくに対する不安の増大に対して、環境中に放出された放射性核種の量や被ばく影響に 関する科学的なデータが、地震や津波の影響などもあり十分ではなかった。このため定量的な評 価が十分に説明できなかった。特に空間線量率や大気中ヨウ素濃度の連続測定のデータが課題と なった。その意味でも事故直後における環境モニタリングの役割は、極めて大きいと認識してい る。

本論に戻る。ICRP は、正当化の原則、防護の最適化の原則は、計画被ばく状況、緊急時被ばく 状況、現存被ばく状況に適用するが、線量限度の適用は計画被ばく状況における作業者と公衆に のみに適用することとした。なお、ICRP は、"公衆の構成員は、職業被ばくや医療被ばくのどち らでもない被ばくをするあらゆる個人である"と定義している。

平常時環境モニタリングは、線源関連の環境モニタリング、個人関連の環境モニタリングの両者 が含まれており、計画被ばく状況及び現存被ばく状況の両者に適用できるモニタリング計画でな ければならない。また、モニタリング結果の実測値から線量限度、または参考レベルを超えていな いことを確認できるモニタリング計画であることが、施設(線源)の線量拘束値の最適化に関して 情報を与えることができる。また、平常時環境モニタリングのもう一つの役割は、予期しない放出 に伴う被ばく経路の検出であり、緊急時環境モニタリングの実施の判断の材料を提供することで ある。

これに対して、緊急時環境モニタリングは、緊急時被ばく状況において公衆の被ばくを正当化、 防護の最適化の原則に則り、参考レベル以下にするための防護対策を立案、実施するためのモニ タリングである。防護対策の指標となる OIL (Operational Intervention Level: 運用上の介入レ ベル)と比較するための判断材料として、空間線量率の分布、食物摂取制限に係る飲料水、食品の 放射性核種濃度の測定結果を提供するとともに、人口分布状況、風下方向、湿性沈着などを考慮し た緊急時モニタリング計画の立案と改訂に寄与することである。

3.4 放出源情報

原子力施設等の放射性核種取り扱い施設においては、排気、排水中の放射性核種の濃度や量を測 定する放出管理が行われる。これを放出モニタリングというが、環境モニタリングは、放出モニタ リングと連携することが重要である。放出モニタリングにより核種や化学形、同位体比等の情報、 放出量の時間的変動等の情報(放出源情報という)を用いた大気拡散評価を行うとともに、空間線 量率や環境試料中放射性核種濃度のモニタリング結果に基づき、異常の有無や公衆の代表的個人 の被ばく線量の評価に反映させることが重要である。

Fig. 3-2 に施設から放出された放射性核種がどのような経路を経て、公衆に対して被ばくをもたらすかを示す。



Fig. 3-2 原子力施設から放出された放射性核種に起因する公衆の被ばく経路

また、環境モニタリングの結果は、施設の放出管理が適切に行われているかを監視したり、環境 モニタリング結果を、放出モニタリングや大気拡散シミュレーションモデルの向上にフィードバ ックすることも重要である。なお、公衆の線量評価は、個々人ではなく、被ばくの影響が高いグル ープ(決定グループとも呼ばれている)の中の代表的個人に対して、Fig. 3-2のような、放出→ 大気拡散→地表沈着→食物連鎖→人などの被ばく経路に基づき実効線量を評価することによって 行われる。代表的個人は、食品の種類や摂取量、居住地域、職業、生活パターン等の調査に基づい て評価された決定グループの線量評価結果が95%となるような人が選択される。

ただし、緊急時に空間線量率等が運用上の介入レベル(OIL)を超えるおそれがある場合は、一時的に個人線量計を用いた個人モニタリングを行う場合もあるが、通常の公衆に対する被ばく線量の評価は、前述した被ばく経路を考慮した代表的個人に対する拡散シミュレーション計算により行われる[87]。

排気、排水などにより放射性核種を一切放出しない施設の場合は、平常時の環境モニタリングは 緊急時の備えが主要な目的である。したがって、どのような放射性核種がどれくらい施設内に存 在し取り扱われているか、また、平常時、緊急時にどのような核種が放出されるかを知って、緊急 時モニタリング計画に反映させておくことが必要である。

例えば、大規模な施設(線源)においては、設置許可申請時に想定される事故事象と、その際の 周辺公衆の線量評価が行われる。この評価における被ばく経路や予測される線量寄与の程度など に関する周辺公衆の直接放射線、スカイシャイン、排気放出、排水放出にともなう放出放射性核種 の種類、放出量などの情報が平常時及び緊急時モニタリング計画の立案に考慮すべきである。

なお、平常時モニタリング計画においては、放出の可能性のある放射性核種の半減期が、測定や サンプリングの頻度の決定に重要である。運転中の原子力発電所の場合は、短半減期核種、特に I-131 は甲状腺の等価線量評価に重要であり、半減期が 8 日であることから少なくとも連続モニタ、 または一週間毎の活性炭フィルタを回収した測定が必要である。また、希ガスの場合はフィルタ に捕集できないことから、MP の空間線量率計やガスモニタによっても間接的に推定する。しかし、 できればエネルギー情報が得られる多重波高分析器 (MCA)を装備した NaI (T1) シンチレーショ ン検出器などにより、核種情報が得られることが望ましい。

3.5 気象統計、気象観測情報、海象観測情報

陸上環境へ放射性核種が放出される場合は、気象状況により放射性核種の大気拡散、流下方位、 沈着量に大きな影響を与える。特に重要な気象情報は、放出口高さの風向・風速及び排気口からの 排出速度による吹上高さ、地上の風向・風速、大気安定度(日射量、放射収支量、10m高さの風速、 気温差などで表される拡散指標)、降雨、降雪、逆転層の出現などである。特に、チェルノブイリ 原子力発電所事故や東電福島第一原子力発電所事故時には、遠方であっても高汚染地域(ホット スポット)を形成した。その原因の一つは、降雨、降雪時の放射性核種の湿性沈着現象であった。

原子炉等規制法では、気象観測、特に風向風速、降雨量、大気温度は、原子力発電所などにおい て、連続的観測と記録及び10年間の保存が義務付けられている[88]。なお、風向風速は排気筒高 さと地上10m高さの両者の観測が求められている。また、地表付近での観測の一つとしては、MS の局舎に装備すべき項目として風向・風速計の設置が挙げられている。この他、気象庁が行ってい るアメダス観測点の情報が公開されている[89]。また、広域における放出放射性核種の大気拡散 は、観測データに基づく低気圧、高気圧などの気圧配置や前線通過、降雨予測など、天気予報など に用いられる地球規模の大気現象が再現できるスーパーコンピュータで計算した数値予測情報として GPV (Grid Point Value)気象予報情報等も利用できるようになってきた[90]。

東電福島第一原子力発電所事故対応における経験では、津波の被害や避難者への気象情報の提供が不足した。また、SPEEDIなどの大気拡散シミュレーションの情報も十分に活用できなかった。 結果として風下方向に避難していた避難者へのプルーム通過に関する情報提供や指示、特に呼吸 による吸入摂取に係る内部被ばくへの注意喚起が十分に行えなかったように思われる[91]。

実際、2011年3月15日の夕方から夜半にかけて南東の風が吹き、かつ雪交じりの雨が北西方向 の地域に降った。このため東京電力福島第一原子力発電所から北西方向にプルームが流れ、多量 の放射性核種が沈着し空間線量率を上昇させた[92]。この地域は、飯舘村、浪江町、川俣町、葛尾 村などであるが、平成23年(2011年)4月22日に原子力災害対策本部により計画的避難区域と して指定された。UNSCEAR 2013報告書によると、計画的避難区域の住民の実効線量及び甲状腺吸 収線量の推定値が、双葉町、大熊町、富岡町などの避難区域の住民より高い値を示している。通過 中における放射性ヨウ素の大気中濃度の実測値が殆ど得られていないこともあり、筆者も気象観 測データや拡散予測に基づく迅速な情報共有の重要性があらためて認識させられた。

さらに、事故発生初期には、大気放出された放射性核種の海面への沈着量のモニタリング結果が 早期に得られなかったことや、汚染された水が地下水として海洋へ漏出したことなどが発生した こともあり、海洋汚染に対する国際的な懸念の高まりを招いた。このため海洋環境モニタリング の早期の実施と拡散予測が必要となった。沿岸域での海象予測は、海底地形の影響、沿岸との相互 作用、吹送流、隣接河川からの流れの影響などで気象に比べはるかに複雑である。また、リアルタ イムの海象観測も気象に比べ容易ではない。日頃から沿岸海域に流向流速計を設置し、季節別に よる観測を実施するとともに、公的な観測データに基づく流れの分布、海流の変動、干満の変動影 響などの特徴を年間統計解析し、海水、海底土等のモニタリング地点の選定や海洋拡散シミュレ ーションに活用することも重要な視点である。

3.6 土地利用、地勢、居住分布状況、農畜産、水産など産業活動との関係

環境モニタリングの最大の目的は、公衆の被ばくの防護であることから、住民の居住状況、人口 分布、商工業等の産業活動、農業、畜産業、林業、漁業に関する情報が、環境モニタリング計画の 立案に重要である。居住地域には空間線量率、または積算線量、及び緊急時には大気中ダスト濃度 のモニタリングが重要である。また、農業としては、被ばく経路上に位置する作物、例えば葉菜、 穀類、果物、畜産業としては、牧草、原乳、乳牛、肉牛、放牧地域等の生産地域分布、流通地域、 生産高に関する定期的な統計データなどの情報収集と定期的な見直しが必要である。これらの情 報は、国政調査や各市町村が行っている人口動態調査、農林水産統計調査等を参考に収集するこ とができる。これらの情報に基づき、あらかじめ地域毎にパラメータや被ばく経路を設定し環境 影響評価を実施する。特に被ばく経路や被ばく対象の中で特に高いグループ、いわゆる決定グル ープにおける代表的個人を特定しておくことが重要である。なお、緊急時には、季節の違いによる 農作物の栽培状況も考慮した決定グループと代表的個人の実効線量(95%値)を評価しておくこと が重要である。 緊急時には農作物の生育段階や収穫時期の違いによるモニタリング対象物の優先度が変動する。 例えば、東電福島第一原子力発電所事故が発生したのは3月であったことから、水稲は既に収穫 を終えていた。保管場所の密閉度もあるが栽培や生育の制限を考慮せずとも良かった。ただし、稲 わらを飼料として肉牛に与えていたことから肉牛の放射性Cs濃度が上昇した事例があった。この ように緊急時は平常時と異なる被ばく経路が重要となる場合があるので、通常から季節ごとの被 ばく経路を検討しておくことも必要である。さらに緊急時に注意する必要があることは、被ばく を受ける公衆が必ずしも居住者等の周辺住民だけではないことである。商業、産業活動により汚 染された商品(産物)が流通経路上の者や消費者に被ばくを与えることも、モニタリング対象の選 定に考慮しなければならない。

緊急事態発生の初期段階では、周辺公衆の避難、屋内退避、食物摂取制限などの防護対策の実施 のためのモニタリングが優先されるので、環境モニタリングの結果が得られるまで全ての農水産 業などの活動にかかる原料、製品の流通は、一時的に制限せざるを得ない。しかし、全ての産業活 動における流通制限は、一方で社会に混乱を発生させる。優先度に応じて環境モニタリング結果 や流通制限にともなう不利益と放射線防護のバランスを考慮する、いわゆる最適化の考え方に基 づき、段階的に早期に解除することが必要である。

東電福島第一原子力発電所事故時には、肉牛の飼料として汚染された稲わらの他、住宅建材とし て砂利などが流通し不安を助長した。この他、堆肥、腐葉土、園芸土、陶芸原料、シイタケ原木材、 タケノコ、山菜、薪、木炭、観光物産品の流通等、季節的あるいは一時的な被ばくの決定経路(ク リティカルパス)が課題となった。平常時には環境モニタリングの対象とならない環境試料であ ったとしても、緊急時の事前準備とし産業活動の実態を被ばく経路との観点で調査しておくこと が重要である。また、産業活動にかかる対象物のバックグラウンド調査を、緊急時モニタリングの 事前準備として、1~数年毎に測定、分析しておくことも必要である[56]。

3.7 被ばく経路と被ばく評価モデル

3.7.1 被ばく経路

平常時の環境モニタリングでは、実測値に基づく代表的個人の線量評価を1年ごとに行うこ とが必要であり、その結果に基づいた環境モニタリング計画の最適化や予期しない放出に伴う 評価、緊急時の評価ためのバックグラウンド調査が重要である。Fig. 3-2 に「原子力施設から放 出された放射性核種に起因する公衆の被ばく経路」のイメージを示したが、ICRP、IAEA が数学モ デルを念頭にコンパートメントで表した被ばく経路のフロー図を Fig. 3-3、3-4 に示す。Fig. 3-3 は大気放出に係る被ばく経路であり、放射性雲(プルーム)からの直接放射線(クラウドシャイ ン放射線、サブマージョン放射線)、土壌沈着放射性核種からの放射線(グラウンドシャイン放 射線)による外部被ばく、呼吸による吸入経路の内部被ばく、食物連鎖を通した食物摂取による 経口摂取にともなう内部被ばく経路などが主要経路となる。



Fig. 3-3 大気中に放出された放射性核種から人までの被ばく経路例

(参考文献 [34]: ICRP Publication 43,公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則,p16,
 図1(昭和61年7月18日初版第1刷発行)、社団法人日本アイソトープ協会より)



Fig. 3-4 地表水または地下水に放出された放射性核種から人までの被ばく経路例

(参考文献 [34]: ICRP Publication 43, 公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則, p17, 図2(昭和61年)、社団法人日本アイソトープ協会より)

また、Fig. 3-4 は、ヨーロッパに多くみられる河川系への放出を仮定した排水に関する被ばく 経路を示している。内陸に設置された原子力発電所においては、膨大な冷却水(軽水)の確保が 難しいことから大規模な冷却塔を用いて空気冷却されることが多い。我が国の場合は、海水を冷 却水として用いることができるので海岸付近に原子力発電所が立地されることが多い。Fig. 3-5 に海洋放出の場合の被ばく経路を示す。運転中の排水は、放出直後にこの多量の冷却水(海水) により希釈されながら拡散することが期待できる。ただし、運転停止中は冷却水による希釈効果 は低下するので評価においては、運転中か停止中かに注意を要する。



Fig. 3-5 海洋へ放出された排水中放射性核種からの人への被ばく経路例

(参考文献 [93]: 原子力安全委員会専門部会報告書、「発電用軽水型原子炉施設の安全審査にお ける一般公衆の線量評価について」(平成元年3月27日原子力安全委員会了承、平成13年3月 29日一部改訂))

いずれにしても立地地域において、その地域における実際の気象、海象、食品流通、摂取状況 などを観測及び調査し、その調査結果に基づいた被ばく経路の立案、評価をすることが重要であ る。その際、特に注意を要するのは代表的個人の特定である。周辺住民の実際の居住状況、食品 摂取状況及び流通状況は、年々変化する可能性がある。このため、現実的な被ばく評価をするた めには、食品の種類や農畜産業の活動状況を考慮した住民のグループごとに線量を評価し、その 中から代表的個人を特定することが望まれる。また、人口統計、食品別摂取量等の定期的なデー タも必要となる。特に漁業者は海産食品を多く摂取する傾向があることから決定グループにな りやすい。ただし、代表的個人といっても評価グループの中で評価した線量の最大値ではない。 最大値は往々にして個人の趣向に左右される特異値となることがあり、決定グループを代表し ていない可能性がある。そこで一般的に決定グループの95%値を代表的個人の評価値とすること が推奨されている[94]。

3.7.2 被ばく評価モデル

被ばく経路が決定された後、これに則して被ばく評価モデル、いわゆるシミュレーションモデ ルを構築する。

シミュレーションモデルは、一般的に環境媒体を均一なコンパートメントと見立て、平衡状態 を仮定しコンパート間の移行を定数とする平衡モデル(静的モデル)やコンパート間の移行に 種々の要因に基づき変動する微分方程式の速度係数を用いる動的モデルが用いられている。ま た放出口からの大気中への拡散については、詳細は後述するが風向風速や大気安定度をパラメ ータとして実験や観察結果に基づく正規分布型拡散式を用いる方法や気象観測データに基づく 三次元の風速場を設定し、仮想の追跡子を放出口から風速場にランダムに発生させるモンテカ ルロシミュレーションモデルなどが用いられている。

被ばく経路は、大きく分けると陸上環境と海洋環境に区分され、施設からのスカイシャイン等の散乱線も含めた直接放射線の評価、放出放射性核種の大気放出に伴う評価としての大気中拡 散評価がある。大気中の拡散評価法としては、気象観測及び野外実験に基づく実験的なモデルが 用いられてきた。Fig. 3-6 に示すように、排気筒から放出された放射性雲(これをプルームと 呼ぶ)を、排気筒から風下方向へのプルームの中心軸を x 軸とする断面、水平断面及び鉛直断面 の濃度の中心軸からの分布を正規分布として近似し、その標準偏差σを拡散幅(拡散パラメータ ともいう)として、観測及び実験より求める方法である。この拡散幅は、Fig. 3-7や Table 3-1 に示すように、日射量、放射収支量、地表 10m 高の風速、地表、上層間の温度差等で分類され る大気安定度と拡散幅を関連付ける観測的な方法がこれまで多く用いられてきた。

安全審査における放出源近傍(放出口からおおよそ 10km まで)において放出された放射性核種の大気拡散に関しては、旧原子力安全委員会が定めた「発電用原子力施設の安全解析に関する気象指針」が用いられている[95]。基本的には 3.1 式に示す正規分布型のプルーム型拡散式が用いられ、その式に用いる水平(σ_y)及び垂直(σ_z)拡散幅は Fig. 3-8 として求められている[95]。

この拡散式は、排気筒(地上高)から放出された排気(プルーム)が風向、風速、大気安定度 に依存して拡散しながらその Y-Z 軸断面が距離に応じて正規分布型に拡散しながら遠方に移動 し、ついにはプルームが地表に接地する。その地点に地表における最大濃度を与えるとの評価で ある。基本的には、プルームが地表に接地する方位、距離、濃度、並びに放出口から接地するま での上空を通過する間の飛行中プルーム中の放射性核種からの外部被ばく(クラウドシャイン 放射線)を、平坦な地形で得られた観測データに基づいて設定した拡散幅(拡散パラメーター)

(σ_y, σ_z)によって推定するものである。Fig. 3-7 に示したようにプルームの拡散の形状を大 気安定度と風速によって規定している。また、Table 3-1 に大気安定度判定表を示す。風速が弱 く日射量が増えるほど、表の左上の大気安定度 A 型になる。これは地面が暖められ地面からの 上昇気流により拡散幅は大きくなるからである。大気安定度 A 型では、Fig. 3-7 の上段の図のよ うにプルームは放出口近傍で広がる。徐々に風速が増加し流れが安定すると大気安定度 D とな る。Table 3-1 でも分かるように大気安定度 D は出現条件がもっとも広い。このため大気安定度 D は、出現頻度が多く中立型とも呼ばれる。夜間に地面が冷却されることにより地表の空気が重 たくなる。風速も 2m/s 程度であると安定した空気層の流れができる。これが大気安定度 F 型や G型である。放出されたプルームは、Fig. 3-7の下段の図のように拡散せずに遠方まで細くたな びく。この正規分布型の拡散モデル(ガウスプルームモデルともいう)は、計算は容易であるが、 概ねプルームが地表に接地する数キロメートルの範囲での評価が最も有効であり、事故時のよ うな数十キロメートルに及び山岳地帯等の地形の影響や降雨の影響の評価には向いていない。 数十キロメートル以上、数百キロメートルの広範囲に及ぶ評価については、SPEEDIやWSPEEDI のような地球規模の大気循環や気象現象に基づく風向・風速や雲の発生、熱等のエネルギー収支 を考慮した気象場に基づく三次元移流・拡散シミュレーションモデルが必要となる。



Fig. 3-6 正規分布型の大気拡散式のイメージ

(参考文献 [96]: 篠原邦彦,浅野智弘,成田 脩,ORION-II:原子力施設からの放射性核種の大気放出に起因する環境中濃度及び被ばく線量を評価するための計算コード,PNC TN8410 87-17(1987))

$$\chi(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi \bullet \sigma_y \bullet \sigma_z \bullet U} \bullet \exp(\lambda \frac{x}{U}) \bullet \exp(\frac{y^2}{2\sigma_y^2}) \times \left[\exp\left\{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right\}\right]$$
[3.1]

χ(x,y,z): 点(x,y,z)における放射性物質の濃度(Bq/cm³)

- Q: 放出率(Bq/s)
- U: 放出源高さを代表する風速(m/s)
- λ: 放射性物質の物理的崩壊定数(1/s)
- H:放出源の高さ(m)
- σy:濃度分布のy方向の拡がりのパラメータ(m)

σz:濃度分布のz方向の拡がりのパラメータ(m)

(正規分布-プルーム型大気拡散式,参考文献 [95]:原子力安全委員会、発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針、昭和 57 年 1 月 28 日、平成 13 年 3 月一部改訂)



Fig. 3-7 大気安定度とプルームの形状のイメージ

(参考文献 [97]:住谷秀一 他、環境放射線(能) 監視マニュアル、JAEA-Review 2009-064(2010))

Table 3-1 大気安定度判定表

(参考文献 [95]: 気象指針、参考文献 [98]: Masanori Takeyasu et al., ORION-WIN : A Computer Code to Estimate Environmental Concentration and Radiation Dose Due to Airborne Discharge of Radioactive Materials from Nuclear Facilities, JAEA-Data/Code 2012-011 (2012))

Wind speed (U) m/s	Solar radia	tion (T) kW/m^2		Net radiation (Q) kW/m ²			
	T≥0.60	0.60>T≥ 0.30	0.30>T≥ 0.15	0.15≥T	Q≥-0.020	-0.020>Q≥ -0.040	-0.040>Q
U<2	А	A-B	В	D	D	G	G
2 ≤ U<3	A-B	В	с	D	D	E	F
3 ≤ U<4	В	B-C	С	D	D	D	Е
4 ≤ U<6	с	C-D	D	D	D	D	D
6≤U	С	D	D	D	D	D	D



Fig. 3-8 水平(σ_y)及び垂直(σ_z)拡散幅

(参考文献 [95]: 気象指針、参考文献 [98]: Masanori Takeyasu et al., ORION-WIN : A Computer Code to Estimate Environmental Concentration and Radiation Dose Due to Airborne Discharge of Radioactive Materials from Nuclear Facilities, JAEA-Data/Code 2012-011 (2012))

平常時における公衆の被ばくは、線量限度との比較の観点から年間あたりで評価される。気象 観測データは、年間あたりの風向出現頻度、風向別平均風速、風速階級出現頻度、大気安定度出 現頻度、風向別大気安定度出現回数、風向別大気安定度別風速逆数の総和及び平均、静穏時大気 安定度出現回数、気温等の分布などの統計処理した気象データを少なくとも過去10年間の傾向 に基づき最大濃度地点を評価する。ここで評価した最大濃度地点や人口密集地域にMPやMSを 設置して空間線量率や空気中放射性核種濃度の連続モニタリングを実施する。

また、緊急時モニタリングへの備えとしては、原子力施設周辺の放出口からの各方位、距離ご とに観測点を設けるのも有効であると考える。

大気放出に係る放射性雲(プルーム)からの外部被ばくとして、クラウドシャイン放射線やサ ブマージョン状態によるガンマ線、ベータ線などによる浸漬線量、地表沈着放射性核種からのグ ラウンドシャイン放射線、内部被ばく経路として呼吸による吸入被ばく、飲水(雨水、地下水、 河川、湖沼水)、農作物、畜産物、野生生物の食事を通じての摂取、牧草経由による原乳、肉な どの食物連鎖を経由した経口摂取、トリチウムなど皮膚経由の摂取などが想定されている [32][97]。

海洋放出関連としては、排水の海洋放出に伴う海水中放射性核種の船体や漁網への付着にと もなう漁業従事者の外部被ばく、海岸砂への付着、堆積に伴う外部被ばく、遊泳や海水浴にとも なうイマージョン(浸漬)外部被ばく、内部被ばくに関しては、海水魚、海藻、貝類などの海水 からの食物連鎖を経由しての経口摂取に係る内部被ばくが重要である。放射性核種の海底への 沈降、蓄積や海底に生息している小動物や海水中の動植物プランクトンを経由しての食物連鎖 にかかる移行に関しても調査が必要である[32][97]。

平常時の環境影響評価モデルは、通常、平衡状態を仮定したコンパートメント間の核種移行モ デルが用いられる場合が多い。例えば、古くは米国の法規制上の評価として、US Regulatory guides 1.109,(1977), Calculation of Annual Doses to Man- from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR PART 50, APPENDIX I [16]があげられる。我が国では、原子力安全委員会専門部会報告書として、「発電 用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について」、平成元年3月27日制 定、平成13年3月29日一部改訂が原子力施設の環境影響評価モデルの参考とされてきた[93]。

その際は、コンパートメント間の移行は移行係数(TF)、濃縮係数(CF)などの定数が用いら れる。例えば、IAEA Technical Reports Series No. 472, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments [99]では、陸域環境における被ばく評価モデルに使用されるパラメータを、最新の研究成果に基 づきまとめている。また、海洋環境に関しては、同じく IAEA から Technical Reports Series No. 422, Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for BIOTA in the Marine Environment として、海底堆積物への分配係数(Kd)及び海産生物への濃縮係数が示さ れている[100]。

原子力施設の設置許可にかかる環境影響評価モデルとして日本原子力研究開発機構が開発した計算コードとしては、ANDOSE(Annual Doses to man from routine releases of LWR Effluents), ORION(Oral and inhalation)、ORION-II(Oral and inhalation-II)、PANDA、KR85G、COARL などがある[101][102][103]。

Fig. 3-9 は、竹安らが開発した緊急時における拡散状況を視覚化するためのリアルタイム大気 拡散シミュレーションシステムの例である。SIERRA-II (SImulation system (II) for Emergency dose by Released RAdioactive substances) と呼ばれるシミュレーションシステムは、ローカ ル気象観測データをオンラインで収集しながら、気象場 (三次元風向風速)をネステッド格子と して近傍を密に遠方を疎に自動的に作成、排気筒モニタの放出率データをランダムウォークモ デルにより移流・拡散を計算、空気中放射性核種濃度と空間線量率を 10 分毎に計算するシステ ムである[104][105]。





(参考文献 [104]: M. Takeyasu et al., SIERRA-II (2006)、参考文献 [105]: 竹安 正則 他(2012), JAEA-Data/Code 2011-019(2012))

再処理施設では、使用済核燃料棒のせん断及び硝酸による溶解時に、半減期約10.8年のクリ プトン-85(Kr-85)が放出される。Kr-85は、化学的には反応性の乏しい希ガスであるので通常 のフィルタでは捕集できないことからほぼ全量が排気筒を経由して大気に管理放出される。こ の際、Kr-85は0.5MeVのγ線を放出率0.4%の割合でしか放出しないものの、周辺の空間線量 率が一時的に上昇することがある。この上昇は、降雨時の自然放射性核種による上昇と比べても 高くはなく、外部被ばくへの寄与はわずかである。このKr-85放出時のMPにおける空間線量率 の上昇を SIERRA-II の計算結果と比較した。その結果、SIERRA-II によりシミュレーション計算と MP での実測値との比較が良く一致し、シミュレーション計算の有効性が示された [104][105]。

MP 等の空間線量率の測定は、時間的には連続データではあるが、空間的には離散的な抜き取 り検査のようなものであることから、シミュレーションモデルを活用することは、モニタリング 結果の評価精度を上げるためにも有効である。近年、数値計算技術やコンピュータ技術の進歩に より、三次元の移流・拡散計算を、気象観測に基づくメッシュ化した風速場を用いてモンテカル ロシミュレーションすることが、通常の PC でも容易に取り扱えるようになった。後者のモンテ カルロシミュレーションモデルでは地球規模での拡散評価のため、気象場は風向・風速のみなら ず水蒸気収支、熱収支、エネルギー保存に基づく温度、湿度、雲の発生、降雨、降雪の予測まで 行えることから、広範囲に及ぶ拡散評価が行われている。Fig. 3-10 は、W-SPEEDI と呼ばれる大 気拡散シミュレーションモデルによる東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率分布の計 算例を示す[106]。



Air dose rate at UTC= 2011-03-15 13h

Fig. 3-10 大気拡散シミュレーションモデル(W-SPEEDI)による風速場計算評価例

(参考文献 [106]:原子力安全委員会、東電福島第一原子力発電所事故に関する W-SPEEDI による試算 結果の公表について、旧原子力安全委員会,

http://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/9483636/www.nsr.go.jp/archive/nsc/jaea_wspeedi/inde x.html (2020 年 10 月 30 日に利用))

3.8 被ばくに係る量

3.8.1 防護量(実効線量)

人が放射線を浴びたことによる影響は、確定的影響(組織反応)と確率的影響に分けられる。 確定的影響は、多量の放射線を浴びた場合に臓器、組織の機能が損なわれ、血液障害、生殖障害、 皮膚障害、胃腸障害、神経障害、死亡等の身体的影響が現れることを言い、これ以下の少ない線 量では症状が現れないレベル(しきい線量:約1%の出現頻度をもたらす線量に対応する)を有 する障害である[5]。

また、確率的影響とは、ガンや遺伝的影響のように、浴びた線量に比例して、死亡や遺伝的影響のリスクが増加するとされている。さらに ICRP は放射線防護の観点から LNT モデルに基づき、 どんなに少ない線量でもそれに比例したリスクが発生するとしている。

したがって、施設の許認可の前提として施設の運転が正常にコントロールされていれば、確定 的影響は発生しない。そこで平常時環境モニタリングの評価の対象は確率的影響となる。

人が被ばくする形態としては、大きく分けると放射線を身体の外から受ける場合(外部被ば く)と、呼吸や飲食により体の中に放射性核種を取り込み、体の中から放射線を浴びる場合(内 部被ばく)がある。このほか、放射性核種の化学的性質によりトリチウム(H-3)のように皮膚 から吸収する経路や傷口からの摂取経路があるが、通常の環境では吸入摂取と経口摂取が主要 な形態である。一つの臓器が吸収する放射線のエネルギーが同じであれば、外部からの照射であ っても内部からの照射であっても、その臓器の影響に違いは無い。

ICRP は、1977 年勧告(ICRP Publication 26)において、人の確率的影響の数値化のため実 効線量(Sv)(ICRP Publication 26 では実効線量当量)との概念を導入した。実効線量は、標準 人の臓器が吸収した臓器の平均吸収線量($D_{T,R}$:Gy)に、放射線の種類(γ 線、 β 線、n線等)に 応じた放射線加重係数(w_R)を乗じた線量(等価線量)に、組織、臓器毎のリスクに応じた組織 加重係数(w_T)を乗じ、各臓器、組織毎の加重線量を合計した値として、下式で定義された[20]。

なお、等価線量の単位は、SI単位で表記すると吸収線量と同じJ kg⁻¹となるが、SI単位以外の特別な名称はシーベルト(Sv)と実効線量と同じである。

$$E = \sum_{\mathrm{T}} w_{\mathrm{T}} \sum_{\mathrm{R}} w_{\mathrm{R}} D_{\mathrm{T,R}} \quad \mathbb{Z} \text{ it } E = \sum_{\mathrm{T}} w_{\mathrm{T}} H_{\mathrm{T}}$$
[3.2]

E: 実効線量(Sv)

D_{T,R}:組織又は臓器Tの吸収線量(Gy)

WR:放射線加重係数

wT : 組織加重係数実効線

HT:組織又は臓器Tの等価線量(Sv)

(参考文献 [5]: ICRP Publication 103, 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告)

外部被ばくにおいては、放射性核種は身体の外に存在していることから、実際に臓器が吸収し た照射時間に対応した放射線のエネルギーに基づくが、内部被ばくの場合は、摂取から排泄及び 物理学的半減期に応じて減衰するまでの期間、放射性核種が体内を移動しながら各臓器、組織は 放射線を照射し続ける。このため ICRP は、18 歳以上の成人は摂取後 50 年間、子供は 70 歳にな るまでの各臓器、組織が受ける吸収線量を積分することとし、預託実効線量(Sv)と定義した。

実効線量は、広島、長崎における原子爆弾の影響調査結果に基づき、発がん率に基づく致死 率、同じ線量であっても一度に浴びたか、時間をかけて浴びたかによる違いを表す線量・線量率 効果(DDREF)、生活の質(QOL)に遺伝的影響を含め、実効線量に対する名目リスク係数(Sv⁻¹) を算出した。

これに基づき、外部被ばくの場合は、放射線のエネルギー分布に応じた臓器、組織の体内配置 と人体への照射方向の違いによる組織、臓器の吸収線量の違いを考慮した実効線量への換算係 数の算出方法が、ICRP Publication 74, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation(1996)により提示された[107]。

なお、放射線感受性の高い臓器、組織は人体の前部に概ね配置されているので、前方(AP)から照射された場合の実効線量がもっとも高くなる。また、子供は成人より体が小さく体表面から 臓器までの遮へいによる減少が少ないので成人より高くなる。厳密に言えば外部被ばくであっ ても年齢や体格、照射方向により実効線量は違ってくる。これでは日常の管理が難しくなる。こ のため実際に空間線量率測定結果から外部被ばくに係る線量を評価する場合は、どのような照 射条件や体格の違いがあっても過少評価せず、また空間線量率測定器の校正が一律に行える方 法を国際放射線単位測定委員会(ICRU)が定義した。これが周辺線量当量率である。Fig. 3-11 は、 回転照射された時の実効線量及び周辺線量当量を計算により評価した結果であり、周辺線量当 量は光子(γ線、X線)のエネルギーが異なっても、また年齢が異なっても実効線量より高く(安 全側)評価されることを示している。



Fig. 3-11 光子(ガンマ線)エネルギーに応じた空気カーマに対する実効線量及び周辺線量当量の関係 (参考文献「108]: 遠藤章、放射線防護で用いられる線量について)

- 37 -

一方、内部被ばくに関しては、呼吸による吸入摂取(Inhalation)や経口摂取(Ingestion) に係る放射性核種の摂取量(Bq)から預託実効線量への換算係数(線量係数:Dose Coefficients) が示されている。線量係数は、体内動態モデルとして呼吸器モデル、消化管モデルを用いて、化 学形別、年齢区分毎に ICRP Publication 72 に掲載されている[109]。また、ICRP Publication 119, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60 として外部被ばくに係 る換算係数(ICRP Publication 74)、内部被ばく(ICRP Publication 72 他)が1冊にまとめら れている[110]。なお、ICRP Publication 103 2007 年勧告において、組織加重係数や放射線加 重係数の数値が見直されていることから、ICRP により線量係数の見直しが進められている。

また、ICRP Publication103 においては、「確定的影響の評価は、高線量における被ばくと損 傷を評価するのに放射線加重係数 w_R値を適用すると、光子の照射と比較して、いかなる組織反 応の発生も重篤度も過大評価となるであろう。組織反応の可能性を決定するために放射線被ば くを評価するときには、したがって、関連する生物学的エンドポイントに対する RBE(Relative biological effectiveness: 生物効果比)の適切な値によって加重された臓器又は組織の平均吸 収線量を用いるべきである。」との記載があり、確定的影響は、吸収線量、グレイ(Gy)もしく は高 LET 放射線(α線、中性子線)では、RBE・D(Gy)を用いることとされた[5]。

3.8.2 実用量(周辺線量当量、個人線量当量)

ICRP Publication 26 (1977 年勧告)[20]からは、人体への放射線の影響を防護する観点から 被ばく量として確率的影響のリスクと関連させ実効線量当量(≒実効線量)で評価し、線量限度 を定義した。しかし、これを測定するためには、線源と人体臓器の位置関係、つまり人体への照 射方向に応じた人体臓器へのエネルギー付与を測定する必要がある。また、国際放射線単位測定 委員会(ICRU)は、放射線測定器を校正し、一定の不確かさの範囲内にてトレーサビリティを確 立するため、人体組成に類似した物質で作られた 30cm 球にあらゆる方向から入射する放射線を 一定方向に平行ビームで入射(整列)したと仮定し、かつその測定点が放射線場全体で均質(拡 張場)であるとした場合の 30cm 球の表面から 1cm の深さの空気カーマ率に基づく線量を周辺線 量当量 H*(d)、1cm 深さの深部線量としては 1cm 線量当量 H*(10)と定義した[111]。これにより、 基準放射線場で校正された基準測定器と空間線量率測定器を放射線照射場で比較、校正するこ とを可能とした。なお、原子力安全技術センターは、ICRU の報告書に基づき「被ばく線量測定・ 評価マニュアル」を刊行し、周辺線量当量の概念をFig. 3-12 で示している[112]。



Fig. 3-12 周辺線量当量の概念(整列・拡張場)

(参考文献[112]:原子力安全技術センター、「被ばく線量測定・評価マニュアル」より)

したがって、管理区域内等の作業環境における空間線量率は、1cm線量当量率測定器で測定されている。

ただし、我が国では 1989 年(平成元年)に 1977 年勧告を法令(原子炉等規制法など)に取り 入れる際の環境放射線モニタリング指針改訂の検討において、MP や MS による環境放射線の測定 の目的は、必ずしも人の被ばく評価のためだけでは無く、環境レベルの変動の監視もある、ま た、被ばくを評価するとしてもエネルギーや照射方向が特定できないことから、周辺線量当量率 (Sv/h)では無く物理量である空気カーマ率(Gy/h)で測定することが望ましいとの判断であっ たと聞いている。このため、我が国では環境モニタリングのための MP や MS における空間線量 率の測定の多くは、空気カーマ率(空気吸収線量率)で測定することとしている。なお、3MeV 以 下のγ線を対象とする場合は、空気カーマ率は空気吸収線量率と同じ値を示す。

なお、個人線量に関する実用量としては、ICRU は、ICRU 組織等価物質でできた縦 30cm×横 30cm×厚さ 15cm のスラブファントムを用いた量として定義された。個人線量計はこのファント ム校正された基準線量と比較校正される。紛らわしいが個人線量も 1cm 線量当量と呼び、単位 もシーベルト (Sv) で表わされるが記号は、周辺線量当量の H*(10)に対して Hp(10)と区別され ている。

この他、方向性線量当量 H'(d, Ω)が皮膚の等価線量に関する実用量として 70 μm 線量当量 H'(0.07, Ω)を、目の水晶体については 3mm 線量当量 H'(3)等が定義されている[107][108]。

3.9 環境モニタリングの実測値を用いた代表的個人の線量評価

3.9.1 施設寄与の検出(定性)と弁別(定量)

1) 環境中での放射性核種の分布

長半減期核種が環境中に放出されると、表層土壌において時間の経過とともに徐々に定着し 一定の値で推移するようになることが、多くの環境モニタリング結果により観測されている。こ れは、必ずしも付与された放射性核種が混合により均一化していることを意味するものではな い。大気から地表に放射性核種が降下した場合は、裸地、草地、森林、市街地など様々な形態及 び物質に応じて沈着する割合が変化する。沈着した物質の化学的、物理的性質及び降雨などの気 象現象との相互作用及び物理学的半減期による減衰など、放射性核種は再移動を繰り返しなが ら長期的に安定化していくと考えられている。つまり、環境媒体の性質や環境条件に応じた不均 ーだが微妙なバランスで安定化しているのであって、場所やその性質が変われば濃度も大きく 変動することを筆者も経験している。その結果、安定化しても理想的な平衡状態からは程遠く空 間的な濃度分布には大きな違いがみられる。つまり、人為的なかく乱(耕作など)や台風、洪水 など大きな駆動力がなければ、数十年経っても沈着した放射性核種は均一化されていない場合 が多い。

しかし、環境中での放射性核種は、大まかな表現でいうと沈着地点におけるインプットとアウ トプットの収支バランスで変動すると考えられるが、あらたなフォールアウトが無ければ長期 的には減少傾向を示す。物理学的半減期よりも減少が早い場所もあり、これらを考慮してその地 点の減少を指数関数で表すことができる。ただし、複数の指数関数の組み合わせになる場合も多 く初期の減少が速く、徐々に減少速度が低下する傾向が一般的である。これら指数関数の初期値 に対して2分の1に減少するまでの時間を環境半減期と呼ぶ場合もある。環境半減期は、供給 速度と流出速度のバランスによる見かけの指標であることから場所によっては増加する場合も ある。核種の物理的、化学的性質や地勢、傾斜、降雨量などにも影響される。環境半減期は、モ ニタリング結果に基づく変動より求めた観測結果であることに注意しなければならない。しか し、数年先の濃度の推移の全体像は予測できることから現存被ばく状況においては有益な手法 である。

表層土壌(以下、表土という)の場合は、前述の環境条件に応じて1m離れても放射性核種の 濃度が大きく変動する場合がある。また、グローバルフォールアウトであっても、土壌の深度方 向で濃度が大きく異なることがある。このため土壌採取においては、5cm深さで5地点の混合 (コンポジット法)が用いられる。平常時モニタリングにおける平常の変動幅の算出に際しては 地点毎で求めることが望ましいが、変動が大きすぎる場合は複数の地点を用いることも一考で ある。

これに対して耕作地は通常 15cm から 20cm 程度は耕され均一化している傾向がある。このた め、緊急時モニタリングにおいては、耕作土の採取も有効な方法となる。ただし、耕作土中の放 射性核種濃度は、表土より耕作の影響により希釈され低くなる場合が多いので、評価では注意を 要する。可能なら耕作深さまでの土壌を採取して、濃度ではなく面積当たりの沈着量(Bq/cm²)で 比較することも有効である。表土の十分な採取地点が得られない場合は、耕作地についても緊急 時モニタリングの備えとして毎年採取してトレンドグラフや平常の変動幅を求めておくことも 有益である。なお、水田土は湛水するので蓄積状況のためのモニタリングの対象には向かない。

植物や動物中の放射性核種の濃度はさらに複雑である。土壌から植物への移行や植物から動 物への移行、水生生物への移行は、元素の化学形や成長速度、植物体の内の転流など、様々なパ ラメータに依存する。動物の場合の呼吸と食物摂取(経口経路)の両者の経路における体内取り 込みと代謝速度などに依存し、非常に複雑となる。魚のように動物の場合は移動することがあ り、採取場所での評価のみでは不十分と考える。 実際のモニタリング結果は、空間線量率にせよ、環境試料中の放射性核種濃度にせよ、空間的 (場所)にも時間的にも大きく変動する。短期間のモニタリング結果だけで上昇したというのは 早計であり、長期的な視点で水準を調査することが重要である。このためバックグラウンドの変 動から施設寄与を検出し定量的化するのはかなり難しい。もちろん、事故等により多量に放射性 核種が放出され上昇が桁違いである場合の検知は容易であるが、通常の運転時におけるわずか な放出の影響を検知し定量的に弁別することはかなり難しい。

個別のテクニックに関しては、第6章に記載するが、ここでは施設寄与の検出や弁別に関す る考え方や用語について解説する。

まず、測定値や分析値の変動分布に基づき一定の幅を設け、この幅を逸脱した場合に調査を開 始するとの考え方がある。この幅を、「平常の変動幅」と呼ぶ[54]。平常の変動幅は、自然変動、 測定機器の不確かさなどの他、施設の平常運転時の影響も含まれている。施設が許可された範囲 で排気、排水などを通して環境に放射性核種を放出した場合、周辺環境中の放射線量率や放射性 核種濃度はほぼ一定のレベルの幅内に収束するとの考え方である。

この「平常の変動幅」を逸脱した場合に施設寄与の調査を行い、施設寄与の定量的弁別と線量評価を行う。

「平常の変動幅」としては、①過去の測定値の平均値±3σ(標準偏差の3倍)、または二項 分布など正規分布に従わない場合は過去の測定値の幾何平均値×幾何標準偏差の3乗、②測定 値の最小~最大を用いるとするとされてきた[54]。測定値が多数集まれば分布が正規分布また は幾何正規分布に従うとの仮定に基づく。しかし、ここで注意しなければならないのは統計処理 する母集団の選択である。つまりバックグラウンドとして取り扱う測定値の期間と空間的な範 囲の選択をどのように行うかである。空間線量率の場合は、連続モニタであることから十分な数 の測定値が得られる。また、自然放射線によるバックグラウンドが存在することから検出下限値 未満ということは無い。このため平常の変動幅としては、①の平均値±3σが用いられる場合が 多い。ただし、10分値、1時間値、瞬間値、平均値などの統計処理する測定値の選択、また、過 去3年か5年などの統計期間の選択、さらに統計処理に含める空間的な範囲をどのように選択 するかが重要となる。ただし、最近は計測技術の進歩により、施設寄与の検知は「平常の変動幅」 を用いなくとも、風上、風下側に設置された空間線量率の比較、通過率、γ線エネルギースペク トラム、放出源情報など、他の情報も加味することにより判断できるようになった。

しかし、環境試料中の放射性核種濃度の場合は、統計処理する母集団の統計期間を短くすると 有意に検出された測定値の数が少なくなる。検出下限値未満になる測定値の数が増えると、①の 統計処理が十分にできない。そこで②の測定値の最小~最大値を「平常の変動幅」とする場合が ある。ただし、測定値の統計処理期間と空間的な範囲は重要である。平常の変動幅として要求す る空間的な範囲とその代表性の考え方を検討し、それに基づき母集団を決定すべきである。ま た、最小値、最大値を用いるデメリットとして、たった1つの特異的データによって平常の変動 幅が決定されてしまうことである。このため平常の変動幅を大きく逸脱した最小、最大値が得ら れた場合には、その原因を十分に調査し特異的な上昇であった場合は、平常の変動幅の算出に用 いないなどを十分に検討すべきである。 一般的に、平常の変動幅の統計処理期間は、測定対象年の前年から空間線量率の場合は3年 間程度、環境試料の場合は3年間~5年間が普通であるが、近年は大気圏内核実験の影響も小さ くなってきたことから環境試料については10年間とするところもある。

統計処理をする空間的範囲(10kmより30km)を広げると「平常の変動幅」は広くなる。また 小さくすると狭くなり、評価対象の測定値が自然変動であっても平常の変動幅を逸脱する可能 性が多くなる。また、空間的範囲を広くすると施設寄与の検知レベルが低下し、施設寄与を見落 とすおそれも増大する。なかなか難しいが、実際の環境に応じて最適化することが重要である。

さらに、東電福島第一原子力発電所事故の影響を受けた地域においては、空間線量率や環境試 料中放射性核種濃度は徐々に減少しつつある。このため統計処理期間を長くとると直近の変動 に対して幅が広がってしまい適切な比較ができなくなるおそれがある。この場合はあまり統計 処理期間を長くとらないか、または、事故影響を受けた期間の測定値を除き、事故以前のデータ と影響が低下した直近を合算して用いる場合、あるいは、直近1年程度のデータしか用いない などの方法が考えられる[113]。

「平常の変動幅」以外に施設寄与を検知する方法としては、「比較対照」を用いる方法がある。 これは施設寄与の無いことが明らかな地点と施設の影響を受けるモニタリング対象地点とを比 べる方法である[54]。ただし、場所が異なれば当然バックグラウンドも変わるので直接の比較は できない。そこで比較対象地域と調査対象地点における相関係数を求めて、通常の相関から大き く逸脱したかどうかで判断する。例えば空間線量率の場合は、測定値の数が十分に存在するので 過去数年間における比較対照の測定値を横軸、モニタリング対象地域の測定値を縦軸にとり、回 帰式及び1σ、2σ、3σの範囲の幅での線を引く。調査対象の測定値がこの範囲から逸脱した場 合には施設寄与の可能性があるとして調査する。

環境試料の場合は、有意なデータ数が少ない場合は、比較対照地域の最小、最大値と測定値を 比較することになるが、そもそも場所や種類の違いにより比較対照と測定対象地域に系統的な 差がある場合には、あらかじめ過去数年間を比較し比を求め、比の平均値±3σを求め比較する などが有益である。

これら「平常の変動幅」や「比較対照」などの方法は、あくまで施設寄与の調査を開始するためのスクリーニングである。施設寄与であると判定するためには、以下の方法などでの検討も必要である。

- ・ 放出源情報(放出日時、放出核種の種類と量、化学形など)
- ・ 気象情報(風向、風速の変動、降雨の有無・時刻)
- ・ 他の複数の測定・採取地点との関係(風向きなど)
- ・ 放射線エネルギースペクトル情報(空間線量率では通過率を含む)
- 放射能比(同位体比、異種核種比など)

なお、「平常の変動幅」や「比較対照」で有意差が無いと判定された場合でも下記の方法で施 設寄与と判定できる場合もある。ただし、「平常の変動幅」や「比較対照」で検知できなかった レベルであることから、施設寄与の影響が小さいことは確認できているので、線量評価まで実施 をする必要は無いかも知れない。異常の早期検知との観点での活用が望ましい。

3.9.2 実測値に基づく線量評価

各原子力施設立地県では環境監視計画とともに公衆の代表的個人の線量評価法が定められて いる。ここで紹介する方法は、筆者の経験に基づき提案する方法である。具体的な方法について は第6章解析・評価を参照されたい。

1) 放射雲(プルーム)からの外部被ばく評価

クラウドシャインによる外部被ばくの評価の一例を示す。空間放射線量率及び積算線量の測 定地点のうち、施設寄与が弁別された地点に対して、方位、方角ごとに合算して年間の線量を算 出する。実際は MP や MS の設置地点は固定されているので、MP, MS 毎に積算することになる。な お、16 方位、放出口からの距離別の同心円の区画内に複数の積算線量測定地点や MS や MP があ る場合は、それを全て年間積算しても良いと考える。ただし同じ区画内に同時に複数の空間線量 率が上昇した場合は、その中の最大値(Gy)を積算する。区画ごとに年間の積算値を求め最大とな った区画の年間積算値を用いて、その値から自然放射線成分(BG)を減じ換算係数 0.8 (Sv/Gy)(原 子力安全委員会:発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針、第5表の線量 計算に使用するパラメータ及び換算係数より)を乗じることにより、実効線量を算出する。なお、 降雨時には大気中に存在する自然放射性核種である Rn, Tn 子孫核種の沈着により空間線量率が 上昇することから降雨も含めた空間線量率の年間平均値は、施設寄与の年間合計値よりはるか に高くなる。このため BG を単純な3年間の平均値ではなく、施設寄与が確認された時間の BG を 差し引く必要があると考え提案する。ただし、BG は場所や時期に応じて変動が大きいので、一 定の値を差し引く方法ではない方法を用いる必要がある。詳細は第6章で述べる。

外部被ばくに係る実効線量 (mSv/y) = (空気カーマ率—BG)(μGy/h) × 0.001(mGy/μGy)× 年間上昇時間(h/y)×実効線量換算係数(0.8_mSv/mGy) [3.3]

2) 吸入摂取による内部被ばくによる実効線量の計算

監視対象区域での測定地点のうち、施設からの寄与が弁別された測定地値に対して年間の預 託実効線量を算出し、その値が最大となる地点での値を選択する。なお、年間の預託実効線量の 算出は、3.4式により求める。3.4式の「濃度上昇日数」は、実際に空気中濃度が上昇した期間 であるが、大気モニタが各方位に配置されていない場合は、放出モニタリングにおける有意放出 の日数としても良いと思われる。また、各種パラメータを Table 3-2、Table 3-3 に示す。

預託実効線量(mSv/y)=Σ(核種iの濃度(Bq/m³)×呼吸量率(m³/d) ×濃度上昇日数(d/y) × 核種iの実効線量係数(mSv/Bq))

Table 3-2 吸入摂取に係る被ばく評価のためのパラメータ

(参考文献 [54]:原子力安全委員会、環境放射線モニタリング指針)

パラメ	数值				
1日の呼吸量(m ³ /d)	22.2				
呼吸する日数(d/y)	呼吸する日数(d/y)				
実効線量係数	Н-3	1.8E-8			
(mSv/Bq)	Sr-90	1.6E-4			
	I-131	1.5E-5			
	Cs-137	3.9E-5			
	Pu-239, 240	1.2E-1			

出典:環境放射線モニタリング指針

※H-3 については経皮吸収を考慮し、呼吸量を1.5 倍する。

Table 3-3 吸入摂取に係る公衆の年齢別預託実効線量換算係数

(参考文献 [110]:ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60, ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.))

拉话	半減期	タイプ	f1	実効線量換算係数(Sv/Bq)				
修悝			≧1 歳	1歳	5 歳	10 歳	15 歳	成人
Cs-	2.062y	F	1.0	7.3E-09	5.2E-09	5.3E-09	6.3E-09	6.6E-09
134		М	0.1	2.6E-08	1.6E-08	1.2E-08	1.1E-08	9.1E-09
		S	0.01	6.3E-08	4.1E-08	2.8E-08	2.3E-08	2.0E-08
Cs-	30. Oy	F	1.0	5.4E-09	3.6E-09	3.7E-09	4.4E-09	4.6E-09
137		М	0.1	3.6E-08	1.8E-08	1.3E-08	1.1E-08	9.7E-09
		S	0. 01	1.0E-07	7.0E-08	4.8E-08	4.2E-08	3.9E-08

3) 農・畜産物摂取による預託実効線量

監視対象区域での全測定地点について、施設からの寄与が弁別された有意値を用いて年間の 預託実効線量を算出する。年間の預託実効線量は3.5式により求める。農畜産物は、測定地点に よらず生産されたものが住民及び消費者に届けられることから、預託実効線量評価上は、測定地 点に意味はあまりない。むしろ、測定した農・畜産物が年間でどの程度摂取されるかが評価上重 要である。保存が可能な場合は一年間摂取することも可能であることから、不明な場合は安全側 をとって一年間摂取するとしても良い。ただし、他の地域の産物による市場希釈が明らかな場合 はその係数を乗じても良い。また、核種濃度は、多数の測定結果が得られた場合は95%値、有意 値が少ない場合は最大値を用いることが良いと思われる。経口摂取に係るパラメータを Table 3-4、Table 3-5 に示す。

預託実効線量(mSv/y)=Σ(核種iの濃度(Bq/g)×食品の摂取量(g/y)×市場希釈係数× 核種iの実効線量係数(mSv/Bq))

Table 3-4 経口摂取に係る被ばく評価のためのパラメータ

(参考文献 [54]: 原子力安全委員会、環境放射線モニタリング指針、参考文献 [114]:再処理施設事業 指定申請書)

パラ	数值	
食品の摂取量	葉菜	3.65E4
(g/y)	精米	1.095E5
	牛乳	7.3E4
実効線量係数	C-14	5.8E-7
(mSv/Bq)	Sr-90	2.8E-5
	I-131	1.6E-5
	Cs-137	1.3E-5
	Pu-239, 240	2.5E-4

Table 3-5 経口摂取に係る公衆の年齢別預託実効線量換算係数

(参考文献 [110]: ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.))

技種	核種 半減期	f1	実効線量換算係数 (Sv/Bq)					
1次7里		≧1 歳	1歳	5歳	10 歳	15 歳	成人	
Cs-134	2.062y	1.0	1.6E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08	
Cs-137	30. Oy	1.0	1.2E-08	9.6E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08	

3.10 放出源情報及び気象観測結果に基づく線量評価

1) 大気放出に起因する実効線量の算出

放射性雲(プルーム)に起因する外部被ばくによる実効線量の計算は、「発電用軽水型原子炉 施設周辺の線量目標値に対する評価指針」(平成13年3月29日改訂、原子力安全委員会)の 大気拡散式等により空気カーマ率を計算し、計算地点を含む方位、及びその他の方位に向かう放 射性雲からの放射線による空気カーマ率を合計することにより求める[48]。

吸入摂取による内部被ばくによる預託実効線量は、トリチウム、炭素-14 及び放射性ヨウ素 (I-131,必要に応じて I-133, I-129)等を対象として呼吸による核種摂取量を計算し、線量係数 を乗じることにより求める。

農・畜産物摂取による内部被ばくによる実効線量の計算は、トリチウム、炭素-14 及び放射性 ヨウ素を対象とし、葉菜、米及び牛乳に対して行う。空気中の放射性核種の直接沈着及び経根吸 収による農・畜産物への移行を米国 NRC の Regulatory Guide 1.109(U.S.NRC, March 1976, October 1977)を参考として計算し、農・畜産物中濃度に経口摂取率及び線量への換算係数を乗 じることにより線量を求める[16]。

① 放射性核種の空気中濃度の計算

放射性核種の空気中濃度の計算は、「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」(平成 13年3月29日改訂、原子力安全委員会)に示された拡散式に基づいて行う。

平常運転時における放射性核種の空気中濃度は、放射性核種の空間分布が水平方向、鉛直方向 ともに正規分布になると仮定された 3.6 式の拡散式を基に計算する。

この場合、拡散式の座標は、放出源直下の地表を原点に、風下方向を x 軸、その直角方向を y 軸、鉛直方向を z 軸とする直角座標である。

放射性核種の放出率(Q)は、評価期間についての排気筒からの放出量の測定値に基づく値を 用いる。風速(U)は、排気筒高さに次式により求めた拭き上げ高さを考慮した有効高と同等の 海抜100mの1時間値を用いる。放出源の有効高さ(H)は、3.7式により計算した値を用いる [95][96][102]。

$$\chi(\mathbf{x},\mathbf{y},\mathbf{z}) = \frac{Q}{2\pi \sigma_{y}\sigma_{z}U} \cdot \exp\left(-\lambda\frac{\mathbf{x}}{U}\right) \cdot \exp\left(-\frac{\mathbf{y}^{2}}{2\sigma_{y}^{2}}\right) \cdot \left(\exp\left\{-\frac{(\mathbf{z}-\mathrm{H})^{2}}{2\sigma_{z}^{2}}\right\} + \exp\left\{-\frac{(\mathbf{z}+\mathrm{H})^{2}}{2\sigma_{z}^{2}}\right\}\right) \quad [3. 6]$$

ただし、各記号の意味は次のとおりとする。

χ	(x, y, z)	:	点(x, y, z)における空気中放射性物質濃度(Bq/m³)
	Q	:	放射性物質の放出率(Bq/s)
	U	:	放出源高さを代表する風速 (m/s)
	λ	:	放射性物質の崩壊定数(1/s)
	Н	:	放出源の有効高さ (m)
	σ _y	:	濃度分布の y 方向の拡がりのパラメータ (m)
	σz	:	濃度分布の z 方向の拡がりのパラメータ (m)

 $\mathbf{H} = \mathbf{H}\ell + \Delta\mathbf{H} - \mathbf{G}\ell$

[3.7]

ただし、各記号の意味は次のとおりとする。

- Hℓ : 排気筒の海抜高さ(m)
- △H : 排気筒の吹上げ高さ(m)
- Gℓ : 周辺の地表面の海抜高さ(m)

② 放射雲(プルーム)からの外部被ばく評価

大気放出に中のプルーム (クラウドシャイン放射線及びサブマージョン放射線) に起因する外部被ばく線量は、希ガス等気体状放射性核種のガンマ線及びベータ線に起因する実効線量を 3.8 式~3.10 式を用いて計算する。なお、気体状放射性核種のガンマ線に起因する計算地点における空気カーマ率は、3.8 式により計算する。

3.8 式の積分式は、以前は、ANDOSE や KR85G 等の数値計算コードを用いて行われてきた。最 近は PC レベルで容易に計算できるとともに、計算結果をデータベースとして保存し、内挿法に より迅速に計算できるようになっている[95][96][102][114]。

$$D(x,y,0) = K_1 \cdot E \cdot \mu_{en} \int_0^\infty \int_{-\infty}^\infty \int_0^\infty \frac{e^{-\mu r}}{4\pi r^2} B(\mu r) \cdot \chi(x',y',z') dx' dy' dz'$$
[3.8]

ただし、各記号の意味は次のとおりとする。

D(x, y, 0) : 計算地点(x, y, 0)における空気カーマ率(µGy/h)

$$K_1$$
 : 空気カーマ率への換算係数 $\left(\frac{dis \cdot m^3 \cdot \mu Gy}{MeV \cdot Bq \cdot h}\right)$

- E : クリプトン-85のガンマ線の実効エネルギー (MeV/dis)
- μ_{en} : 空気に対するクリプトン-85のガンマ線の線エネルギー吸収係数 (1/m)

ここで、ガンマ線の再生係数 B(µr)は、(4)式の近似式から求める。

B
$$(\mu r) = 1 + \alpha \mu r + \beta (\mu r)^2 + \gamma (\mu r)^3$$
 [3.9]

ただし、α, β及びγは、ガンマ線のエネルギーにより決まる多項式の係数である。

$$D_{r}(\rho,\theta) = K_{2} \cdot f_{h} \cdot f_{o} \cdot \overline{D}(\rho,\theta) + W_{T} \cdot 365 \cdot 24 \cdot K_{4} \cdot \overline{\chi}$$
[3.10]

ただし、 各記号の意味は次のとおりとする。

- D_r(ρ, θ) : 計算地点における実効線量(mSv/y)
 - K_2 : 空気カーマ率から実効線量への換算係数 $\left(\frac{mSv/y}{\mu Gv/h}\right)$
 - f_h : 家屋の遮へい係数
 - f₀ : 居住係数
 - W₁ : 皮膚の組織荷重係数
 - K4
 :
 半無限雲中のクリプトン-85 のベータ線外部被ばくによる皮膚の等価線量

 への換算係数 $\left(\frac{mSv/h}{Bq/m^3}\right)$
 - χ : 計算地点(x, y, 0)におけるクリプトン-85の年間平均空気中濃度(Bq/m³)

③ 吸入摂取による内部被ばく評価

$$D_i(x, y, o) = 365 \cdot \sum_i M_a \cdot \overline{\chi}_i(x, y, 0) \cdot K_{ii}$$
 [3.11]

ただし、各記号の意味は次のとおりとする。

- D_i(x, y, 0) : 計算地点(x, y, 0)における吸入摂取による実効線量(mSv/y)
 - M_a : 吸入率 (m³/d)
- $\overline{\chi_i}(x, y, 0)$: 計算地点(x, y, 0)における核種iの年平均空気中濃度(Bq/m³)

 K_{1i} : 核種iの吸入摂取に対する実効線量係数(mSv/Bq)

④ 農・畜産物摂取による預託実効線量

$$D_{Fi}(x, y, 0) = 365 \cdot \sum_{i} A_{Fi} \cdot K_{Ti}$$
[3. 12]

$$A_{Fi} = C_i^{v} \cdot f_d \cdot f_m^{v} \cdot M_v + C_i^{R} \cdot f_m^{R} \cdot M_R + C_i^{M} \cdot f_m^{M} \cdot M_M$$
[3.13]

$$C_i^{M} = F_{iM} \cdot C_i^{P} \cdot Q_P \cdot f_i \cdot e^{-\lambda_i \cdot t_f}$$
[3.14]

$$C_{i} = V_{gi} \cdot \left(\frac{\overline{\chi_{Ti}} (x, y, 0) \cdot r_{i} \cdot \left(1 - e^{-\lambda_{Ei} \cdot t_{e}} \right)}{Y \cdot \lambda_{Ei}} + \sum_{y=1977}^{T} \frac{\overline{\chi_{yi}} (x, y, 0) \cdot B_{i} \cdot \left(1 - e^{-\lambda_{i} \cdot t_{y}} \right) \cdot e^{-\lambda_{i} \cdot t_{T-y}}}{P \cdot \lambda_{i}} \right)$$
[3.15]

ただし、各記号の意味は次のとおりとする。

D_{Fi}(x, y, 0) : 計算地点(x, y, 0)における農・畜産物摂取による実効線量(mSv/y)

- A_{Fi} : 核種 i の経口摂取率 (Bq/d)
- K_{Ti} : 核種 i の経口摂取に対する実効線量係数(mSv/Bq)
- C_i^v : 葉菜中の核種 i の濃度(Bq/kg)
- f_d : 葉菜の除染係数
- f_v : 葉菜の市場希釈係数
- M_v : 葉菜の摂取量 (kg/d)
- C_i^R : 白米中の核種 i の濃度(Bq/kg)
- f.^R : 米の市場希釈係数
- M_R : 米の摂取量 (kg/d)
 - C_i^M: 牛乳中の核種iの濃度(Bq/ℓ)
 - f^M: 牛乳の市場希釈係数
 - M_M : 牛乳の摂取率(ℓ/d)

$$F_{ix}$$
 : 乳牛が1日当たりに摂取した核種 i のうち牛乳へ移行する割合 $\left(\frac{a_{i}}{Bq/d}\right)$

(Ba/l)

- C_i^P: 牧草中の核種 i の濃度(Bq/kg)
- Q_p : 乳牛の牧草摂取量(kg/d)
- f_i : 牧草の成育期間の年間比
- λ_i : 核種 i の崩壊定数(1/d)
- t_f : 牛乳の採取から摂取までの時間 (d)
- C_i : 葉菜、米及び牧草中の核種 i の濃度(Bq/kg)
- V_{gi} : 核種 i の年間平均沈着速度 (m/d)

- r_i : 核種 i の直接沈着による可食部への移行率
- λ_{Ei} : 核種 i の有効除去係数 (1/d) $\lambda_{Ei} = \lambda_i + \lambda_b$ λ_b : ウェザリングなどによる除去係数 (1/d)
- t。 : 生育中の植物が放射性物質を含む空気にさらされる期間(d)
- Y : 栽培密度(kg/m²)
- χ_{xi}(x, y, 0) : y 年での計算地点(x, y, 0)における核種 i の年間平均空気中濃度(Bq/m³)

$$B_i$$
 : 核種 i の土壌から可食部への移行率 $\left(rac{Bq/kg}{Bq/kg}\right)$

(葉菜及び牧草については考慮しない。)

- t_y : y年の日数 (d)
- t_{r-y} : y 年から評価年 T 年までの日数 (d)
- P : 土壌の実効表面密度 (kg/m²)
- t_h : 葉菜、米及び牧草の採取から摂取までの時間(d)

ただし、植物中(葉菜、米及び牧草)のトリチウム及び炭素-14 濃度は、これら核種と天然の 水素及び炭素との比率が植物中と空気中で同じになるとして、以下の式により計算する。

$$C_{e} = \overline{\chi}_{i}(\mathbf{x}, \mathbf{y}, \mathbf{0}) \cdot F_{e} / C_{ae} \cdot e^{-\lambda_{i} \cdot t_{h}}$$
[3.16]

$$C_{T} = \overline{\chi}_{i}(x, y, 0) \cdot 0.75 \cdot (0.5/H) \cdot e^{-\lambda_{i} \cdot t_{h}}$$
 [3.17]

ここで、各記号の意味は以下のとおりとする。

C_T : 葉菜、米及び牧草中のトリチウム濃度 (Bq/kg)

- H : 空気中水分量 (kg/m³)
- C_c : 葉菜、米及び牧草中の炭素-14 濃度(Bq/kg)
- F。 : 葉菜、米及び牧草中の炭素割合(kgC/kg)
- C_{ac} : 空気中炭素濃度(kg/m³)

これらの評価式は、施設を設置するための安全審査において主に用いられてきた。このため、 これらの評価式を用いて実際の放出量及び気象観測結果に基づいて評価する場合には、以下の 事項に注意することが必要である。

安全審査では、年間の気象観測データに基づく周辺監視区域外の外部被ばくに係る最大値で 被ばくするとともに、年間の拡散計算で評価された地上における放射性核種の最大濃度地点の 空気を呼吸すると仮定する場合がある。また、すべての葉菜、米、農作物及び牛乳などの酪農、 畜産物が最大濃度地点で生産されたとして内部被ばくを評価している。これら外部被ばく、内部 被ばくの最大値を足し合わせることが一般的である。しかし、実際のクラウドシャインに係る外 部被ばくの最大値は、排気筒放出の場合は放出口に近い場所で発生することが多い。なぜなら放 射性核種のプルームが上空を通過することによって、地表の空気中放射性核種濃度が上昇しな い状況でもッ線は下方に放射され、空間線量率の上昇をもたらす。このためクラウドシャインに 係る外部被ばくの最大値は、プルームが拡散する前の放出口近傍に発生することが多い。これに 対して地表の空気中濃度の最大値は、排気筒放出の場合、プルームが地表に到達した付近に発生 する。例えば、大気安定度にもよるが 100m 高さの排気筒から放出されたプルームが地表に到達 する場所、つまり最大濃度地点は放出口から 3km から 5km に生じる。

公衆の線量限度や線量拘束値を下回っていることの安全確認のみの目的であれば、安全審査 と同様に被ばく経路ごとの最大値を合算すれば事足りるが、実際の環境モニタリングの実測値 と比較する場合は十分ではない。

現実には、クラウドシャインに係る外部被ばく線量と最大濃度地点の空気を同時に呼吸す ることは同一の人間では不可能である。また、最大濃度地点付近ですべての葉菜、米、農作物及 び牛乳などの酪農、畜産物が生産されていることも稀である。もし実際の水田や畑、酪農などの 営農場所での食品中の濃度を評価することができれば、環境モニタリングの実測値と比較す ることができ、放出量と気象観測にもとづく計算評価の検証も可能となる。

また、上記評価式に用いるパラメータも実際の施設周辺の地域におけるパラメータを用いる ことが、評価の精度を向上させる。例えば、篠原 邦彦は、実際の環境モニタリング結果から大 気から地表、植物への放射性ヨウ素の沈着速度(Vgi)の算出を検討した[115]。

3.11 測定法・分析法に関する知識

3.11.1 放射線測定器

放射線測定器には、放射線の種類(線種)ごとの性質に応じた測定器が開発されている。例え ばアルファ線(α線)、ベータ線(β線)、ガンマ線(γ線)、中性子線(n線)等である。ま た、実用上は可搬型と測定室に固定して使用するものに分けられる。便宜上、可搬型放射線測定 器、固定式放射線測定器に分け解説するが、測定器の原理の詳細は専門書を参考にされたい。こ こでは、環境モニタリングの実務者が知っておくべき最低限の知識について述べる。

1) 可搬型放射線測定器

可搬型放射線測定器の代表格は、Fig. 3-13 や Fig. 3-14 に示すサーベイメータと呼ばれている 手持ち式の放射線測定器である。用途としては、空間線量率用サーベイメータ、汚染検査用サー ベイメータなどがある[116][117]。また、外部被ばくを測定するための個人線量計がある。

空間線量率測定用のサーベイメータは、γ線に対する周辺線量当量率測定のための GM 管式サ ーベイメータ、NaI(T1)シンチレーション式サーベイメータ、電離箱式サーベイメータ、半導体 式サーベイメータ等である。これらの空間線量率は、1 cm線量当量率(H*(10)、単位: μ Sv/h) で校正されている。また、線量率の測定範囲、測定エネルギーの範囲、方向特性などの性能を知 り、測定場所の状況に応じて使い分ける必要がある。

一般に NaI (T1) シンチレーション式サーベイメータは高感度で低線量率まで測定できるが、例 えば、日立製作所(旧アロカ社)製 TCS-172Bは 30 µ Sv/h を超える線量率が測定できない。こ れに対して電離箱式サーベイメータは、電離箱の容量の小さなものであればより高線量率が測 定できる。

また、NaI(T1)シンチレーション式サーベイメータはH*(10)に適合させるためエネルギー補償 が必要であるが、補償されるエネルギー範囲が限られている。原子力発電所等で取り扱われるγ 線核種の殆どは3MeV 未満であることから通常は50keV~3MeVの範囲を測定するように作られて いる。なお、小型の半導体検出器もエネルギー補償が必要である。電離箱式サーベイメータ、GM 管式サーベイメータは、原理上エネルギー弁別ができないことから、検出器の構造材や厚さの組 み合わせにより H*(10)のエネルギー感度を示すように校正されている。エネルギー補償機能が 装備されていない測定器でエネルギーの異なる γ線を測定すると、同じ場所を測定してもエネ ルギー補償機能が装備している測定器と異なる値を示すこととなる。東電福島第一原子力発電 所事故時には安価な測定器が数多く市販されたが、感度が十分で無く低線量率では高めの値を 示すもの、エネルギー補償がなされていないため散乱成分の多い環境で空間線量率が大きく変 わる測定器も多かった[118]。

したがって、Table 3-6 に示すような原理、特徴、用途、及び測定器の性能、例えば、測定範囲、エネルギー補償、方向依存性、トレーサビリティなどの特性を良く把握して使用することが 必要である。


Fig. 3-13 線種に応じた様々な放射線測定器

(GM サーベイメータ、NaI (TI)シンチレーション検出、電離箱検出器、半導体検出器、³He 中 性子検出器、CsI(TI)検出器、LBr₃スペクトロメータ)



Fig. 3-14 種々のサーベイメータの例

[(a):NaI(T1)シンチレーション式サーベイメータ、(b), (c):電離箱式サーベイメータ、(d): β (γ) 汚染検査用端窓 GM 管式サーベイメータ, (e): α 汚染検査用 ZnS (Ag) シンチレーション式サーベイメー タ, (f):可搬型中性子検出器, (g), (h):電子式個人線量計, (i) LBr3 スペクトロメーターサーベイメ ータ]

Table 3-6 放射線測定器の測定原理と特徴及び用途(1/2)

測定器	原理	特徴	用途
電離箱	正負の高電圧(印加電 圧)を掛けた電極間に 入射した荷電粒子によ る気体の電離を計測 (電離作用)、y線は 器壁等相互作用で生じ た二次粒子を測定する が高抵抗を介してパル スに変換する場合と電 離電流を用いる方式が ある。	 ・照射線量率測定に適する ・エネルギー依存性が少ない ・エネルギー弁別不可 ・電離箱の容積に応じた感度 ・電気的ノイズに弱い ・衝撃に弱い。 	 ・特に高線量率の空間 線量率測定 ・放射性ガスを電離箱 内に導入、放射性希 ガス、トリチウム測 定
GM 管式 検出器	印加電圧上昇、GM 領域 でガス増幅が生じ、一 定のパルス波高を発生 させる。封入ガス:Qガ ス (ヘリウム+イソブタ ン)等	 ・高感度、増幅が不要、電子回路が簡単 ・エネルギー弁別不可 	 ・身体、床、物品の汚 染検査計 ・全β放射能測定 ・空間線量率測定
比例計数 管	印加電圧を比例領域で 用い、α線、β線の両 者が測定できる。ガス として PR ガス (メタン 10%、アルゴン 90%)	印加電圧を比例領域に設定す る。通常はβ線測定に用いられ ることが多いが、印加電圧の変 更やフィルタを用いることによ り、α線、β線の両者を弁別し て測定できる。試料を検出器内 部に置く4π型のガスフローカ ウンタもあるが、通常は2π型 の入射窓を持ち、多数の試料を 自動で測定するためのサンプル チェンジャーを装備した測定器 が普及している。	全 α 放射能測定 全 β 放射能測定 Sr-90-Y-90 等の純 β 放 射能測定

Table 3-6	放射線測定器の測定原理と特徴及び用途	(2/2)
-----------	--------------------	-------

測定器	原理	特徴	用途
シンチレーション検出器	ZnS (Ag):多結晶粉末	 	 ・ α 線サーベイメータ、 ・ 全 α 放射能測定
	NaI (T1)、CsI (T1)、 LaBr ₃ (Ce) 、BGO (Bi ₄ Ge ₃ 0 ₁₂)の単結晶	 ・空間線量率測定(エネルギ ー補償回路) ・ガンマ線スペクトロメータ ・LaBr₃(Ce)はエネルギー分 解能が NaI(T1)より優れて いる。 ・常温で使用できる。 	・空間線量率(周辺線量 当量、H [*] (10)測定 ・γ線スペクトル測定
	プラスチックシンチレ ーション検出器:有機 シンチレータ中での励 起作用に基づく発光を 計測	 ・γ線スペクトル測定は不可 ・大型検出器作成可能(高感度、高効率) ・パルス分解時間が短く、高計数率測定が可能 	 ・全身カウンタ(ホール ボディカウンタ) ・HFCM(ハンドフットク ロウズモニタ) ・大型測定器(持ち出し 測定等)
	液体シンチレーション 検出器(LSC):水試 料と液体状のシンチレ ータを混合し、α線、 β線測定。	 ・ α 線放出核種や低エネルギ ー β 線放出核種の放射能測 定 ・試料調整が必要 ・ 有機試薬(シンチレータ) の廃液が発生 	 ・トリチウム(H-3)、 炭素-14(C-14)等の測定 ・Sr-90等、β線しか放 出しない核種の放射能 測定

2) 固定式放射線測定器(モニタリングポスト: MP、モニタリングステーション: MS)

固定式放射線測定器は、Fig. 3-15 に示すように放射線測定器を屋外の小屋(局舎と呼ぶ)に 設置し測定値や警報信号などを遠隔の監視施設に自動的に伝送することができる設備である。 通常は、γ線や中性子線を対象とした空間線量率検出器を、増幅装置、エネルギー補償回路、 計測装置(カウンタ)、警報制御、温度補償、データ記録保存、データ伝送などの計測系を局舎 の中に設置したものを MP、放射線測定器に加えて、空気塵埃中放射性核種濃度測定器や気象観 測設備を備えたものをモニタリングステーション(MS)と呼ぶ。MPやMSによる空間線量率の測定の詳細は、5.1.1 固定式MP、MSを用いた空間線量率の連続測定に示す[54]。

また、東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率の測定においては、Fig. 3-16 に示す可 搬型の MP を固定した空間線量率測定器が多数配置された[119]。



Fig. 3-15 固定式モニタリングポスト(MP)の例





Fig. 3-16 東電福島第一原子力発電所事故に伴い福島県内に設置された可搬型 MP を固定化した空間線 量率測定器(左)、及び学校や公園等に追加設置されたリアルタイム空間線量率測定器(右)

(参考文献 [119]:福島県、福島県放射能測定マップ、http://fukushima-radioactivity.jp/pc/ (2020 年 11 月 5 日に利用))

東電福島第一原子力発電所事故後に策定された災害対策指針では、緊急時防護措置を準備す る区域(Urgent Protective Action Planning Zone: UPZ)を発電所から 30km に拡大したこと、 及び防護対策実施の指標として、IAEA に準じ空間線量率等の環境モニタリング結果を用い、運 用上の介入レベル(OIL)と比較することとなった。このため従来のMPに加えて、電子式線量計 に GPS や伝送装置を装備した簡易型空間線量率計が、各原子力発電所立地県において、UPZ 内に 数多く配置され、空間線量率の分布がオンラインで原子力規制庁に送られ、容易に監視、判断で きるシステムが整備されている。その外観を Fig. 3-17 に示す[120]。



Fig. 3-17 可搬型電子式線量率計(環境用電子式線量計を緊急時のための空間線量率測定用に活用した例)

(参考文献 [120]:原子力規制庁監視情報課,連続モニタによる環境γ 線測定法,放射能測 定法シリーズNo.17,平成29年12月改訂,日本の環境放射能と放射線ライブラリー,原 子力規制庁,https://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/pdf_series_index.html (2020 年11月5日に利用))

3.11.2 放射能測定器

放射性核種には、α線を放出する核種、β線を放出する核種、γ線を放出する核種、中性子線 を放出する核種、またβ線とγ線の両者を放出する核種など様々な種類が存在する。このため放 射能測定器も放射線の種類に応じた測定器がそれぞれ必要となる。

環境モニタリングにおいては、平常時はバックグラウンドの変動の把握(水準調査等)のため 高感度の測定器が必要となるが、緊急時には迅速性が要求されることから測定時間を短くし多 数の試料を自動で交換、測定することができるサンプルチェンジャー付きの測定器も必要とな る。また、検出下限値は、平常時の場合はバックグラウンドレベルの水準を確認するために低く する必要がある。このため多量の試料を乾燥や灰化するなど減容、濃縮することが必要である。 しかし、緊急時においては安全確認や防護対策を判断が可能な検出下限値で良く、試料も生試料 での細断や混合など最低限の前処理で十分である。

代表的な方法として、核種を同定することなく検出器に入射した測定エネルギー範囲(LLD~ULD)の α 線や β 線の総計数を用いて放射能を求める方法が用いられている[121]。 α 線に対して 2α 放射能、 β 線に対して 2β 放射能と呼んでいる。 γ 線放出核種に対しては、 γ 線のエネルギーを弁別して核種毎に定性、定量する Ge 半導体検出器や NaI(T1)シンチレーション検出を用いた γ 線スペクトロメトリが用いられる。さらに化学分離操作により妨害元素やマトリックスを 取り除き、測定対象核種(元素)のみに分離、精製した後、対象核種の α 線、 β 線を測定する放

射化学分析法などがある。近年、様々な質量分析装置が開発され普及したこともあり、放射線を 用いずに質量数によって放射性核種の存在量を測る方法などがある。

被ばく評価上重要な放射性ストロンチウムなどβ線のみしか放出しない核種やウラン(U)、プルトニウム(Pu)等のα線放出核種は、目的核種の分離、精製が必要である。この化学的操作については後述するが、固相抽出ディスクやイオン交換樹脂の進歩により簡便、迅速にこれらの分離精製が可能になってきている。半減期の長いウラン、プルトニウム同位体は、放射能を測定するよりも ICP-MS 等を用いて質量数や同位体比などを測定する方が容易である。以下、これらの測定法の詳細を記す。

1) 全α放射能測定器及び全β放射能測定器

放射性核種を単離する放射化学分析には、多くの時間と専門的設備、熟練した分析技術者が必要となる。迅速性を優先させるとともに高度な分析技術を必用としない方法として、放射性核種 を特定せず、対象とする試料表面から放出されるα線またはβ線を測定する方法として用いら れるのが、全α線放射能測定、全β放射能測定である。α線放出核種、β線放出核種ともに標準 線源が放出するα線、β線の放出率との比較により、標準線源相当のα線放出計数、β線放出計 数を求める方法である。この方法は、放射能の定義、つまり核種の1秒間当たりの崩壊数から言 えば異なっているが、JIS Z 4504:2008 などにより基準線源の表面から放出されるα線、β線の 総計数との比較により定義されており、対象試料の放射能のレベルを包括的に簡便に評価する ことがでる方法として特に管理区域内の汚染管理などに用いられている。

環境モニタリングにおいて、全α線放射能測定、全β放射能測定は、降下物、空気中濃度、水 試料のレベル管理や表面汚染の測定などに用いられている。全α放射能測定器としては、 ZnS(Ag)シンチレーション検出器、ガスフロー比例計数式検出器など、また、全β放射能測定器 としては、GM 検出器、ガスフロー比例計数式検出器、プラスチックシンチレーション検出器な どが用いられている。

特に、RI 規制法における管理区域内の人が触れるおそれがある表面の汚染に係る基準は、α 線を放出する放射性物質:4Bq/cm²、α線を放出しない放射性物質:40Bq/cm²と定められており、 測定結果の品質を維持するための規格や校正方法が JIS や放射能測定法シリーズに定められて いる[122][123]。

環境試料においても大気中塵埃(ダスト)ろ紙の測定、降下じん、雨水の測定において、γ線 スペクトロメトリで測定できない純β核種やα核種も含めたおおよその放射能レベルの把握や スクリーニングのための測定法として現在も用いられている。

詳しくは、文部科学省、全ベータ放射能測定法,放射能測定法シリーズ No.1 (昭和 51 年) [123]やJIS Z 4504:2008 (ISO 7503-1:1988) 放射性表面汚染測定法-β線放出核種(最大エネ ルギー0.15MeV 以上)[122]、及びα線放出核種を参照されたい。ここでは、表面汚染検査にお ける全β、全α放射能測定を例にキーワードとなる用語、計算式を紹介するにとどめる。

① 端窓型 GM サーベイメータで直接床など表面を測定する方法(直接法)

Fig. 3-18 のように大窓の端窓式 GM サーベイメータを用いて、床などの検査面の放射能を直接 測定する方法である。Fig. 3-18 の例では、床面の汚染検査の測定状況であり、次の 3.18 式を用 いて全β表面汚染密度を算出する[122]。 直接法では、対象の床を測る前にバックグラウンドの値を測定することが重要である。また、 空間線量率が高いとわずかな汚染は見分けられないので、次の間接法によって測定することが 良い。

サーベイメータの検出窓が床面と並行にしてできるだけ近づける。汚染の分布の全体像を把 握するために、時定数を 3 秒にしてゆっくりと動かしながら指示値や音に注意し、汚染を発見 した場合は、静止して時定数を 10 秒に変え 30 秒経過後、10 秒間隔で 5 回測定する。

$$A_{s} = (n - n_{b}) / (\varepsilon_{i} \cdot W \cdot \varepsilon_{s})$$
[3. 18]

ここで、 n:総計数率 (S⁻¹)

n_b: バックグラウンド計数率 (S⁻¹)

ε_i: β粒子又はα粒子に対する機器効率

W: 放射線測定器の有効窓面積 (cm²)

ε_s: 放射性表面汚染の線源効率

ε。の値が明らかでない場合は、安全側の数値として、次に値を用いることが望ましい。

 $\epsilon_s = 0.5$ [β 線放出核種($E\beta$ max $\geq 0.4 MeV$)]

ε_s=0.25 [β線放出核種(0.15 MeV < Eβ max<0.4MeV)及びα線放出核種]



Fig. 3-18 直接法による床表面の汚染検査例

② 拭き取り法、スミア法(間接法)

間接法は、スミアろ紙と呼ばれる Fig. 3-19 のろ紙を汚染検査表面に擦り付けて汚染を拭き取 り、ろ紙に移った汚染(ルーズ汚染)を測定する方法である。この検査は汚染された表面の材質 や形状の違い、放射性核種の化学形性質に依存してスミアろ紙に拭き取られる汚染物質の量が 変わる。このため拭き取り効率 F が極めて重要である。ふき取り効率 F は、実験的評価値があ る場合にはその値を、無い場合には安全を考慮して 0.1 とすると定められている[122]。

$$A_{s} = (n - n_{b}) / (\varepsilon_{i} \cdot F \cdot S \cdot \varepsilon_{s})$$
[3. 19]

- ここで、 n: 総計数率 (S⁻¹)
 - n_b: バックグラウンド計数率 (S⁻¹)
 - ε_i: β粒子又は α 粒子に対する機器効率
 - F: 拭き取り効率
 - S: 拭き取り面積 (m²)
 - εs: 拭き取り試料の線源効率



Fig. 3-19 間接法による汚染拭き取りに用いるスミアろ紙の例

なお、降下物などの蒸発乾固した試料は、最終的に 2 インチのステンレス製試料皿にマウン トされるが、蒸発残渣の重量が 100mg/cm²程度を超える場合は自己吸収補正が必要である。この ため全β放射能測定に際しては、塩化カリウムなどを用いて重量厚さ (mg/cm²) 当たりの検出器 の効率補正曲線 (片対数グラフ)を求め、上記式における機器効率 (ε_i)を求める必要がある。

重要なこととして、毎回、試料と同時に JCSS を有するトレーサビリティが取れた標準線源(お もに C1-36 等)及び清浄な空の測定皿を用いたバックグラウンド測定の両者を実施する。多数 の試料を測定する場合は、Fig. 3-20、Fig. 3-21 に示すようなサンプルチェンジャー付きの測定 器があると便利である。



Fig. 3-20 サンプルチェンジャー付き α / β 全放射能測定器



Fig. 3-21 低バックグラウンドガスフローカウンタ

2) 液体シンチレーション検出器他

トリチウムは最大エネルギー18.6keV、炭素-14は最大エネルギー157keVのエネルギーの低い β線しか放出しない。β線は連続スペクトルであり、通常のGM検出器やガスフロー比例計数検 出器では入射窓で遮へいされ、エネルギーはさらに低エネルギー側にシフトする。管理区域内で の測定は、被ばく防護上の管理として、薄窓式のガスフロー型サーベイメータが市販されてい る。しかし、より低い濃度まで測定する必要がある場合は、GM検出器やガスフロー比例計数検 出器では十分な検出下限値が得られない。そこで環境モニタリングでは、より高感度の液体シン チレーションカウンタを用いる方法が使われている[124]。

液体シンチレーション検出器は、Fig. 3-22 に示すように液体のシンチレータと試料を混合す ることにより放射線によって発生した光を光電子増倍管などにより計数する放射能測定器であ る。低エネルギーのベータ線や飛程の短いα線の測定に向いている。ただし、試料と液体検出器 を混合すると、シンチレータカクテルの化学的成分との混合直後には疑似発光(ケミカルルミネ ッセンス)が発生する。また、化学物質の種類によっては発光を減衰(クエンチング)させる。 このため効率はその都度変動する。このため、液体シンチレータと試料水との混合割合毎にクエ ンチングを発生させる物質(クエンチャー)の濃度と計数効率との関係を求めておかなければな らない。

この方法には、測定済み試料に標準放射能溶液を加え再度測定し試料のクエンチングを考慮 した効率を求める内部標準法、クエンチャーの濃度を変えた標準線源をあらかじめ用意し、密封 線源にて外部からγ線等を測定容器(バイアルビン)に照射し、クエンチング指標と効率の関係 を求める方法(外部標準係数法、外部標準チャンネル比法:ESCR法)などが知られている。一 般的には市販の液体シンチレーション検出器にはESCR法が用いられていることが多く、クエン チングが多いほどβ線の連続スペクトルが低エネルギー側、つまり小さいチャンネルへ移動す る。これを利用してFig. 3-23に示すように複数チャンネル間での計数比の変化と効率の関係を クエンチャーの濃度を変えた標準線源を用いて求めておく方法である[124]。

なお、バイアルビンは、主に 20mL のカリウムをできるだけ含まないガラス(低カリガラス) やプラスチック製やテフロン製のバイアルなどが用いられる。100mL のバイアルを用いると供試 料を増やせることから検出下限を下げることができるが、測定後の有機溶媒廃液が発生するの で目的に合わせて使い分けることが望まれる。

通常、試料水とシンチレータを混合した直後は、ケミカルルミネッセンス(ケミルミ)と呼ば れる擬似計数が発生するため1日程度冷暗所で保管した後測定するか、もしくは、Fig. 3-22の ようなサンプルチェンジャー付き測定器では、測定器内に冷却状態になることを利用する。この 場合は、測定を例えば50分測定×10回以上、繰り返し測定し最初の高い値及びその後の異常値 を除いて平均化する方法もある。異常値を除く方法としては、t検定法や Grabs の方法等が用 いられる[124]。

測定器室内が自然放射性核種であるラドン・トロン濃度の高い環境である場合は、これらの子 係核種である Bi, Pb 等がバイアルに付着、または測定器内に流入し、バックグラウンドの上昇 をもたらすおそれがある。このため測定室の換気空調(特に湿度)を常に一定に保つと共に、静 電気除去を行うことなど設置環境を整えることが重要である。

なお、測定済みの試料(バイアル)を測定器室内に長期保管することは、クロスコンタミネー ション防止や有機溶媒の飛散などの観点から好ましくない。シンチレータに用いている化学物 質が有機則や特化則に該当する場合は法令に従った適切な管理及び産業廃棄物としての処分が 必要である。



Fig. 3-22 液体シンチレーションカウンタ(右:外観(JAEA 所有)、左:回路構成)

(参考文献 [124]: 文部科学省、液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法、放射能測 定法シリーズ No. 23 (平成 8 年改訂))



Fig. 3-23 液体シンチレーションカウンタにおけるβ線スペクトルに及ぼすクエンチングの影響 (参考文献 [124]: 文部科学省、液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法、放射能測

定法シリーズ No. 23(平成 8 年改訂))

3) Ge 半導体検出器を用いた γ 線スペクトロメトリ

放射性核種から放射されるγ線は、核種固有のエネルギーを有することから、このγ線のエネ ルギーを弁別すれば、複数の核種が混在していても個々の核種の同定ができる。このγ線のエネ ルギーを弁別するとともに、全吸収ピークの計数から放射性核種の定性、定量分析を行うことが できる。この方法をγ線スペクトロメトリという。Fig. 3-24 電気冷却式 Ge 半導体検出器の例 を、Fig. 3-25 に Ge 半導体検出器の回路構成図を示す。また、Fig. 3-29 ゲルマニウム(Ge)半 導体検出器で測定したスペクトル図を示す。



Fig. 3-24 電気冷却式 Ge 半導体検出器例(左:バッチ式試料測定タイプ、右:サンプルチェンジャー付き)



遮へい体(鉄、鉛、銅、プラスチック内張)

Fig. 3-25 Ge 半導体検出器の回路構成図

γ線スペクトロメトリのための放射線検出器としては、現在、Ge 半導体検出器が最も用いら れている。なお、低エネルギーのみを測定対象とする場合は、Si 半導体検出器が用いられる場 合もあるが、高感度の測定が必要な環境モニタリングにおいてはGe 半導体検出器が用いられる。 Ge 半導体検出器は、Table 3-7 に示すように優れたエネルギー分解能を有し、エネルギーが近 接した γ線の全吸収ピークを分離して測定できる。

半導体 Ge 半導体検出器、Si 検出 ・エネルギー分解能が ・Ge 半導体検出器:試料中 検出器 器:固体(半導体)中に高 極めて良い。Co-60の のガンマ線核種を定性、定 電圧を印加し、γ線が通過 1.333MeV にて FWHM が 量する。 すると空き層中にたじた雪 10-2heV 程度 ・In-citu 測定として、 BA	測定器	原理	特徴	用途
すると生之層中に生じた電1 * 2 KeV 権度。1 m Situ 御足とじく、 新外子-正孔対が電極に移動す・ γ 線核種の同時定にて土壌沈着密度の測定なる。この電離電荷を増幅し性、定量分析ができどに用いられる。その分解時間に応じたパルる。・ 検出器を冷却する必スを発生させる。パルスの・ 検出器を冷却する必エネルギー領域の測定に利波高は放射線のエネルギー要がある。(液体窒素-用する。に比例するので、これを利196℃、または電気冷用する。用し、多重波高分析器(マ却)コ)	半導体検出器	Ge 半導体検出器、Si 検出 器:固体(半導体)中に高 電圧を印加し、y線が通過 すると空乏層中に生じた電 子-正孔対が電極に移動す る。この電離電荷を増幅し その分解時間に応じたパル スを発生させる。パルスの 波高は放射線のエネルギー に比例するので、これを利 用し、多重波高分析器(マ ルチチャネルアナライザ ー:MCA)を用いてエネルギ ースペクトルを得る。	 ・エネルギー分解能が 極めて良い。Co-60の 1.333MeV にてFWHMが 1~2keV 程度。 ・ γ線核種の同時定 性、定量分析ができ る。 ・検出器を冷却する必 要がある。(液体窒素- 196℃、または電気冷 却) 	 ・Ge 半導体検出器:試料中 のガンマ線核種を定性、定 量する。 ・In-situ 測定として、野外 にて土壌沈着密度の測定な どに用いられる。 ・Si 検出器:X線など、低 エネルギー領域の測定に利 用する。

Table 3-7 Ge 半導体検出器の原理、特徴等

半導体検出器は、非常に優れた核種分析能力を有するが、しかし常に冷却する必要があるとともに、また高価である。

Ge 半導体検出器には、半導体の構成として同軸型、プレナー型などがある。高エネルギーま で高効率を必要とする場合は同軸型が主に用いられる。高い印加電圧により空乏層を大きくと ることができ、高い効率を得ることができる。また、プレナー型は空乏層が入射窓近くまで形成 できるので、低エネルギーのγ線の測定に向いている。冷却方式としては液体窒素による冷却の 他、電気冷却式のものがある。初期の Ge 半導体検出器は、格子欠陥を削減するため Li を添加 した Ge (Li)型半導体検出器であったことから、常に冷却が必要であったが、現在は高純度 Ge 半導体検出器が普及し、常温での保管が可能になった。しかし、一端常温にしてしまうと完全に 冷却するまで数時間を要するとともに、再度、校正をやり直す必要がある。液体窒素冷却では、 定期的(一週間から10日程度)に液体窒素を補充する必要がある。また、電気冷却(Fig. 3-24) では長時間の停電が発生すると再冷却に時間を要する。このため最近は、液体窒素で冷却するが 発生した窒素ガスを再液化して循環させ、液体窒素の補給なしに長期間測定が可能なハイブリ ット型の冷却法も開発されている。

なお、電気冷却式の場合、最近は電源がバッテリーで賄えるようになり、予備バッテリーを用いれば長時間の測定も可能なことから、野外(In-situ)での測定に用いられるようになってき

た。なお、In-situ Ge 半導体検出器を用いた土壌表面密度測定法については、第5章の5.1.13 に示す。

γ線の全吸収ピークのチャンネルの中央値と核データのγ線エネルギー値からエネルギー-チャンネル校正曲線を求め、チャンネル値をエネルギーに換算する。このピークチャンネルを求 める方法は平滑二次微分による方法など様々な方法が考案されているが、IAEA TECDOC-1092 で は緊急時の手計算も考慮し簡易な方法としては 3.20 式が示されている[42]。

$$p = \frac{\sum_{i=a}^{b} i \cdot N_i}{\sum_{i=a}^{b} N_i}$$
[3.20]

ここで、P:ピークチャンネル、i:チャンネル数、Ni:iチャンネルの計数である。

効率校正は、低エネルギーから高エネルギー(3MeV 未満)までの y 線放出核種を様々な測定 形状に対応して添加して作成された標準体積線源を用いる校正が一般的である。測定容器とし ては、Fig. 3-26~Fig. 3-28 としては様々な形状の容器があるが、東電福島第一原子力発電所事 故時の土壌モニタリングには、U-8 容器が主に用いられた。



Fig. 3-26 Ge 半導体検出器用測定容器

(参考文献 [125]:放射能測定法シリーズ No.7)



Fig. 3-27 2 リットルマリネリビーカー外観



Fig. 3-28 土壌を詰めた U-8 容器(左図)及び V-1 容器(右図)外観



Fig. 3-29 Ge 半導体検出によって測定されたγ線スペクトル例

Ge 半導体検出で得られた Fig. 3-29 のスペクトルから放射性核種の放射能を求めるためには、 Fig. 3-30 に示すように全吸収ピークトータル計数領域(Nt)からバックグラウンド(コンプトン)領域を差し引いた正味計数を求め、3.21 式を用いて計算する。

$$\mathbf{C} = \frac{Q_{net}}{\varepsilon \eta t w}$$
[3. 21]

$$\boldsymbol{Q_{net}} = \boldsymbol{N_t} - \boldsymbol{N_b}$$
 [3. 22]

ここで、C:放射性核種の放射能(Bq/kg)、Qnet:全吸収ピークの正味計数(cps)、 ϵ :効率、 η :放射性核種の全吸収ピークエネルギーに対応する γ 線放出率、t:測定時間(s)、W:測 定試料重量(kg)である。



Fig. 3-30 全吸収ピークにおける正味計数算出の方法

(A:全吸収ピークトータル計数領域(Nt)、B、C:バックグラウンド(コンプトン)領域)

4) Si 半導体検出器を用いたα線スペクトロメトリ

ウラン、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム等の核種はα線を放出する。通常、検出器 としては、Si 半導体検出器が用いられる(Fig. 3-31, Fig. 3-32)。しかし、α線は、γ線に比べ 電荷をもつことから透過力が弱く飛程が空気中では 1cm 程度と短い。しかし、α線はγ線と同 じように核種により特定のエネルギーを有することから、γ線と同様にスペクトロメトリを用 いることができる。しかし、試料自体が遮へい材としてα線を遮へいする自己遮へい(自己吸収 ともいう)の影響が大きい。また、空気の窒素や酸素原子で散乱させられることから空気中で明 確な全エネルギーピークを得ることは難しい。このため測定対象のα線放出核種を放射化学分 離操作によりマトリックスや共存核種を除くなど、単離する必要がある。また、測定も空気によ る遮へいや散乱を防止するため真空中で行う。このため、放射化学的にα線放出核種を単離し、 Fig. 3-34、Fig. 3-35 に示す電着装置を用いメッキと同様、金属板に電着した状態にした後、真 空中で測定しα線スペクトルを得ている。これにより自己吸収や空気による減衰や散乱を減少 させている。Fig. 3-31 に機器構成、Fig. 3-32 に外観、Fig. 3-33 にアルファ線スペクトル例を示 す。



Fig. 3-31 Si 半導体検出器を用いた α 線スペクトロメトリ分析装置構成



Fig. 3-32 Si 半導体検出器外観図



Fig. 3-33 アルファ線スペクトル例



Fig. 3-34 電着セル分解図



Fig. 3-35 電着装置外観

なお、迅速性を優先する場合は、電着法では無くフッ化ネオジム共沈させた沈殿物をメンブラ ンフィルタでろ過し、乾燥させる方法も検討されている[126]。

5) ICP-MS 等を用いた質量分析法

誘導結合プラズマ質量分析法(Inductive Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS) は、 放射線に拠らず、核種の質量数、正確には m/z を直接測定する方法である。測定対象物を溶液状 にしたのちネブライザーなどにより気化させ、高温のプラズマ状態を形成させたのち、電場をか けてプラズマ状態のイオンを加速し m/z に応じたピークを測定するものである。この方法では 放射線を利用しないことから安定同位体も含めて測定が可能である。ウランなど γ線をほとん ど放出せず、かつ半減期の長い核種は比放射能が小さいため、放射線の測定では十分な検出下限 値が得られない場合、この質量分析法が有利となる。また、Pu-239 と Pu-240 は放出する主要な α線のエネルギーが、各々5.157keV、5.167keV と近く α線スペクトロメトリでは分離できない が、ICP-MS によって別々に測定できる。ただし、半減期が短くなると比放射能が高くなり、ICP-MS で測定可能な原子数まで集めると放射能が高くなってしまう。この場合は放射線を用いて測 定した方が有利となる。

しかし、近年、酸素などの原子と結合する等により妨害となる同重体を低減化するリアクショ

ンセルを付加する方法など、様々な技術が開発されてきており、ICP-MS を用いて迅速に測定が 可能となったことから、半減期の短い例えば Sr-90 の分析にも用いられるようになってきてい る[127]。

なお、近年は、ICP-MS の前段に、リアクションセル、ガスクロマトグラフ(GC)、高速液体 クロマトグラフ(HPLC)等を連結させて、元素を分離した後質量分析器へ導入する測定器なども 開発されてきている。さらに検出下限を下げ、微量の放射性核種を測定するための方法として、 加速器質量分析計(AMS)が開発され、極低レベルの環境中の I-129 分析、炭素-14 等の測定に 利用されてきている[128]。

3.11.3 放射化学分析(基本操作)

放射化学分析とは、放射性同位元素が放射線を放出しない安定元素と同じ化学的性質を有し 同一挙動をとることを利用して、化学的な分離、精製などの分析操作を用いて対象とする放射性 核種を分離、精製した後、測定する方法である。この放射化学分析法においては、既知量の放射 性核種をトレーサーとして添加し化学分析操作の収率(回収率)補正に用たり、同位体希釈法な ど放射性核種を添加し安定同位体を求める方法が考案されてきた。

環境モニタリングは、環境中の放射性核種濃度を求めるのが目的であるが、近年は、Ge 半導体検出器の性能が著しく向上してきたことから、γ 線放出核種に関しては化学的な分離・精 製操作を経ずに非破壊で直接測定することができる。しかし、α線やβ線のみしか放出しない核 種や妨害核種が多い場合、γ線のエネルギーが低い核種、定量下限値を下げる場合などに関して は放射化学分析が現在でも有用である。

以下、基本的操作に関して述べる。

1) 乾燥

環境中に存在する土壌や生物試料など、殆ど全ての分析・測定対象物は水分を含んでいる。か つ、その水分含有率は生物試料を除き、周辺環境の湿度などによっても変化する。このため重量 当たりの放射性核種濃度を正確に求めるためには、重量が変動しない恒量となる条件で試料の 重量を測定することが必要である。この手段の1つが乾燥である。また、乾燥することにより試 料の体積を縮小、乾燥試料中の放射性核種を濃縮することができる。これにより、多くの試料を 測定容器に詰めることができ、Ge 半導体検出器にて測定する際の検出下限値を下げることがで きる。生物試料においても重量の恒量化と濃縮効果のメリットが大きい。ただし、揮発性の放射 性核種、例えば放射性ヨウ素などは揮発しやすいため温度管理に注意を要する。また、水分状ト リチウム(HT0)、組織自由水中トリチウム(TFWT)や有機結合型トリチウム(OBT)などには適 用できない。

もっとも簡単な乾燥法は、風乾、いわゆる自然乾燥である。試料を大型のろ紙や平皿のバット などに薄く広げ恒量となるまで自然に乾燥させる方法である。簡単ではあるが恒量までに時間 がかかる。また、開放状態で行うと空気中に舞い上がったり、ゴミが混入しないように注意する 必要がある。試料の量が少ない場合は、大型のデシケータを利用して乾燥する方法もあり、自然 乾燥よりも周囲の温度、湿度に依存しにくく早く乾燥できる。多量の試料を乾燥する場合は、温 度コントロールができる定温乾燥器を用いる。この乾燥器には、通常、自然対流式のものと熱風 (送風)乾燥器などがある。磁性皿などの底の広い耐熱容器に細断した試料を薄く広げ、一定の 温度で乾燥させる。揮発性放射性核種を対象としない場合の土壌や野菜などの乾燥温度は105℃ 程度が適しているとされている[129][130]。試料の種類や量にもよるが、通常は2日程度で恒 量とすることができる。ただし、送風式の乾燥機の場合、風量が強すぎると乾燥した試料が舞い 上がりクロスコンタミネーションを起こすおそれがあるので、風量を弱めるか温風の吹き出し 口付近に試料を置かないようにする。なお、揮発性のヨウ素や OBT 分析のための乾燥は温度を 60℃~70℃以下に設定することが望ましい。乾燥後の試料は温度を常温に戻したら吸湿しやす い試料は、直ちに重量を測定する。乾燥のみで終了する場合は細かく粉砕し、土壌は2mmの篩で ふるい分け後、内蓋つきの保存容器に移す。また、生物試料はミキサーなどで粉砕後測定試料と する。

乾燥後の試料は、よく混合し均一にすることが特に重要である。土壌試料などは V ブレンダ ーなど専用の混合器が市販されている。また試料の一部を分析に供する前には縮分により、試料 の代表性を失わない方法を取る。例えば、土壌試料などに用いられるインクリメント縮分法は、 良く混合した試料を大きな模造紙のような清浄な紙の上にできるだけ同じ厚さになるように広 げ、その2分の1に線を引き分割する。その2分の1を再度混合円錐状にしたのち、最初と同 様に同じ厚さで薄く広げ、その2分の1を分ける。これを繰り返し目的とする量まで縮分する。 このための専用のインクリメント用スコップも市販されている。

筆者の経験であるが、保存してあった前処理済みの乾燥土壌をスパチュラで1gとり、安定ヨ ウ素(I-127)を分析したところ低めの値が測定された。原因を調査すると保存していた土壌試 料を度々動かしていたことから振動で粒子の大きいものが表面に集まっていた。粒子径の大き い成分の安定ヨウ素濃度が低い傾向にあったことから分析値が低くなったのであった。その後 は、前処理済みの保存試料であっても、良く撹拌したのち分取することとした。分析というと化 学操作や測定を想起すると思うが、前処理や混合、縮分、分取が測定結果の不確かさにも影響す るのでおろそかにしてはいけない。

2) 蒸発濃縮及び蒸発乾固

河川水、湖沼水、飲料水、雨水、降下物などの水試料の場合は、通常回収した試料水の全量が 分析に用いられる。これは分取による懸濁物の均等分取が難しく懸濁物を含めた全量測定時の 偏在による不確かさの増加を軽減するためである。蒸発濃縮法は、秤量した試料水をビーカに移 し、ホットプレートやサンドバス上で沸騰させないように水分を蒸発させ、体積を減容、濃縮す る方法である。蒸発した水分は排気する必要があるためドラフトチェンバーやテンプラフード 等の局所排気装置の下で蒸発させる(Fig. 3-36、Fig. 3-37、Fig. 3-38)。蒸発に伴いビーカの内 壁に固形物がリング状に付着するので、固まらないうちに洗瓶等、及びヘラやポリスマン等を用 いて蒸留水で洗い落とす。液量が少なくなってきたら、より小さなビーカに減量した試料水を移 し、目的とする量まで蒸発濃縮する。

また、全β放射能や全α放射能を測定は、液体状では自己吸収のため正確に測定できない。こ のため測定皿上で完全に水分を蒸発させ固体まで乾固する。この方法は蒸発乾固法と呼ばれて いる。蒸発乾固法は、蒸発濃縮した少量の水試料をステンレス製の試料皿(Fig. 3-38)にエッペン ドルフ等で定量的に分取し、赤外線ランプやホットプレート(Fig. 3-37)上を用いて飛散させな いように穏やかに加温、水分を蒸発させ、最終的に乾固する方法である。全α放射能や全β放射 能などの前処理に用いられる。ただし、トリチウム分析では、当然ではあるがトリチウム水(HTO) も蒸発してしまうので蒸発乾固法は用いられない。放射性ヨウ素の場合は揮発するので乾固ま ではできないが、酸化剤を用いて化学形を不揮発性(例えば IO₃-など)に変たり、液性をアルカ リ性にすることにより試料溶液を濃縮減容することは可能である。

蒸発乾固する場合の注意事項としては、乾固寸前に析出物や夾雑物が試料皿の端に偏在する 現象が見られることが多い。検出器の口径に対して試料皿の大きさが等しい場合は、標準線源と の幾何学的形状(ジオメトリ)の違いにより、測定の不確かさの原因となることがある。筆者の 経験ではあるが、試料皿に油分が付着していると撥水し残差物の偏在の原因になる。そこでステ ンレス試料皿は良く洗浄し油分を除いておく。ただしブラシなどでこすり過ぎると傷が残り傷 を中心に析出するので良くない。ビーカに洗浄液(酸等)を少量加えた蒸留水で煮沸すると良 い。また、蒸発乾固時に薄めた中性洗剤を数滴加えると表面張力が抑えられ偏在が軽減する場合 がある。

なお、海水や汽水域の河川水など塩分を多く含む水の場合は、溶解している塩が多量に析出す るので蒸発濃縮法や蒸発乾固法は用いることができない。この場合は、後述する共沈法や溶媒抽 出法、イオン交換法などにより目的とする元素のみを選択的に集めるか、または妨害となる塩類 を分離する。



Fig. 3-36 ドラフトチェンバー外観



Fig. 3-37 ヒーター付き赤外線ランプ



Fig. 3-38 ステンレス製試料皿

3) 乾式灰化

Cs や Sr、Pu 等の放射性核種の放射能は揮発や飛散等の物理的な損失が無い限り、燃焼しても 放射能は変化しない。これを利用して通常の生物試料は、乾燥後、目的とする放射性核種が揮散 しない温度で灰化する。これにより放射化学分析を行う場合に妨害となる有機物を分解・除去し 対象核種を無機物として溶解、化学分離及び精製を容易にすることができる。ただしアルカリ金 属に属する Cs は比較的揮散しやすいことから 450℃を上限にして灰化することが望ましい。

一方、Pu などはより高温でも揮散しないことから、その後の酸や酸化剤による有機物分解を 容易にするため、Pu を分析する場合は、さらに 550℃に昇温し残存する有機物を完全に灰化し することが、その後の回収率向上に欠かせない[130][131]。



Fig. 3-39 魚の前処理(可食部弁別)



Fig. 3-40 脱臭装置付き乾燥機の例



Fig. 3-41 灰化炉(左図外観、右図灰化炉内)

環境試料を Fig. 3-39 のように可食部に弁別し磁器製の試料皿に入れる。大型電気炉(Fig. 3-40、Fig. 3-41) による灰化の方法は、多量の試料を一度に処理することができることから検出下 限値を下げたい場合には有効である。ただし、同じ灰化炉で同時に異なる試料を灰化する場合 は、飛沫や煙により相互汚染(クロスコンタミネーション)のおそれがあるので良くない。でき れば大型電気炉での灰化は、同じ灰化炉内には一種類とすることが望ましい。また、灰化炉の温 度を灰化開始時から急激に上昇させると、揮発性の分解ガスや飛沫が多量に発生し試料の飛散 を招くおそれがある。また、灰化炉の温度が高いうちは、決して扉を開けてはならない。高温の 状態で酸素を多く含む外気が灰化炉内に侵入すると発生した可燃ガスに着火しガスの爆発的な 燃焼を起こすおそれがある。また、急激な燃焼は温度コントロールにも影響し放射性核種の損失 を引き起こす。なお、排気ガスは悪臭の原因となるため、脱臭装置(アフターバーナーなど)や 水洗浄装置(スクラバー)などを備える必要がある。Fig. 3-42(a)、(b)、(c)、(d)に示すように 加熱開始から時間をかけて徐々に温度を上げ、試料を緩やかに分解し揮発性の可燃性ガスを 徐々に発生させる。特に油分の多い原乳や魚類を灰化する際は、低温(約 220℃ぐらい)で可燃 性ガスをゆっくりと揮発させ除いた後、温度を上げ炭化、次いで灰化することが重要である。灰 化を急ぎすぎて急激な温度上昇を引き起こすことは、可燃性ガスの大量発生と引火の危険性を 増大させるとともに対象核種の損失にもつながる。ところで、最近の灰化炉は温度上昇、下降の 制御をプログラミングにより設定可能であり、試料の種類に応じて適切な灰化シーケンスを決 めておくことが重要である。また、異常燃焼により制御温度より温度が過剰に上昇することを防 ぐ安全装置(過焼防止装置)が装備されているものが望ましい。

なお、灰化炉内の面積に応じて自治体ごとに届け出の必要がある灰化炉(いわゆる「かまど条 例」)もあるので、設置の際は事前に消防署に確認することが望ましい。灰化炉の周囲に可燃物 を置かないことや、不燃材での区画、火災報知器や防火扉などの設置など、防火、耐火には十分 注意する。



Fig. 3-42 灰化温度例(a)牛乳、(b)葉菜、(c)精米、(d)魚介類(1/2)



Fig.3-42 灰化温度例(a)牛乳、(b)葉菜、(c)精米、(d)魚介類 (2/2) (参考文献 [131]: 飛田和則 他、標準分析作業法, PNC TN8520 94-009(1994 年 10 月))

乾分率(%) =
$$\frac{$$
乾燥試料の重量(g)} ± 100 [3.23]

なお、供試量が少なくて良い場合の灰化方法としては、ルツボを用いてバーナーや電熱器で灰 化する方法があるが、激しく燃焼してしまうなど、操作には熟練を要する。トリチウムや炭素-14の様に燃焼後発生するガスとして目的元素を回収する場合は、Parr Instrument Company 社 等が提供している高圧容器に乾燥試料と酸素を封入し電気的な着火により爆発的に燃焼する方 法 [132]や高圧容器に酸化試薬と試料を封入したのちFig. 3-43 に示すような高周波加熱分解装 置(マイクロウェーブ分解装置)にて加熱分解する方法、高周波プラズマ発生装置を用いて酸化 分解する方法等がある。



Fig. 3-43 マイクロウェーブ分解装置

4) 湿式灰化(湿式分解)

湿式灰化法は、生物試料などを電気炉で灰化した後、灰中の残存有機物を硝酸や過酸化水素水 により酸化分解する方法である。また、目的とする放射性核種を溶解することにより、その後の 化学分析を容易にする目的もある。灰化せずに有機物を直接、酸や酸化剤で分解する場合は、有 機物と酸化剤が反応して爆発的な燃焼が起こることがある。その際は、一度に燃焼する試料の量 を少なくしたり、酸素ガスと窒素ガスの量を調整し反応を抑えることが安全上必要である。

特に、過塩素酸(HCLO₄)を用いる場合は、強力な酸化剤であり注意を要する。多量の有機物 を一度に処理しようとすると反応が爆発的に生じることがあり危険である。安全性の観点から もっと穏やかな過酸化水素水を用いることが望ましい。

少量の有機物を分解する場合は過塩素酸を用いても良いが、過塩素酸単独での使用では無く 硝酸などにより希釈して用いることが望まれる。この際に注意しなければならないことは、硝酸 が有機物を分解すると硝酸自身も亜硝酸ガス(NOx)として気化し、徐々に無くなっていくこと である。このため蒸発乾固に近づくと過塩素酸の濃度が上昇し濃縮される。この状態は有機物の 分解も進むが、反面、反応が激しくなり、時にはガラスビーカを破損させるほどの急激な爆発的 反応を生じることがあり危険である。

過去、過塩素酸を誤って単独で多量にイオン交換樹脂に加え加熱したことにより、大型のビー カが爆発的に破損し、飛散したガラスの破片が分析担当者の頸部にささり死亡した事故例があ った。この事故を契機として、日本原子力研究開発機構では過塩素酸の使用を極力避け、環境試 料の分析における有機物分解は、原則として過酸化水素と硝酸を混合して用いることとしてい る。

湿式灰化は、主にコニカルビーカに灰試料を入れ、硝酸と過酸化水素水を加え時計皿で軽く蓋 をしながら、ドラフトチェンバー内のサンドバス、ホットプレート上で乾固近くまで加熱し、再 度、硝酸を加えながら試料が白色に近づくまで加熱することを繰り返すこととしている。

なお、前述したが多量の試料を必要としない場合は、マイクロウェーブ分解装置等によって分

解することが、安全性や時間短縮、排ガスによる悪臭発生やクロスコンタミネーション防止にな どの観点で優れている。

5) アルカリ融解法

水を用いることができない試料や鉱物等に含まれる元素を取り出す方法として、アルカリ融 解法がある。アルカリ融解法は、水酸化ナトリウム、水酸化カリウム、炭酸ナトリウム、炭酸ナ トリウムカリウム(塩融解剤)等と試料をルツボに入れ加熱すると融点が下がることを利用し、 目的の元素を固溶体中に溶かし出す方法である。試料と融解剤を混合し溶融するまでバーナー、 または電気炉で加熱し、試料中の元素を溶出しやすくする方法である。溶融後は冷却後、水等に 目的元素を抽出し、その後の分離操作に用いる。厳密にいえばアルカリ融解法そのものではない が、ほぼこの方法に近い方法として筆者の経験を紹介する。土壌中安定ヨウ素の分析例を示す [133]。まず、105℃で乾燥し、2mm メッシュでふるい分けした乾燥土壌約 1g と炭酸ナトリウム・ カリウム粉末数gをルツボにとり良く攪拌した後、再度、表面を炭酸ナトリウム・カリウムで覆 う。電気炉にて約 650℃で約 90 分間加熱し、土壌中ヨウ素を炭酸ナトリウム・カリウムに吸着 させる方法である。この場合、炭酸ナトリウム・カリウムは溶融までは至らないが、土壌中ヨウ 素のほぼ 100%が炭酸ナトリウム・カリウムに移る。この場合、アルカリ性であることから揮発 による損失も殆どなかった。その後は、冷却後、蒸留を加え溶かし出しミリポアフィルタでろ過 後、溶液をビーカに移したのち、少量の過マンガン酸カリウム溶液を滴下して、ヨウ素を揮発し にくい I0₅ 形に変えた後、硫酸を加えて中和、炭酸イオンを分解し二酸化炭素として揮発させ る。その後は、種々の方法でヨウ素を測定する。

6) 沈殿

沈殿は、目的の放射性核種を沈殿とともに他の核種や元素から分離する場合と、目的の放射性 核種を溶液に残し、そのほかの妨害核種や元素を沈殿により除く場合がある。放射化学分析で特 徴的な沈殿操作としては、共沈、スカベンジ、担体、保持担体の活用である。通常、放射性核種 の物質としての重量は安定元素に比べ極めて少ない。このため通常の沈殿操作において安定同 位体が存在しない無担体状態では、生成した難溶解性化合物が溶解度積を超えず沈殿が生成し ない場合がある。さらに無単体状態の放射性核種は電荷を生じて容器の壁に吸着したり、通常の 安定同位体と異なるコロイド的な挙動を示す場合がある(ラジオコロイドと呼ばれる)。このた め通常は放射性核種と化学的性質が同じ安定同位体を担体として加える。これにより通常の分 析操作で沈殿させることができる。ただし、安定同位体を添加してしまうと、その後安定同位体 と放射性同位体を分離することはできなくなるので、加える安定同位体と放射性同位体の比率 には注意を要する。

また、安定同位体が添加できない場合や安定同位体を加えずに沈殿に移行させたい場合は、共 沈法が用いられる。微アルカリ性で沈殿する水酸化鉄の沈殿はゲル状で様々な微量な放射性核 種を沈殿させる。その後、pH を酸性にし、水酸化鉄の沈殿を溶解すれば、放射性核種を無担体 の状態で分離することができる。なお、水酸化鉄には、様々なベータ線核種が共沈するので、目 的核種を溶液中に残し妨害するベータ線核種を除くために加えられる場合も多い。なお、溶液中 に残すために加える担体を保持担体、沈殿へ移行しやすくするために加える担体をスカベンジ ャーと呼んでいる。Sr 分析等においては、シュウ酸塩による沈殿が良く用いられるが、これは pHの違いによって溶解度が変化することを利用した分離法である[134]。

沈殿操作で特に注意したいのは、pH の変動と洗浄液の量、クロスコンタミネーションの防止 である。水酸化鉄共沈やシュウ酸塩沈殿は、pH の変動に影響を受けやすいので、沈殿を洗浄す る場合は pH が変化しないよう洗浄液を微アルカリ性に保つことが重要である。シュウ酸塩沈殿 の場合は、緩衝溶液(バッファー液)を用い pH を一定に保つことが必要である。

また、炭酸塩沈殿を洗浄する際も空気中の炭酸ガスの溶解により洗浄液が酸性化している場合もあり、煮沸等によって蒸留水中に溶解している炭酸ガスを十分に除くなどの注意も必要で ある。

なお、微細な沈殿は落ちにくく、また、アライヤやブラシを十分に洗浄せずに使いまわすと、 洗ったつもりが却って分析器具の二次汚染(クロスコンタミネーション)を起こすことがある。 注意が必要である。

7) ろ過

ろ過は、固形物質と溶液の分離に用いられる。ろ過の目的としては沈殿を回収する場合と、ろ 液を回収する場合がある。特徴的な操作を下記に示す。

- デカンテーション(傾斜ろ過法):沈殿を静置等により容器の底に沈め、上澄み液を別の容器 に静かに傾けながらとり分ける方法である。沈殿を回収するときの第一段階として多量の溶 媒を簡便に除きたいときに用いる。最終的には残った溶液、沈殿を、ろ過器を用いて分離す る。
- 自然ろ過:ろ紙、ロートを用いて重力により、沈殿とろ液を分ける。
- Fig. 3-44 に示すような減圧ろ過(吸引ろ過):アスピレーターを用いて吸引しながら、ろ紙に 固形物を通過させて分離する。ブフナーロートやミリポアろ紙等がよく用いられる。摺り合 わせ付きガラスろ過器と吸引ビン、ろ過鐘を用いることが多い。
- 加圧ろ過:ろ過物をろ紙上に充填し、圧縮空気などで加圧してろ過する方法である。
 なお、同じろ過器を使う場合は、クロスコンタミネーションが起こりやすいので、ろ過物の取

り扱い、ろ過器の洗浄を十分に行うことが必要である。

現在は無いと思われるが、過去、吸引ろ過器のろ紙を載せる網に鉄を被覆したものが使われていたことがあった。長年の使用に伴いこの被覆が破れ母材の鉄が溶けだし、沈殿生成の思わぬ妨害になったことがあった。通常と異なる状況が発生した場合は、頭で考えないで現場を見て原因を特定することの重要性を実感した出来事であった。

- 82 -



Fig. 3-44 多連式吸引ろ過器

8) イオン交換

イオン交換樹脂による化学種の選択的吸着を利用して目的とする元素、化学種を弁別するこ とができる。イオン交換樹脂には陽イオン交換樹脂と陰イオン交換樹脂がある。なお、酸性・ア ルカリ性等のpHや酸化還元状態によって様々なイオン形をとる元素では、単独では陽イオン元 素であっても溶液中で錯体を形成し陰イオンとして挙動する場合がある。このため陰イオン交 換樹脂によって分離した方が良い場合がある。一般的に酸濃度が高いと陽イオンは単独の陽イ オンとして挙動するが、酸濃度が低い、あるいは pH が中性に近づくと緩やかな錯体を形成し、 錯体としては陰イオンとして挙動することがある。この違いにより目的とする陽イオンを、酸濃 度を変えて陰イオン交換樹脂に吸着させたり、溶離させたりして目的の放射性核種を、選択的に 他の元素と分離することができる。また、陽イオンの原子価、酸化状態の変化により吸着挙動が 異なる場合もあり、三価を四価に酸化したりと、吸着挙動を変え目的の放射性核種を分離精製す ることができる。通常は、Fig. 3-45 のようなガラス製のカラムに充填し、純水洗浄やアルカリ、 酸洗浄などにより樹脂の交換体を活性化(コンディショニングという)したのち、試料溶液を一 定の速度で通液し目的の放射性核種を吸着させる。その後、除外する核種を洗浄液にて除いた 後、溶離液を用いて目的の放射性核種を脱着し回収する。この方法はカラムクロマトグラフィー 法と呼ばれている。

代表的なイオン交換を利用した放射化学分析例として、Pu-239+240 放射化学分析のフローを Fig. 3-46 に示す。

最近は、様々の放射性核種用に抽出クロマトグラフィー用レジンをあらかじめカラムに詰めた状態で、例えば、米国 EICHROM TECHNOLOGIES から販売されており便利である[135]。



Fig. 3-45 イオン交換カラム例



Fig. 3-46 Pu-239+240 放射化学分析フロー

(参考文献 [130]:岩井誠 他、 標準分析作業法, PNC TN8520 86-11(1986 年 4 月), 参考文献 [131]: 飛田和則 他、標準分析作業法, PNC TN8520 94-009(1994 年 10 月))

9) 溶媒抽出

溶媒抽出は、水と油のように混じり合わない溶媒を激しく混合させると、溶媒中に溶けている 物質(溶質)が一方の相から他の相へ移動する現象を利用するものである。水溶液中に存在する 目的の元素(化学種)を、水と混じり合わない有機溶媒を加えて振とうすることにより選択的に 目的の化学種を有機溶媒に移行させ、他の元素から分離する方法などである。二相関に溶けてい る溶質の濃度は、それぞれの溶媒の分配比で決まる。液液抽出法、固液抽出法などがある。Fig. 3-47 は排水中の油分を、分液ロートを用いて抽出している様子を示している。

最近は、取扱いが容易で選択性が高められた固相抽出ディスクや、先に紹介した抽出クロマト グラフィー用レジンをあらかじめカラムに詰めたものが使われるようになってきている。



Fig. 3-47 溶媒抽出例(排水中油分、n-ヘキサン抽出分析)

3.11.4 放射化学分析(各論)

我が国では、国(文部科学省、原子力規制委員会)が環境モニタリングのための放射化学分析 法を出版している[136]。具体的な放射性核種毎の放射化学分析法としては、この放射能測定法 シリーズを参照することが望ましい。原子力規制庁の所定のURL[136]から PDF 版が無料でダウ ンロードすることができる。ここではそれに関する放射能測定法シリーズの標題のリストを以 下に示す。分析法の詳細は、これらを直接参照されたい。

放射能測定法シリーズリスト

- 1. 全ベータ放射能測定法
- 2. 放射性ストロンチウム分析法
- 3. 放射性セシウム分析法
- 4. 放射性ヨウ素分析法
- 5. 放射性コバルト分析法

- 6. NaI (T1) シンチレーションスペクトロメータ機器分析法
- 7. ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー
- 8. 放射性ジルコニウム分析法
- 9. トリチウム分析法
- 10. 放射性ルテニウム分析法
- 11. 放射性セリウム分析法
- 12. プルトニウム分析法
- 13. ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法
- 14. ウラン分析法
- 15. 緊急時における放射性ヨウ素測定法
- 16. 環境試料採取法
- 17. 連続モニタによる環境 y 線測定法
- 18. 熱ルミネセンス線量計を用いた環境y線量測定法
- 19. ラジウム分析法
- 20. 空間 y 線スペクトル測定法
- 21. アメリシウム分析法
- 22. プルトニウム・アメリシウム逐次分析法
- 23. 液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法
- 24. 緊急時における γ線スペクトロメトリーのための試料前処理法
- 25. 放射性炭素分析法
- 26. ヨウ素-129 分析法
- 27. 蛍光ガラス線量計を用いた環境γ線量測定法
- 28. 環境試料中プルトニウム迅速分析法
- 29. 緊急時におけるゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトル解析法
- 30. 環境試料中アメリシウム 241、キュリウム迅速分析法
- 31. 環境試料中全アルファ放射能迅速分析法
- 32. 環境試料中ヨウ素 129 迅速分析法
- 33. ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法
- 34. 環境試料中ネプツニウム 237 迅速分析法
- [技術参考資料]
- 1. 大気中放射性物質のモニタリングに関する技術参考資料

なお、現在、原子力規制委員会の環境放射線モニタリング技術検討チームにおいて、計画的な 改訂が進められている[137]。

放射能測定法シリーズは、標準的な試料に関する分析法を示しているので、これに該当しない 試料や妨害核種やマトリックスが大きく異なっている試料に関しては、文献等を参照しながら 工夫し、分析精度を向上させることが望まれる。

分析は料理に例えられる。同じレシピでも腕の良い料理人と初心者では料理の味は格段に違

うことは容易に理解できると思う。分析もマニュアルに記載できない部分が多く、繰り返し実践 し技量を高めていくことが重要である。

3.11.5 安全

環境モニタリングにおける化学分析においては、化学物質の性質や毒性、人体影響、火災や爆発 などの危険性への対処、排気、排水等に関する環境影響に対する知識、管理技術、特に消防法、毒 劇物、特定化学物質、有機則などの法令の知識、届出や許可等の様々な知識が必要となる。項目と 主なキーワードを下記に示すが、極めて多くの法令があり、これらを全て管理するためには、でき れば専門の安全担当者を指名し、法令に適合、安全確保のための体制の整備、管理要領、手順を制 定することが必要である[138]。

- 1) 基本的知識
- 化学物質の性質(毒性、潮解性、酸化反応、中和反応、混触反応、揮発性、可燃性、腐食性、 環境への影響など)
- ② 取扱方法(使用、保管、廃棄など)
- ③ 保管方法(禁水、遮光、冷蔵、冷凍、不活性ガス置換など)
- 人体影響と応急措置法
- ⑤ 安全データシートの活用
- ⑥ 教育、訓練
- 2) 関係法令
- 消防法(危険物、少量危険物、1 類~6 類、指定数量、許可、届出、危険物取扱者、危険物保 安監督者、危険物設備、屋内貯蔵所、屋外貯蔵所、空地距離、使用、保管、運搬、廃棄、マニ フェスト、立入り検査など)
- ② 毒物及び劇物取締法(「毒物」、「劇物」、「特定毒物」、「特定毒物研究者」「特定毒物使用者」、
 製造、輸入、販売、運搬、使用、保管、廃棄、届出、「毒物劇物取扱責任者」、事故の際の措置 など)
- ③ 労働安全衛生法

第一条には、「……労働災害の防止のための 危害防止基準の確立、責任体制の明確化及び自主 的活動の促進の措置を講ずる等その防止に関する総合的計画的な対策を推進することにより 職場における労働者の安全と健康を確保するとともに、快適な職場環境の形成を促進すること を目的とする。」とあり、特定化学物質障害予防規則、有機溶剤中毒予防規則, 局所排気装置 の設置届、作業環境測定など、労働者の安全を確保する観点から企業活動をする上に遵守すべ き事項が定められている。化学物質を取り扱う実験室においては、施設の設計、設備の設置の 段階からこの法令に該当する項目について対処する必要がある。また、業務を実施する上でも 作業環境の維持・管理の義務が課せられる。

④ 化学物質リスクアセスメント(平成28年6月1日施行)
 化学物質のリスクアセスメントの義務化、化学物質などによる危険性または有害性の特定、リスクの見積り、マトリクス法、有害性とばく露量を相対的に尺度化、実測値法、コントロール・バンディング法、リスク判定、リスク低減措置など。
⑤ 化学物質管理指針

指定化学物質等取扱事業者が講ずべき第一種指定化学物質等及び第二種指定化学物質等の管 理に係る措置に関する指針,

https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/information/info2.html[139]

- ⑥ 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律(化審法)
 新規化学物質の製造・輸入の審査、第一種特定化学物質、監視化学物質、第二種特定化学物質、
 優先評価化学物質、特定一般化学物質など[140]
- ⑦ GHS表示、GHS(Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals)
 Fig. 3-48 GHS ラベルの一例を示すが、化学薬品の容器などにこの GHS ラベルを表示することが求められている。特に、請負契約等において契約者へ化学薬品を提供する場合は、分取、あるいは希釈など調合した薬品であっても容器に GHS ラベルを表示しなければならない。





Fig. 3-48 GHS ラベルの例

(参考文献 [141]:厚生労働省、職場のあんぜんサイト、GHS とは GHS のシンボルと名称、 https://anzeninfo.mhlw.go.jp/user/anzen/kag/ghs_symbol.html (2020年5月28日に利用)

⑧ 化学物質排出把握管理促進法(化管法)

「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」(化学物質排 出把握管理促進法、又は単に化管法)は、化学物質を環境に放出する事業者に対して、化学物 質の自主的な管理の改善を促進し、環境の保全上の支障を未然に防止することを目的とした法 律である。化学物質の排出量の記録報告を義務づけた PRTR (Pollutant Release and Transfer Register)制度と、SDS 制度が柱となっている[142]。

- ⑨ 化管法 SDS(Safety Data Sheet : 安全データシート)制度
- SDS (Safety Data Sheet : 安全データシート)は、取扱者の安全を確保するために、化学物質 の名称や物理化学的性質、危険性、有害性、ばく露した際の応急措置、取扱方法、保管方法、 廃棄方法などを記載した文書(シート)であり、化学物質及び化学物質を含む混合物を譲渡ま たは提供する際に、その化学物質の物理化学的性質や危険性・有害性及び取扱いに関する情報 を、化学物質等を譲渡または提供する相手方に提供する制度である。 例えば、請負業務などにおいて、化学物質を委託者が提供する場合は、請負業者の作業者に対

して SDS シートを提供またはいつでも閲覧できるようにしなければならない[142]。

① 「フロン類の使用の合理化及び管理の適正化に関する法律」(フロン排出抑制法)及び「特定 物質等の規制等によるオゾン層の保護に関する法律」 オゾン層の保護及び地球温暖化の防止を図るため、オゾン層を破壊し又は地球温暖化に深刻な 影響をもたらすフロン類の大気中への排出を抑制するため、フロン類の使用の合理化及び特定 製品に使用されるフロン類の管理の適正化に関する指針並びにフロン類及びフロン類使用製 品の製造業者等並びに特定製品の管理者の責務等を定めるとともに、フロン類の使用の合理化 及び特定製品に使用されるフロン類の管理の適正化のための措置等を講じるための法律であ る(第一条総則参照)。

冷蔵、冷凍設備などフロン類を使用した機器、設備を使用する場合は、冷媒の種類、点検や管理法などをあらかじめ確認し、法令に基づいた管理が必要である[143]。

⑪ 水質汚濁防止法(排水基準、特定施設届等)

事業により発生した排水は、法令及び各県の条例により定められた排水基準に基づき排出しな ければならない。また一定の規模を有する事業所は特定施設届を届ける必要がある。排水基準 には国が定める一律基準、各都道府県がさらに厳しくする上乗せ排水基準、港湾など特定海域 に適用される総量規制基準がある。項目としては、人の健康に係る被害を生ずるおそれのある 物質(有害物質)を含む排水に係る項目、カドミニウム、シアン化合物、有機リン化合物、鉛 類、六価クロム、ヒ素類、水銀類、PCB等の27項目、もう一つは水の汚染状態を示すpH、BOD、 COD、SS、N-へキサン抽出物質含有量、フェノール類含有量、銅、亜鉛、溶解性鉄。溶解性マ ンガン、クロム化合物、大腸菌数、窒素、リンなど15項目の(生活環境項目)である[144]。

- ① 大気汚染防止法 ばいじん、粉じん、水銀、揮発性有機化合物質、有害大気汚染物質などを排出する場合は、建築物等の解体等に伴うばい煙や揮発性有機化合物及び粉じんの排出を規制するための法律である。排出基準の順守や施設の届け出などが求められている[145]。
- 13 土壤汚染対策法(土対法)[146]

(1)使用が廃止された有害物質使用特定施設に係る工場又は事業場の敷地であった土地の調査、使用が廃止された有害物質使用特定施設に係る工場又は事業場の敷地であった土地の所有者等は、当該土地の土壌汚染の状況について、環境大臣が指定する者(指定調査機関)に調査させて、その結果を都道府県知事に報告しなければならない。

(2) 土壌汚染による健康被害が生ずるおそれがある土地の調査、都道府県知事は、土壌汚染により人の健康被害が生ずるおそれがある土地があると認めるときは、当該土地の土壌汚染の

状況について、当該土地の所有者等に対し、指定調査機関に調査させて、その結果を報告すべ きことを命ずることができる。

(3)指定区域の指定・台帳の調製、都道府県知事は、土壌の汚染状態が基準に適合しない土地 については、その区域を指定区域として指定・公示するとともに、指定区域の台帳を調製し、 閲覧に供する。

- ④ 高圧ガス保安法(高圧容器)
 例え空気であっても、同法第2条に定められている圧力以上に高められた圧縮ガスは、法的義務を負う^f。高圧ガス容器は、定期的な検査が義務付けられていることから、専門の取り扱い事業者が所有する高圧用器(ボンベ)を借り、中身のガスを購入するのが一般的である。ただし、ガスボンベの保管場所や使用時の点検、管理は自ら実施しなければならない[147]。
- (5) 廃棄物の処理及び清掃に関する法律(廃掃法) 化学分析で発生した廃棄物は、水質汚濁防止法及び大気汚染防止法に基づき排出されるもの以 外の液体、固体廃棄物は、原則として産業廃棄物として処理されなければならない。廃棄物に 含まれる物質を明らかにし、マニフェストを作製し、最終処分までの処理を確認しなければな らない[148]。
- 16 電波法 (無線局設置、高周波利用設備)

緊急時モニタリングにおいて、モニタリング車など、野外活動では無線が使われる。最近は携 帯電話が用いられるが、緊急時には、緊急優先電話の指定を受けた携帯電話や衛星携帯電話が 用いられている。しかし、携帯電話は緊急時には通話の集中や設備の故障でつながらないこと が多い。このため従来からの無線通信は災害時には大きく威力を発揮する。無線を使用するた めには、無線従事者免許のみならず、無線局の設置届け、通信記録簿(ログブック)など、電 波法に従って設置、点検、運用の義務が発生する。

また、ICP-MS、ICP-AES、高周波加熱装置やマイクロウェーブ分解装置などについても、電 波法に基づく設置届が必要な場合があるので、導入の場合は確認が必要である[149]。

① 放射性同位元素等の規制に関する法律(放射性同位元素等規制法、RI規制法)
 環境モニタリングを実施する上では、測定器の点検、校正等のために放射性核種の使用が不可欠である。
 平成30年4月1日に施行された放射線規制法は、それまで放射線障害防止法と呼ばれていた。
 告示に定められた数量、濃度を超える放射性核種を取り扱う場合の許可、届出、使用、保管、

廃棄に係る規制や施設、設備の技術上の基準を定めている。また、放射線業務従事者の個人線

[「]参考文献 [147]:高圧ガス保安法、第2条抜粋:高圧ガスは、「常用の温度において圧力(ゲージ圧力 をいう。以下同じ。)が1メガパスカル以上となる圧縮ガスであつて現にその圧力が1メガパスカル以 上であるもの又は温度 35 度において圧力が1メガパスカル以上となる圧縮ガス(圧縮アセチレンガ スを除く。)、常用の温度において圧力が0.2メガパスカル以上となる圧縮アセチレンガスであつて現 にその圧力が0.2メガパスカル以上であるもの又は温度十五度において圧力が0.2メガパスカル以上 となる圧縮アセチレンガス」と定義されている。

量の測定、記録、報告、作業環境の放射線、放射能、表面密度の測定、排気、排水、固体廃棄 物の管理、記録、報告などが事業者に義務付けられている。

なお、数量、濃度が同法に定める数量未満、これを下限数量と呼ぶが、下限数量未満の放射 性核種は法規制の対象から免除される。このため測定器の校正用の密封体積線源などについて は使用の届出は不要であるが、下限数量未満の放射性核種を購入する際は、日本アイソトープ 協会のマニュアルに準じ、同協会の同意書を許諾し、厳密な在庫管理をする必要がある[150]。

⑧ 電離放射線障害防止規則(電離則)

労働安全衛生法に基づき、労働者の放射線被ばくによる健康被害を防止するために定められ た規則である。RI規制法と異なり、医療用、工業用X線などの外部放射線の防護、作業環境測 定や健康診断など作業者の健康管理が強化されている。東電福島第一原子力発電所事故後には、 「事故由来放射性物質に係る汚染の防止」についての条文が加えられた[151]。

3.11.6 数値の取り扱い

有効数字

測定値及び分析値は数字で得られるが、最近の測定器はデジタルで表示され、印字される場合 が多い。また、測定器が表示した数字の桁数を、そのまま出力や印字する場合がある。例えば、 1.2345678 などである。しかし、「3.12 測定値の信頼性」で述べるが、測定結果には機器の不確か さや分析の不確かさなどが必ずあり、全ての数字が有効であるとは言えない。例えば、1 と 1.0 は 数字のもつ精度が異なる。四捨五入を前提に考えると測定値 1 は、0.5~1.4 の範囲にあることを 示しているが、1.0 は 0.95~1.04 の範囲に存在することを示している。測定値の確からしさは大 きく異なる。この場合、1 は有効数字一桁を、1.0 は有効数字二桁であることを示している。ただ し、1000 など位取りを表す 0 がある場合は注意を要する。この場合は指数表示を用いることで特 定することができる。有効数字一桁なら 1×10³、二桁なら 1.0×10³ と表記すれば良い。筆者の経 験であるが、例えば 1000 と 1.5 を加算して 1001.5 とした報告書を見たことがあるが、有効数字を 意識しない結果であると思われる。もし、1000 の有効数字を 2 桁とすると 1.0×10³+1.5 は 1.0× 10³である。

得られた測定値には、どの程度の不確かさがあるかを確認し、有効数字を考慮した適切な表記 をすることが重要である。なお、環境モニタリングにおける個々の分析結果の有効数字は、できれ ば三桁位を目標とすることが望まれる。

以下に、田中龍彦氏監修の著書[152]を参考にして、有効数字の加減乗除について紹介する。

足し算、引き算

有効数字の不確かさの位の高い方までとなる。例えば、50g(二桁)に 3.0g(二桁)を足しても 53.0g (三桁)としてはいけない。両者はともに二桁ではあるが位の高い方は 50の方なので、53(二桁) とすべきであるとしている[152]。

② 掛け算、割り算

原則として、有効数字の桁数の小さい方に合わせる。

例えば、50.12(四桁)× 2.4 (二桁) = 120.288(六桁)→ 1.2×10² (二桁)

3.08 (三桁) ÷1.6 (二桁) = 1.925(四桁) ⇒ 1.9 (二桁)

ただし、上記の有効数字の丸めは四捨五入を用いることが一般的であるが、この四捨五入で丸め た数字をさらに四捨五入するなど、計算を繰り返えすことは望ましくない。四捨五入は、数字が5 以上の時に上位の桁に1を足すことから、四捨五入を繰り返すと最終的な数値が高い方に偏る。こ のため最終的な値を求める際に数字の丸めを行うことが望ましい。これを防ぐには、JIS Z8401-2019に示された数値の丸め方が推奨される[153]。

現在は、表計算ソフトウエア等で計算される数字は、表示上は三桁であったとしても実際は単精 度や倍精度浮動小数点で計算されるのが一般的である。計算器内での計算はこれでも良いが、中間 的に帳票に数字を記載しなければならない場合も多い。また、各県の環境監視委員会等に報告する 際は、通常は、報告要領等で数字の桁数が二桁など定められ、かつ誤差(不確かさ)を表記しない ことが多い[154]。これらのことから、筆者が担当していた時には、測定値や分析値を中間的に帳 票に記載する場合は有効数字三桁で取扱い、最終的に報告書に転記する際に、四捨五入により二桁 に丸めて表記することを行っていた。なお、できれば通常取り扱う数字は、桁数に関係なく不確か さを考慮した有効数字の最小値の一桁下の位までを用いて計算し、最後に一桁上げた有効数字で表 記することが望ましい。

2) 数値の丸め方

数値の丸め方に関しては、JIS Z8401-2019「数値の丸め方」が定められている。それによると、 丸めようとする桁の整数値に対して、与えられた数値(丸める前の数字)がより近い方の整数倍に 丸めることとしている。つまり、小数点一桁に丸める場合、12.23 に近い整数倍は 12.3 より 12.2 の方が近いので、12.2 とする。また、12.251 は 12.3 の方が 12.2 より近いので 12.3 にまるめると いうことである。ただし与えられた数値が 12.25 である場合は、12.2 と 12.3 の近さはどちらも等 しい。この場合は、同 JIS の規則 A では、丸めた数値が偶数倍の方を選択することが記載されてい る。したがって、奇数である 12.3 では無く偶数である 12.2 が丸めた数値となる。また、12.35 で は 12.4 が偶数であるので 12.4 が丸めた数値となる[153]。この他、規則 B として丸めた数値とし て大きい方を選ぶ方法などが記載されており、詳しくは読者が直接、この JIS Z8401-2019 を参照 されたい。

- 3) 計数誤差(誤差の加減乗除)
 - ① 計数誤差 [3.25]

$$\sigma = \sqrt{N}$$
[3. 25–1]

$$N \pm \sigma = N \pm \sqrt{N}$$
[3. 25-2]

$$\mathbf{n} = \frac{\mathbf{N}}{\mathbf{t}}$$
[3. 25–3]

$$\boldsymbol{n}_b = \frac{N_b}{t_b}$$
[3. 25-4]

$$\boldsymbol{n_n} \pm \boldsymbol{\sigma_n} = \left(\frac{N}{t} - \frac{N_b}{t_b}\right) \pm \sqrt{\frac{N}{t^2} - \frac{N_b}{t_b^2}}$$
[3. 25–5]

- N : 試料総計数(カウント)
- N_b: バックグラウンド計数(カウント)
- n : 試料総計数率(カウント/秒)
- n_b: バックグラウンド計数(カウント/秒)
- n_n : 正味計数率(カウント/秒)
- t : 試料計測時間(秒)
- tb : 試料計測時間(秒)
- σ : 計数誤差(≒標準偏差)
- σ_n: 正味計数誤差
- 誤差の加減乗除

$$(\mathbf{A} \pm \boldsymbol{\sigma}_A) + (\mathbf{B} \pm \boldsymbol{\sigma}_B) = (\mathbf{A} + \mathbf{B}) \pm \sqrt{\boldsymbol{\sigma}_A^2 + \boldsymbol{\sigma}_B^2}$$
[3. 25-6]

$$(\mathbf{A} \pm \boldsymbol{\sigma}_A) - (\mathbf{B} \pm \boldsymbol{\sigma}_B) = (\boldsymbol{A} - \boldsymbol{B}) \pm \sqrt{\boldsymbol{\sigma}_A^2 + \boldsymbol{\sigma}_B^2}$$
[3. 25-7]

$$(\mathbf{A} \pm \boldsymbol{\sigma}_A) \times (\mathbf{B} \pm \boldsymbol{\sigma}_B) = (\mathbf{A} \times \mathbf{B}) \pm (\mathbf{A} \times \mathbf{B}) \sqrt{\left(\frac{\boldsymbol{\sigma}_A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\boldsymbol{\sigma}_B}{B}\right)^2}$$
 [3. 25-8]

$$(\mathbf{A} \pm \boldsymbol{\sigma}_A)/(\mathbf{B} \pm \boldsymbol{\sigma}_B) = (A/B) \pm (A/B) \sqrt{\left(\frac{\boldsymbol{\sigma}_A}{A}\right)^2 + \left(\frac{\boldsymbol{\sigma}_B}{B}\right)^2}$$
[3. 25–9]

A、B: 計数 A, B

σ_A、σ_B: A, B の計数誤差

(参考文献 [155]:日本アイソトープ協会、アイソトープ手帳 11版)

3.11.7 検出限界値と定量下限値

検出限界には検出下限と検出上限がある。検出上限は測定器の測定範囲の上限を表す性能指標 であるが検出下限はバックグラウンドを考慮した統計的な不確かさから導きだされるものであり、 意味合いが全く異なる。ここでは検出下限に関して紹介する。検出下限値は、一般的に信号(S) とノイズ(N)の分離に関する統計的な有意差判定のための境界値であり、種々の方法が提案され ている。言い換えると、信号(対象核種からの放射線計数等)の変動の確率分布とノイズ(バック グラウンド計数等)の変動の確率分布に違いがあるかどうかを、統計学的に判定をするための最 小値である。実際は検出下限値を超えている(>DL)のに測定値が検出下限値を下回り検出されな いと誤って判定される確率(第一種の過誤)と、実際には検出下限以下(<DL)なのに測定値が検 出下限値を上回り検出されたと誤って判定する確率(第二種の過誤)をどのように最小化するか ということである[156]。

例えば、放射線計測においては、近似的に計数値の平方根が標準偏差に等しいことを利用し、標 準偏差(σ)の整数倍($n\sigma$)をもって検出下限値とする場合がある。施設内の汚染検査において 漏えいや床汚染の早期発見を重視しする観点から、2 σ を検出下限値として用いる場合が多い。つ まり、上記の第一種の過誤を減らすことを重視したものである。また、基準値を超えていないかな どを判定する場合は、第二種の過誤を防止する観点から数字の信頼性を重視する観点から3 σ を検 出下限値とすることが多い。 これに対して、定量下限値は、測定値の信頼性を保証する最小値(量、濃度)を表す。定量下限 値は、その測定値の確からしさに対するユーザーの要求によって決められる。つまり、定量下限値 は測定結果の不確かさをユーザーが要求する値以内にするために設定される指標であるともいえ る。概ね測定結果の不確かさを 10%程度に抑えるために 10 σ を目安として定量下限値を設定して いる場合が見受けられる。

実際の検出下限の計算は、単純な計数値の3σではなくバックグラウンド計数と試料計数との比較に基づいた確率論的な評価式が考案されている。Kaiser 法の一例をFig. 3-49 に示すが、Cooper 法、Curie 法、Kaiser 法、IS011929 法など種々の方法が紹介されている。

$$n_L = \frac{K}{2} \left\{ \frac{K}{T_S} + \sqrt{\left(\frac{K}{T_S}\right)^2 + 4n_b \left(\frac{1}{T_S} + \frac{1}{T_b}\right)} \right\}$$

 n_L :検出限界計数率、T_S:試料の測定時間(s)、T_b:バックグラウンド計測時間(s)、 n_b :バックグラウンド計数率 上記において、K=3、Ts≒Tb、かつ nb が限りなく小さくない限り、近似的に $n_L = 3\sqrt{2\sigma_b}$

σ,:バックグラウンド計数の標準偏差

Fig. 3-49 検出限界と定量下限について(3 σ による方法: Kaiser の論理 K=3)

(参考文献 [157]: 佐藤兼章、「検出限界等について」、原子力安全委員会環境モニタリング指針 検討会、資料、環指第3-4号(平成19年9月21日)より)

例えば、放射性核種の場合、放射性崩壊に伴う放射線の放出はランダム事象であり、正規分布 (ガウス分布)となることから、計数誤差(σ)は総計数(N)の平方根で表される。 $\sigma = \sqrt{(N)}$ で ある。しがって、例えば100カウントの標準偏差は、 $\sqrt{(100)} = 10$ 、100±10となる。検出下限 値を仮に3 σ とすると、3 $\sigma = 3 \times 10 = 30$ となる。3 σ は99.7の確率で有意に検出されたとする判 定である。その時の計数のみの不確かさは、30/100 ×100=30%と、真値は70~130の間に存在す ることになり、検出下限値を超えても定量値は一桁程度の信頼度となる。ただし、計数に係る不確 かさ(誤差)を小さくしても、測定器の校正誤差、試料の混合や測定容器の充填などのバラツキに 伴う不確かさ等が、最終的な分析値に影響するため、求めたい精度、確からしさに応じて、定量下 限値を設定することが良いと考える。以下に数値の表記に関する考え方の例を示す。

- ① 検出下限値未満であっても、「測定値±計数誤差1σ値」を標記し、検出下限値未満値には、N.D. など、その旨付記する。もっとも生データに近く調査研究、例えば水準調査など長期的な変動を調 査する際に有効である。ただし、数値の取り扱いには専門的な知識が必要である。
- ② 測定値とともに計数の不確かさや校正の不確かさなどの合成不確かさを算出し、包含係数2を用い

た拡張不確かさを測定結果±不確かさとして明記する。検出下限値未満値には、N.D.など、その旨 を標記する。ISO17025 などの国際基準に基づく信頼度を明示した方法など、国際基準に則ってお り、かつ不確かさが明記されていることから、測定値の信頼度の判断が可能である。ただし、数値 の取り扱いには専門的な知識が必要である。

- ③ 固定された定量下限値(例えば不確かさが10%未満になる値)を定め、実際の測定分析条件を、これを充足するように設定する。不確かさ(誤差)は付記しない。定量下限値(Minimum Detection Amount: MDA) 未満などと表記。データの信頼性を重視する。食物摂取制限値、施設からの排水中放射性核種の判定等、判断基準に対して超えたか超えないかの判定に適する。
- ④ 複数のモニタリング実施機関が、1 つのモニタリング計画を分担実施する場合、使用する測定器、回収率、その時々のバックグラウンドで変わる検出下限値をすべての参加機関でその変動をカバーできる最大値に固定し、統一の検出下限値として用いる。各参加機関はこの統一検出下限を下回る条件で測定、分析を行う。複数の線源が立地する地域において、複数の機関が参加して個人関連の環境モニタリングを行い、その実測値に基づいて公衆の年間実効線量を算出する場合には適した方法である。この方法は、前述の定量下限値の考え方に似ているが、本法の場合は機関間で共通の検出下限値を用いるのに対して、定量下限値は、測定手法毎に不確かさを求め設定されることから、機関間での統一とは無関係である。また、統一の固定された検出下限値は、有意判定のみで測定値の信頼度を問わないことから、各参加機関は、経済的理由などもあり統一検出下限値を最低限満足するレベルの検出器性能及び手法に収れんしてしまう可能性もあるので注意を要する。一方、予期しない施設寄与の検出や水準調査は、検出下限を可能な限り低くすることが有益であり、複数の例えば Ge 検出器を整備する場合は、一部は高感度の検出器や高感度の分析法が実施できる体制設備を整備することが望ましい。

なお、上記の①~④の手法は、目的に合わせ選択若しくは、組み合わせることが望ましい。

3.12 測定値の信頼性

環境中の空間線量率や環境試料中の放射性核種濃度を知るためには、必ず測定や分析という行 為が行われる。しかし、測定や分析された数値は、測定器の精度や基準となる値とのトレーサビリ ティにおける不確かさなど、様々な不確かさを含んでおり、どんなに正確に値を求めようとして も、あるバラツキを示す。また、放射性核種の壊変は、そもそもランダム事象であることから統計 的な取り扱いしかできない。

測定値の品質保証とは、実際に求めたい母集団の真値を抜き取り検査である標本集団の測定値 から推定する際の不確かさを可能な限り小さくし、維持するための行為であるとも言える。おお ざっぱな言い方をすれば、繰り返し測定した際のバラツキが小さく、その分布の平均値、または中 央値が母集団の真値にどれだけ近い値であるかということである。

3.12.1 分析値の信頼性と不確かさ

分析の信頼性と不確かさに関しては、独立行政法人製品評価技術基盤機構(NITE)から出されている「不確かさの入門ガイド, ASG104(平成26年5月19日)」[158]が参考になる。不確かさに関する基本的知識としては、下記の項目が挙げられる。

不確かさの推定は、大きく分けると「タイプ A」評価と「タイプ B」評価に分けられる(Fig. 3-50、Fig. 3-51 参照)。

1) 「タイプ A」は、正規分布など統計学的推定



Fig. 3-50 タイプA(正規分布型)不確かさの概念

2) 「タイプ B」は、校正証書、性能仕様書、JIS 規格等の公的指標、過去の経験など



Fig. 3-51 タイプB(矩形型)不確かさの概念

3) 拡張不確かさ

合成標準不確かさ: $U = \sqrt{(U_A^2 + U_B^2 + U_c^2 + \cdot \cdot)}$ [3. 28]

3.12.2 プロフィシエンシーテスト (Proficiency Test: PT)

プロフィシエンシーテスト(以下、PTという)は、日本では「技能試験」との呼び名で表さ れている。一般的に、標準試料に試験物質(ここでは、放射性核種)を一定量添加するか、既に 人工放射性核種が含まれている環境試料から作成した標準試料を技能試験参加試験所に配布し、 その測定結果(分析結果)を統計処理して、参加試験所のパフォーマンスを評価するものである [159]。 技能試験は、あくまで精度管理の一環であり報告値が付与値に対して外れた場合でもその原 因を調査し、品質マネジメントシステムの PDCA (Plan, Do, Check, Action)を回し、正確な分 析ができるように試験所の品質を維持・向上させることが目的である。なお、付与値とはあらか じめ添加された放射性核種量やトレーサビリティが取れた方法で値付けされた値、もしくは参 加機関の測定結果の中央値を用いる場合がある。

技能試験の方法としては、標準試料を分取し参加機関に付与値を知らせずに一斉に配布し測 定結果を報告させる方法、同一の標準試料を参加機関で持ち回って測定する方法(ラウンド・ロ ビン型)などがある。ラウンド・ロビン型は、①参加機関が多いと時間が掛かる、②標準試料を 測定の際に消費してしまう、③放射性核種によっては半減期により減衰してしまう、④標準試料 が参加機関での取扱い時にクロスコンタミネーションのおそれがあるなどのために、多くの機 関が参加する技能試験では行われない。IAEA などが行っている国際 PT の場合は、標準試料の分 割、一斉配布型である。この場合標準試料は返却の必要が無い。

なお、Ge 半導体検出器を用いた試料測定に係る技能試験の場合、①参加機関が少数で、②測 定容器が標準化されていれば、③標準試料を測定容器に詰めた密封状態での技能試験が可能で あるので「ラウンド・ロビン型」も配布試料間の違いを考慮する必要が無く、また、標準試料の 量も少なくて済む等の利点があり適している。

1) 参加機関測定値の評価方法評価

方法には、多く分けると Z-スコア法と En 数法が挙げられる。

① 【Z-スコア】

多数の機関が参加して技能試験する場合など基準機関との比較ではなく、参加機関全体の統 計学的評価方法として用いられている。標準試料の付与値は、参加機関の報告値を統計処理して 求められる。例えば中央値が用いられるが、参加機関の報告値が他の機関の報告値に対して大き く外れた値を除く方法が考えられている。例えば、中央値の 50%未満、150%を超える値を除いた 残りの測定値に対して再度、中央値を求める場合もある。

このパフォーマンス評価には、下記の Z-スコアが用いられる。

$$\mathbf{Z} = \frac{x_i - X}{\sigma}$$
[3.30]

xi:測定値(報告値)、X:付与値(中央値)、 σ :技能評価の標準偏差 $|Z| \leq 2$:満足、2 < |Z| < 3:疑わしい、 $3 \leq |Z|$:疑わしい

② 【En 数】

既知量の放射性核種を添加するなど、標準試料の値付けがされている場合には、この値を付与 値として用いる。この場合は、下記の En 数によってパフォーマンス評価を行う。

$$\boldsymbol{E_n} = \frac{\mathbf{x_i} - \mathbf{X}}{\sqrt{\mathbf{U_{lab}^2} + \mathbf{U_{ref}^2}}}$$
[3.31]

χi:測定値(報告値)、X:付与値(値付け値)、

U_{lab}:報告値に係る拡張不確かさ、U_{ref}:付与値に係る拡張不確かさ、

|En|≤1:満足、|En|>1:不満足

なお、拡張不確かさは、「3.12.1 分析値の信頼性と不確かさ」を参照されたい[160][161]。

3.12.3 JIS Q 17025(ISO/IEC 17025) 試験所及び校正機関の能力に関する一般要求事項

JIS Q 17025「試験所及び校正機関の能力に関する一般要求事項」では、技能試験は適合性評価のための必要項目として推奨されている。

序文にて、「この規格は、試験所及び校正機関がマネジメントシステムを運営し、技術的に適 格であり、かつ、技術的に妥当な結果を出す能力があることを実証しようと望む場合、それらの 試験所及び校正機関が満たさなければならないすべての要求事項を含んでいる。」[162]。いわ ゆる組織(管理主体、経営資源)、マネジメントシステム、文書管理、依頼、見積仕様書及び契 約の内容の確認、試験・校正の下請負契約、サービス及び供給品の購買、顧客へのサービス、苦 情、不適合の試験・校正業務の管理、改善、是正措置、予防措置、記録の管理、内部監査、マネ ジメントレビューなどの管理上の要求に加え、技能試験を中心とした技術的要求事項として、要 員(力量)、施設及び環境条件、試験・校正の方法及び方法の妥当性確認、設備、測定のトレー サビリティ、サンプリング、試験・校正品目の取扱い、試験・校正結果の品質の保証、結果の報 告などに関して、PDCAを回すことが求められている。

第4章 モニタリング計画

モニタリング計画とは、簡単に述べると目的を達成するために、どのような対象(What)を、どのような方法(How)で、どのくらいの頻度(When)で測定するかに関する計画を立案するということである。

ここからは、東電福島第一原子力発電所事故後の経験などに基づいて制定された原子力災害対策指針 及びその補足参考資料である「緊急時モニタリングについて」[57]を参考に、筆者の考えも加えたモニ タリング計画について述べる。なお、平常時モニタリングも災害対策指針では緊急時に備えたモニタリ ングと位置づけられている。

4.1 平常時モニタリング計画

1) 必要情報

- ① 当該施設に関する放出源情報の確認:内蔵及び取り扱う放射性核種の種類と量(インベントリー)、排気(放出口の位置、高さ、排気風量、吹上高さなど)、排水の方法(放出口の位置、深さ、排水量、重力噴流速度など)、環境へ放出される放射性核種の種類及びその化学形、平常運転時の放射性核種毎の最大、平均放出量、被ばく線量への寄与、放出モニタリングの対象核種及び方法などの放出源情報
- 2 大気拡散評価等に係る気象統計情報(季節別及び年間平均の風向頻度、風速階級頻度、大気安 定度、降雨雪量、気温、気温差、逆転層出現頻度等)
- ③ 周辺環境の地勢(山、平地、河川、湖沼)、地質、土地利用状況、農畜産及び海産物の種類と生産量、漁獲量及び流通量、周辺住民の居住場所及び人口分布などの環境中核種移行及び被ばく経路に係る周辺環境情報
- ④ 周辺住民の食品摂取に係る飲料水、農産物、畜産物、海産物、市場希釈等の内部被ばく評価に 係る情報
- ⑤ 指標生物の種類、季節的変動等、放射性核種の水準及び異常の検知に係る情報
- ⑥ 事前のバックグラウンド調査(空間線量率、環境試料中放射性核種濃度)
- ⑦ 安全審査における環境影響評価に係る情報

2) モニタリング計画作成に関して考慮すべき事項

① 放出源情報より、放出量、線量寄与(線量係数)、検出の容易性を考慮しモニタリング対象核種 を選定する。平常運転時の核種の他、事故時に放出されるおそれのある核種も考慮する。原子 力発電所における代表的な核種を下記に示す。なお、放出量は微量であるが、半減期が長く長 期蓄積状況が予想される核種(長半減期核種)に関しては、数年毎の長期調査としてモニタリ ング計画に含める[56]。 (1)東京電力福島第一原子力発電所事故等の際に検出された核種 東京電力福島第一原子力発電所事故やチェルノブイリ原子力発電所事故の際には、 次の核種が検出されている。

H-3、Co-58、Fe-59、Co-60、Zn-65、Kr-85、Rb-86、Sr-90、Sr-91、Y-91、Zr-95、Nb-95、Mo-99、Tc-99m、Ru-103、Ru-106、Ag-110m、Sn-113、Sb-125、Te-127、Te-129、 Te-129m、I-130、Te-131m、I-131、Xe-131、Te-132、I-132、I-133、Xe-133m、Xe-133、 Cs-134、Xe-135、Cs-136、Cs-137、Ba-140、La-140、Ce-141、Ce-144、Nd-147、Eu-152、Pb-203、Pu-238、Pu-238+239、Np-239

(参考文献 [54]: 原子力安全委員会、環境放射線モニタリング指針, [81] 原子力規制委員会、原子 力災害対策指針)

② 大気圏内核爆発実験直後の放射性降下物中の核種 核爆発に使用するウランやプルトニウムなどの組成、核分裂か核融合反応かに依存して生成す る放射性核種の組成も変わってくる。また、実験場からの距離や経過日数により、短半減期核 種の減衰が進むので随時変化していく。我が国で検出された代表的な核種としては下記の核種 が挙げられている。

Sr-90、Sr-91、Zr-95、Nb-95、Zr-97、Mo-99、I-131、Te-132、I-132、I-133、Cs-137、 Ba-140、La-140、Ce-143、Np-239

(参考文献 [54]:原子力安全委員会、環境放射線モニタリング指針)

- ③ 国の指針及びマニュアル[57][163]
- ④ 気象観測データに基づき、拡散シミュレーションモデル(例えば、ガウスプルームモデル)等
 により、年間及び季節毎の最大濃度地点及び最大線量率地点を評価する[95]。
- ⑤ 上記④の結果と住民の居住分布状況を加味して、空間線量率の測定地点及び大気中濃度の連続 モニタリング地点を選定し、これらの地点に連続モニタを設置する。なお、住民の外部被ばく 線量を推定評価する観点から、高さは地上 1m 付近が望まれるが、冬季積雪する地域において は積雪量を考慮した高さに設置し、あらかじめ 1m 高さとの換算係数を求めておくと良い。
- ⑥ ④の地点及び④以外に、緊急時における備えとしての空間線量率分布を把握するためには、放 出源からおおよそ 5km から 10km における 8~16 方位には、積算線量計又は環境用電子式線量 計を 1m 高さに配置する。環境用電子式線量計は、積算値に加えて線量率変動が記録できるも のが良く、線量上昇時の原因調査に役立てられる。
- ⑦ ④、⑤の空間線量率の連続測定は時間変動の把握の他、施設周辺の空間線量率の空間的分布状況を把握し、施設寄与や線量評価、異常時のバックグラウンドデータとして役立てることができる。
- ⑧ 周辺監視区域境界付近においては、施設設置者が施設からの放出放射能及び直接放射線、スカイシャイン放射線等による空間線量率の連続監視(放出モニタリングの補完)及び空気中放射

性核種濃度の監視のための MP を設置する。敷地境界の MP は、屋外放射線監視設備として、施 設の異常を検知するための設備との位置づけもあるので、風向が変化しても監視できるように 各方位、可能であれば海側など人の居住しない方位も含めて各 8 方位に配置することが望まれ る。また、排気筒から放出された直後の放射性プルームからの放射線を検知しやすくすること に特化させる場合は、高い位置(例えば 2~3m) に検出器を設置しても良い。例えば、建物の 屋上(約 10m 高さ)に MS が設置されている例もある。高い位置に設置することにより、放出口 から放出されたプルームの検知能力が増す。東電福島第一原子力発電所事故時は、MP が地震、 津波により被害を受け、放射性核種が放出した際の初期の測定が十分にできなかった。このた めバックアップ電源や伝送系の二重化などが望まれる。なお、検出器の測定範囲は、バックグ ラウンドレベルから事故時の高線量率領域までをカバーすることが望まれることから、2 種類 (低線量率計、高線量率計)に分けても良い。また、周辺は、樹木、建物等の影響が無いよう 維持する。

- ⑨ 空気中放射性核種濃度に関しては、呼吸による内部被ばくの評価と予期しない異常放出の検知 との役割がある。異常放出の検知との観点では、吸引をしながら全アルファ放射能、全β放射 能濃度の変動を連続して監視する方法が上げられるが、大気中に存在するBi-212、Bi-214、Pb-212、Pb-214 など、自然放射性核種である Rn、Tn 子孫核種の影響を受けることから、全β/全 α放射能比、波形弁別、スペクトル弁別等を用いた施設寄与の弁別法が用いられている。一方、 呼吸内部被ばく評価の目的では、定期的にろ紙を回収し、Ge 半導体検出器にてγ線放出核種や ZnS(Ag)シンチレーション検出、あるいはSi 半導体検出器にてα線放出核種を測定する方法が 行われてきた。Rn、Tn 子孫核種の影響に関しては3日程度静置し、これらの短半減期核種が減 衰したのち測定する方法がとられるが、緊急時における短半減期核種をモニタリング対象とす る場合は、吸引→測定をターンテーブルにて自動的に行う方法、捕集フィルタの回収頻度を短 くするなどの方法が必要である。
- ⑩ 前項の①、②、③、④、⑦に基づき、放出放射性核種の大気拡散、飲料水、農畜産、海産物への移行経路の特定と、それに基づく被ばく評価上寄与の大きな移行経路としての被ばく経路(クリティカル経路)を決定する。これには⑦における安全審査時の環境影響評価を参考にする。
- ① 飲料水は、被ばく評価上、重要である。被ばく評価の目的としては、上水の配水系統毎に利用 人口と上水処理にともなう放射性核種濃度の低減効果を考慮して、モニタリング対象の蛇口水 を決定することが重要である。また、水道水源(河川水、湖沼水、ダム水、地下水、天水)等 が、例えばUPZ(Urgent Protective Action Planning Zone)内の場合は、水源の測定も必要 である。なお、離島等で天水を利用している場合は、大気からの直接的な影響が予想されるこ とから、水道水(蛇口水)の測定に加えて雨水や降下物測定と同時に実施することが重要であ る。頻度としては放出核種の半減期と検出下限値を考慮して実施するとともに、放出源情報と して、異常放出の情報が得られた場合は緊急時モニタリングとしての実施を考慮した計画とす る。
- ② 農産物、海産物は、食品として、被ばく線量の評価との視点が最も重要であるが、被ばく評価 モデルの妥当性、予期せぬ核種の移行や移行係数、濃縮係数の把握も重要である。この観点で

は、市場に流通するものを対象とし、収穫期や漁期に採取する。また、不作や不漁で採取でき ないものは摂取しないのであるから、線量評価の観点では栽培や採取を依頼する必要は無く、 他の流通食品を対象とする。その地域で食品として流通しているものを複数種類対象としてお く。具体的には、大気放出された放射性核種が地表沈着する際に直ちに影響が現れる葉菜類と して消費量の多いホウレン草、白菜、キャベツ、小松菜、アブラナ、チンゲン菜、レタス等、 幼児への線量寄与が大きい放射性ヨウ素などに関しては、牧草や呼吸を経由し乳牛を経て移行 する原乳、主食として摂取量が多い米(水稲)、麦、食肉、栽培キノコなど、被ばく経路調査に 基づき、線量寄与及び移行や濃縮しやすい環境試料を選定する。

- ③ I-131 等の半減期の短い核種の場合は、バックグラウンドを実質上、考慮しなくて良いので検 出の有無が施設寄与の有無に直結する。定量的に弁別するためには、測定頻度は大気中濃度で 最大1半減期、1週間以内とすることが望まれる。被ばく評価の観点からは、牛乳が特に重要 であり、後述するように預託実効線量と定量下限値を勘案して採取量及び採取頻度を設定する ことが必要である。なお、施設からの大気放出→牧草→原乳への移行の程度及び採取した原乳 の出荷のインターバル、抜き取り検査の最適化を考慮した試料採取頻度、測定頻度の設定が重 要であり、最低でも1か月に1回程度以上の測定が望まれる。
- ④ また、葉菜は、大気放出された放射性核種の沈着による評価が重要である。農作物、牛乳以外の畜産物は、被ばく評価の観点からは、生育状況や出荷のタイミングを考慮した収穫期による 採取が重要である。
- (1) 海産物は、排水の海洋放出形態に応じた種類、採取海域を選定する。具体的には、放出口周辺での低層魚類(ヒラメ、カレイなど)、海藻類(ワカメ、ヒジキ、ホンダワラ、カジメなど)、浮遊魚類(シラスなど)、貝類(ハマグリ、アサリ、ムール貝(イガイ)、ホッキ貝、アワビ、サザエ、ホタテ貝など)、その他、生息数や漁獲量に応じてウニ、及び大気放出された放射性核種の直接及び河川経由での流入等の経路も被ばく経路としての寄与が考えられる場合には重要性が増す。この他、海岸、特に潮間帯では沿岸から放出した放射性核種が、吹送流などで短期的には海岸線に戻ってくる現象や大気からの放射性核種の沈着が複合するなどの影響が見られる場合は、沿岸海水や海岸砂の測定も必要となる。
- ⑥ 魚介類に関しても流通、被ばく評価を考えると漁獲時期での測定が重要である。なお、予期せぬ放出や水準の把握との観点からは、年間を通して採取可能なものとしての海藻類の採取、測定を3か月程度毎に実施することも有効である。
- ① なお、調査目的が、継続的なデータが必要な水準調査、変動調査の場合は、委託栽培や委託漁
 獲なども安定的な入手を確保するために選択肢としては良い。
- (18)前項の被ばく経路に加え、放射性核種を特異的に濃縮し、また、食品ではないが年間を通した 採取が容易な、環境中の放射性核種の濃度レベルの指標となる生物(指標生物)等を加える。 例えば、陸上環境であれば、松葉、ヨモギ、非食用を含むキノコ類、海洋では潮間帯における 海藻類、貝類など、排水放出口周辺の底生生物である。また、放出放射性核種の地表降下量の 確認のための雨水、降下物、長半減期核種の長期蓄積状況の確認のための土壌、海底土、放射 性核種の環境中移行経路の中間媒体である雨水、湖沼水、河川水、地下水、海水などの水準調 査等に区分した対象のモニタリング時期、頻度を設定する。

(9) 施設の操業前には、環境モニタリング計画立案のための事前調査としての事前モニタリングを 実施し、バックグラウンドレベルを把握し、基礎資料とすることが望まれる。その際は、施設 の建設工事及び設置にともなう大規模な周辺環境の変化に伴う生物相、特に農畜産物、漁業活 動に変化が生じることもあり、被ばく経路に影響がないかを十分に勘案しながら、幅広く環境 放射線の測定及び環境試料の採取・測定を実施する。

さらに、モニタリングの対象もバックグラウンド事前調査との観点から限定せず、可能な限り多 くの種類に対して行うことが望ましい。特に特異的に放射性核種を濃縮する可能性がある生物や 食物連鎖における人に至る途中の中間経路上の対象に関しての調査が必要であり、操業時のモニ タリング計画の立案にも反映できるよう幅広い調査が望ましい。

操業前の調査は、季節の経年変動や核実験フォールアウト核種の長期的な水準変動を把握する 観点から3年間以上の測定が望まれる。

4.2 緊急時モニタリング計画

緊急時モニタリングは、3.1の2)の目的を達成するため、事故発生からの事故進展や放射線物 質の環境放出情報に応じて、適時モニタリング計画を柔軟に変える必要がある。

施設管理者は事故の区分(警戒事態:AL、施設敷地緊急事態:SE、全面緊急事態:GE)に応じて緊 急時活動レベル: EAL を設定し、あらかじめ定められた国、県等へ通報する。この通報を含む施設 情報ならびに平常時モニタリングにより緊急時モニタリングの準備や平常時モニタリングの強化 が行われる。

時系列的に区分すると、

- 事故が生じ(情報収集段階)、放射性核種が環境へ放出されるおそれが発生した段階(警戒事態) は、平常時モニタリングの強化、あらかじめ県が定めた緊急時モニタリングの計画に基づき、 要員の参集、資機材の点検・出動準備を行う。
- ② 事故進展が施設敷地緊急事態 SE、全面緊急事態 GE の発生が EAL 等により予測され、緊急事態 宣言が発出された場合は、原子力災害対策本部及び同現地対策本部、緊急時モニタリングセン ター(EMC)が設置され、国(ERC)が緊急時モニタリング実施計画を作成、EMC に指示して緊急 時モニタリングが実施される。SE 段階以降は、県市町村の環境モニタリングは EMC の指揮 下でのモニタリング活動となる。また、航空機モニタリング、海上モニタリング、気象庁、自衛 隊、警察、研究機関、指定公共機関等の各要員、専門家が一体になって緊急時モニタリングを 実施する[57]。さらに、予防的防護措置を準備する区域(PAZ: Precautionary Action Zone) 内の住民の避難等の防護措置を準備、または開始する段階である。なお、要支援者は他の居住 者に優先して避難等を開始する。
- ③ 放射性核種の放出が開始された段階(初期)は、居住者、要避難者の放射線防護対策決定のための緊急時モニタリングを EMC が行い、防護措置の実施に係る指示が発出される単位(以下「防護措置の実施単位」という。)ごとの空間線量率と 0IL に基づく対策範囲を評価する[57]。
- ④ 放射性核種が環境に多量に放出・沈着が発生している段階(拡大期)は、前述(③施設敷地緊 急事態 SE 及び全面緊急事態 GE)のモニタリングを継続するとともに、モニタリング対象範囲

を 30km 及びそれ以遠に広げる。特に降雨雪によるホットスポット地域の確認、飲料水や原乳 等の放射性核種の濃度の確認を実施し、摂取制限、流通制限などの対策決定に寄与する。

- ⑤ 放射性核種の放出が低下してきた段階(減少期)は、地表に沈着した放射性核種による空間線 量率及び放射性核種毎の詳細な分布を、いわゆる空間線量率マップ及び放射能マップの作成と時間的変動を把握し、評価する。特に居住地域、耕作地、農地、森林、河川、湖沼など土地利 用を考慮した空間線量率、土壌沈着分布をきめ細かく確認する。さらに、農畜産物、海産 物、地下水等内部被ばくに係る食品や砂利、木材、建材、森林産物など汚染地域での産業活動 にかかる産物について放射性核種濃度の分布の全体像を把握し、避難区域等の規制範囲の妥当 性を確認する。
- ⑥ 放射性核種の放出がほぼ停止し、環境汚染の範囲や量が確定された段階(固定期)は、長期的 な視点に立って被ばく評価と避難や産業活動の制限に係る解除等の最適化を図るためのモ ニタリングを行う。
- ⑦ 事故発生施設からの再放出のおそれが無くなり、放射性核種による汚染がほぼ固定化された状況は、つまり ICRP 勧告に従えば、緊急時被ばく状況から現存被ばく状況に移った状況(復旧期)では、定期的な環境モニタリング結果に基づき、立ち入り制限区域の縮小・解除及び食品の摂取制限、流通制限の解除、産業活動の再開が行われる。この段階での環境モニタリングは、計画に基づき定められた地点、対象での定期的なモニタリングと、居住の再開、産業活動の再開等に伴う非定常的な集中的なモニタリングがある。ICRP の緊急時被ばく状況と現存被ばく状況に対する参考レベルの幅は、それぞれ年間 20mSv~100mSv、1mSv~20mSv であり[5]、防護措置を決定するためには、これらと比較できる外部被ばく、内部被ばくに係る実効線量が推定できる緊急時モニタリング実施計画を、上記の各段階に応じて策定・実施していくことが重要である。なお、人的、物質的資源が限られていることから、その時期に応じて優先順位をつけて計画することが必要である。

緊急時モニタリング計画は、周辺住民等の避難や屋内退避、食物摂取制限、ヨウ素剤投与などの 防護対策を決定するための初期のモニタリングが最も迅速性を有する。この場合は、放射性雲(プ ルーム)通過時の空間線量率測定と放射性ヨウ素、放射性テルルなどの空気中放射性核種濃度の測 定が重要である。また、プルームが流れた風下側や降雨により放射性核種の沈着の可能性が高い地 域を優先してモニタリングする。可搬型の放射線測定器やダストサンプラ、ヨウ素サンプラ、これ らを車両に搭載した車両やヘリコプターなどを用い、空間線量率や放射性核種濃度の分布状況を迅 速に把握する。

なお、核燃料物質取扱い施設における臨界事故の場合は、施設周辺の中性子線量の測定も必要に なる。特に、遠方であっても降雨などにより放射性核種の沈着量が多いホットスポットと呼ばれる 場所が発生することがあり、広範囲な調査も必要である。また、飲料水は人間にとっては空気と同 様に命にかかわることであることから、一時的であっても供給が止まることは許されない。このた め水道水や井戸水など飲料水の測定を優先する。水源から家庭の蛇口までには時間差があることか ら、初期に検出されなくても継続してモニタリングすることが重要である。

葉菜、牛乳(原乳)など、内部被ばく評価上重要な食品は、当初は空間線量率の測定結果を用い て飲食物に係るスクリーニング基準である 0.5 μ Sv/h [81]と比較し、摂取制限、流通制限をかけ、 その後モニタリング結果に基づいて 0IL6 に基づく放射性ヨウ素、放射性セシウム、プルトニウム、 ウランなどのα核種に係る食品中濃度基準[81]と比較し、解除や再設定をすることが安全側である。

放射性核種の放出が低下してきた段階では、沈着や蓄積状況を把握するための土壌や指標生物な ど地域の実情に応じた対象の分析を初期モニタリングに加える。

なお、人の被ばく防護の観点から初期のモニタリングにおいては、陸上環境が優先されるが、大 気から海面に放射性核種が降下し、河川水や排水として海洋へ放出された場合は、食物連鎖を経て 海産生物に取り込まれることから、影響の現われやすい浮遊魚、底性魚、根魚、貝、海藻などを先 行して海洋のモニタリングを行う必要がある。

海産生物への移行は、経路に応じて時間を要するため当初の測定値が低くても継続的にモニタリ ングを行うことが重要である。

さらに地域の経済活動に応じて、キノコ類、飼料、野生生物、腐葉土、建材なども対象となる。 分析は、迅速性の観点から Ge 半導体検出器を用いた γ 線放出核種が優先される。その後、放出 源の放射性核種情報に基づき、被ばく線量の推定・評価に重要な放射性ストロンチウムやプルトニ ウム、ウラン、ネプツニウム、キュリウム、アメリシウムなどの放射化学分析を行う。汚染が長期 化する場合は、空間線量率、空気中放射性核種濃度の定常的な測定に加え、半減期の長い放射性核 種を対象にした長期的な計画を立案、継続的にモニタリングする必要がある。特に地表に沈着した 放射性核種は、降雨等で洗われ、側溝、排水溝、下水処理場などの汚泥に集まりやすい。 閉鎖性の 高い湖沼は流域に沈着した放射性核種を集積する傾向がある。また、河川などを通じて海洋へ移行 することも考えられることから、河底土、湖沼土、海底土などのモニタリングも経年的に実施する ことが重要となる。

4.2.1 警戒段階及び初期モニタリング(緊急時初動モニタリング)

原子力施設等から異常(警戒事態)が発生したと通報された場合、または、平常時モニタリ ングにおいて異常な値が検出された場合には、平常時モニタリングにおける調査及び施設管理 者への問い合わせ、平常時モニタリングの強化が段階的に実施される。

事象進展のおそれがある場合は、緊急時モニタリングへの移行と要員、資機材、組織体制の 強化、初期モニタリング計画の立案及び活動が開始される。

これらの強化策は、放射性核種の放出前から行うことが必要である。最も重要な環境モニタ リング項目としては

- 空間線量率の監視
- ② 空気中放射性核種濃度(ダスト、ヨウ素)の監視
- ③ 可能なら飲料水、原乳等、安定ヨウ素剤投与等の判断に資するための測定
- ④ 局所風向・風速、降雨等の気象観測

であり、施設周辺及び居住地域にモニタリングポスト(MP)やモニタリングステーション等の 固定観測局が設置されている場合は、測定値の監視期間の短縮(1分値~2分値)や、可搬型 MP の追加配備、モニタリング車などにより施設からの同心円状の各方位及び居住地域での空間線 量率が連続して監視できるようにする。 Fig. 4-1、Fig. 4-2 にモニタリング地点選定のためのイメージ図を示す。先ず放出点を中心に モニタリング対象地域を格子状 (グリッド状)に区分する。各グリッドの大きさは、事故発生直 後は、迅速性を優先するとともに、要員、機材が限られている場合が多いので、大きくほぼ均等 な大きさで設定し、可能な限り汚染状況の全体像を把握するようにする。次に初動モニタリング の結果に基づき、空間線量率マップ作製に必要な詳細さでグリッドを細分化していく。なお、遠 方であっても降雨等による湿性沈着により空間線量率が高い地域が出現する場合があり、その 地域は詳細なグリッドで測定する。

実際のモニタリングは、道路などの有無によりアクセスが困難な地域が生じるが、その際は人 が居住している地域を優先し、あまりグリッドに縛られる必要はない。グリッドは、モニタリン グの漏れや重複を防いで効率的なモニタリングを行うために利用することが目的である。

また、放出開始後の初期のモニタリングは、防護対策の決定に寄与するため「防護措置の実施 単位」での測定を優先する。その後、空間線量率の空間分布(空間線量率マップ)とその時間的 変動、並びに放射性核種の種類と大気拡散及び地表沈着状況の把握のためのモニタリングが重 要となる。できれば固定式 MP が NaI (T1)シンチレーション検出器等で、エネルギースペクト ルが得られる場合は、スペクトル情報も確認する。このスペクトルから、特に大気サンプラで捕 集できない希ガスも含めた放射性核種の情報を把握することが重要である。放射性ヨウ素が 放出される場合は、活性炭フィルタ(活性炭カートリッジ)等を備えた大気サンプラを用いて 住居や避難施設におけるモニタリングをすることが重要である。固定式 MP や可搬型 MP の測定 値で高い値が得られた地域は、要員の被ばくを防護しながらモニタリング車や歩行モニタリ ングを行い、詳細な分布を把握することが重要である。

同じ地点で継続したモニタリングが必要になるが、緊急時には多くの人員がモニタリングに 従事することから、東電福島第一原子力発電所事故時の筆者の経験では、初期には同じ地点での 測定ができなかったり、測定地点の番号や名称が誤っていたり、情報が錯そうしたため、全く同 じ場所での測定は難しかったことが多く見受けられた。このため、測定地点が数 m 違っても空 間線量率が大きく変動した(Fig. 4-4)。特に手持ち測定の場合は、道路脇を測定地点に選ぶケー スが多かったが、道路上よりも道路周辺の方が、空間線量率が高い傾向があるとともに、道路わ きに排水路(下水)が設置されている場合は、側溝がホットスポット的に高かった。この変動を 防止するためのマーキングが重要であった。可能であれば測定地点は開けた平地が望まれる。



Fig. 4-1 広域採取地点の選定の考え方(放出点を中心に X-Y 座標系で設定する。)



Fig. 4-2 広域採取地点の選定の考え方(放出点を中心に距離-方位角L-θ座標系で設定する。)

なお、内部被ばく防止の観点から空気中放射性核種濃度(特に放射性ヨウ素濃度)並びに飲料水、原乳の摂取制限ならびに流通制限のための測定も必要となった。放射性ヨウ素が多量に放出される、また放出された場合の安定ヨウ素剤投与のためのモニタリングも重要であるが、もし要員が不足し十分な測定値が早急に得られない場合には、空間線量率と空気中ヨウ素濃度などから「飲食物に係るスクリーニング基準」の0.5µSv/hで初期対応を実施し、その後、飲料水や乳製品の核種分析結果を0IL6と比較し防護対策を実施していくことが、東電福島第一原子力発電所事故のモニタリングの経験として望まれる。

ヘリコプターなどの航空機による測定も広い範囲の分布状況を迅速に把握するために有益で ある。ただし航空機サーベイでの空間線量率情報は、地上 1m 高さの空間線量率に換算する必要 があるため事前に換算式などを求めておく必要がある。東電福島第一原子力発電所事故時の際 は、事故直後の航空機モニタリングは、米国と共同で実施されたものの実際に飛行を開始した のは、大規模な放射性核種の大気放出が低下した 2011 年 4 月上旬頃となった。このため直後 の避難、退避への活用は定性的な情報に留まった。

そこで定量的な評価は、地上でのサーベイメータの手持ち測定や車両測定結果(Fig. 4-4)を用 いた測定結果に基づいて、地図上に空間線量率マップ、予測積算線量マップが作成された (Fig. 4-5)。今後は予測積算線量ではなく空間線量率と0ILを比較して、避難、屋内退避等の防 護対策及びその範囲の決定のための情報として活用される。種々の測定結果を統合して空間線 量率及び放射性核種濃度分布(放射能マップ)を迅速に作成するためには、膨大なデータを収 集、保存及び分類整理するデータベース及びデータベースのデータに基づいて前述のマップを 作成するためのツールが必要である。なお、Fig. 4-5 は東電福島第一原子力発電所事故時の計画 的避難計画作成に用いられた。筆者は、当時、文科省非常災害対策センター(EOC)において JAEA チームの一員としてこのマップの原案作成に携わっていた[164]。

いずれにしても初動モニタリングは、Fig. 4-3 に示すような予め決められた体制に従って、迅速にモニタリング要員が参集しモニタリングを実施することが重要である。原則的にはあらかじめ教育及び訓練を受けた者であるが、事故進展や放出源情報が不足がちであることから、野外活動には十分な放射線防護装備や通信手段を確保すること、特に携帯電話はつながりにくくなることから無線や衛星携帯電話などの補助手段が必要である。



Fig. 4-3 緊急時モニタリングセンター体制図

(参考文献 [81]:原子力規制委員会,原子力災害対策指針)



Fig. 4-4 手持ち測定、モニタリング車等による空間線量率のトレンド実測値

実測に基づく積算線量の推定値の分布図 (平成24年3月11日までの積算線量) Unit: mSv N 国見 宫城県 丸穀町 浅江南 福島第一 唐子力発電 「双葉目 大熊町 福島 富岡町 植莱町 有川南 1#20km 広野町 玉川村 TIME 半径30km (iber 0 5 10 km

(参考文献 [164]:原子力規制委員会,積算線量推定マップ等)

Fig. 4-5 空間線量率の実測値用いて作成された1年間の予測積算線量

(参考文献 [165]: 原子力安全委員会, 原子力安全委員臨時会議資料 2011 年 4 月 5 日までの測定結果を用いた評価)



Fig. 4-6 「各締日での年間積算推計値」/「2012 年 3 月 11 日積算値」の比の平均値と標準偏差

東電福島第一原子力発電所事故時においては、これらの実測値による評価に基づき、1日8時 間屋外及び1日16時間屋内に滞在すると仮定し、屋内の空間線量率の低減係数を0.4として空 間線量率が上昇してから評価時までの積算線量を推定するとともに、その後事故発生1年後 (2012年3月11日)までは評価時点の空間線量率が変わらないとして年間の予測積算線量等値 線図(コンターマップ)を作成した。当初は、放射性核種の減衰やウェザリングによる減少を加 味した予測も検討したが、測定のバラツキが大きく、空間線量率の変動か、測定上の変動か判別 が困難であった。このため1年後までの予測を、その時点で得られた最新3日間の空間線量率 を平均し、その平均値が2012年の3月11日まで一定であるとして積算した。このことから、 Fig.4-6に示すように、実際に1年が経過し全ての評価値が実測値に基づく積算推計値に置き換 わった値と2011年の4月5日に推計した値を比べると、2011年4月時点の積算推定値はおおよ そ2倍程度の過大評価となった。しかし、当時の状況を考えると住民の避難等の防護対策の観 点での方法としてファクター2という数字は安全側に許容できる範囲であった考える。ただし、 防護対策のためのモデルである1日8時間屋内及び1日16時間屋内、屋内の空間線量率の低減 係数を0.4の仮定(モデル)が、個人線量の推定や除染の基準にも適用されたことは、現実の個 人線量に対して、かなりの過大評価となり、混乱を招いたと考える。

現在の防護対策は、年間の予測線量及び防護対策による回避線量ではなく、空間線量率に基づく OIL を用いて判断されることとなり、前述の混乱原因となった簡易的な年間の積算線量評価に頼る必要は無くなった。なお、原子力災害対策指針による OIL は、Table 4-1 のように定められている。

Table 4-1 防護対策に係る運用上の介入レベル(OIL)

	基準の種類	基準の概要	初期設定值※1		防護措置の概要	
緊急防護措置	OIL1	地表面からの放射線、再浮遊した放射 性物質の吸入、不注意な経口摂取によ る被ばく影響を防止するため、住民等 を数時間内に避難や屋内退避等させ るための基準	500µSv/h (地上1mで計測した場合の空間放射線量率*2)		数時間内を目途に区域を特定 し、避難等を実施。(移動が困難 な者の一時屋内逃避を含む)	
	OIL4	不注意な経口摂取、皮膚汚染からの外	β線: 40,000 cpm ^{※3}			避難基準に基づいて避難した避
		部被ばくを防止するため、除染を講じ	(皮膚から数 em での検出器の計数率)			難者等をスクリーニングして、
		るための基準	β線:13,000cpm ^{※4} 【1ヶ月後の値】			基準を超える際は迅速に除染。
			(皮膚から数 cm での検出器の計数率)			
早期防護	O I L 2	地表面からの放射線、再浮遊した放射	20µSv/h (地上1mで計測した場合の空間放射線量率*2)			1日内を目途に区域を特定し、
		性物質の吸入、不注意な栓口摂取によ				地域生産物の摂取を制限すると
		る彼はく影響を防止するため、地域生				ともに、1週間程度内に一時移
措		産物~>の摂取を制限するとともに、住				転を美絶。
直		氏等を1週間程度内に一時移転させる				
	file die blat - 15 7	ための基準				**
飲食物摂取制限**9	取食物に除る	UIL0による飲食初の摂取利限を 制度力で、飲食物の摂取利限を				数日内を日述に既度物中の放射
	スクリーニング	利町する準備として、飲食物中の放射				性核種族度を測定 9 へさ区域を
	丛 华	111 (11個) (11)	(地上1mで計測した場合の空間放射線量率**)			AT/Eo
		特定する际の歴史				
	OIL6	経口摂取による被ばく影響を防止す	核種*7	飲料水	野菜類、穀類、肉、卵、	1週間内を目途に飲食物中の放
		るため、飲食物の摂取を制限する際の		牛乳・乳製品	魚、その他	射性核種濃度の測定と分析を行
		基準	放射性ヨウ素	300Bq/kg	2,000Bq/kg*8	い、基準を超えるものにつき摂
			放射性セシウム	200Bq/kg	500Bq/kg	取制限を迅速に実施。
			プルトニウム及び超ウラ	・トニウム及び超ウラ 1Ba/kg 10Ba/kg		
			ン元素のアルファ核種			
			ウラン	20Bq/kg	100Bq/kg	

(参考文献 [81]:原子力規制委員会、原子力災害対策指針)

4.2.2 中期モニタリング (緊急時中期モニタリング)

中期環境モニタリング計画においては、引き続き発災施設の監視の強化を継続するとともに 空間線量率、地表沈着放射性核種濃度の核種毎の分布状況の調査範囲を拡大する。また土地利用 状況等を考慮し、空間的にもより広範囲にかつ詳細に空間線量率や放射性核種の沈着分布を測 定する。特にホットスポットなどは注意を要する。また、食品以外の流通製品に関する網羅的な モニタリングを実施し、避難区域の設定範囲や食品摂取制限などの防護対策の見直し最適化を 図る。さらに、放射性核種の環境中での移行を考慮した将来予測に関しての調査を開始する。

モニタリング計画の立案に関しては、長期に及ぶことを考慮し、体制を整え、以下の事項を考 慮すると良い。

1) モニタリング体制の整備

対象とする地域の範囲及び格子(グリッド)の大きさ、測定頻度、モニタリングエリア毎の班 編成、モニタリングルート、データ整理評価班、情報・報告班など、長期的に維持できる体制を 構築する。

2) モニタリング手段

広範囲な測定としては、航空機モニタリングと車両による走行モニタリング(走行サーベイ)が 有効である。Fig. 4-7 は東電福島第一原子力発電所事故時の広域での航空機モニタリングの例で ある。

3) 人員、継続的な体制・交代要員の確保

特に重要なのは教育・訓練であり、測定法や試料採取法、放射線防護の知識、個人被ばく線量 計の取り扱い、安全確保などに関する小冊子、手順書が必要である。現地測定などは複数で 行い、できれば経験者を必ず含めるチーム編成にすることが望まれる。



Fig. 4-7 航空機モニタリングによる空間線量率の分布

(参考文献 [166]:原子力規制委員会;航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果、
 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html (2019年1月22日に利用))

航空機モニタリングは、有人ヘリコプター等に放射線測定器を取り付けて行う上空からの空間線量率の測定である。その際、同時に地上での1m高さの空間線量率を測定するとともに、In-situ Ge半導体検出器を用いた核種毎の寄与割合、高度別の減弱係数、自然放射線や宇宙線の寄与評価などを実施することが必要である。また、その測定値は測定高度に相当する半径の平均的値を示す。

Fig. 4-8 は、航空機モニタリングによる福島県内の空間線量率分布の経年変化を測定した ものである。



Fig. 4-8 航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果

(参考文献 [166]: 原子力規制委員会, 放射線モニタリング情報, 航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果, 原子力規制庁ホームページ, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list 1. html, (2019年1月22日に利用),

参考文献 [167]: 原子力規制委員会,福島県及びその近隣県における航空機モニタリングの測定結果 について(平成 30 年 2 月 20 日),原子力規制庁ホームページ,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/14000/13500/24/180220_12th_air.pdf (2019 年 1 月 22 日に利用))





Fig. 4-9 走行サーベイ測定による空間線量率の変化(主に福島第一原子力発電所から 80 km 圏内)

(参考文献 [168]:日本原子力研究開発機構,平成27年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約事業成果報告書,原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/564/list-1.html (2021年2月8日に利用))

4.2.3 復旧期モニタリング(現存被ばく状況モニタリング)

復旧期とは、発災施設の事故終息及び放射性核種の放出が無くなり、環境の安全が確保された 状態である。復旧期モニタリングは、ICRP 勧告の区分で言えば現存被ばく状況であり、防護対 策に伴う被ばく線量の低減化の便益(ベネフィット)と不利益(デメリット)を考慮し、防護対 策を継続するか、範囲を見直すか、解除するかを判断するためのモニタリングである。

ICRP 2007 年勧告では、現存被ばく状況の参考レベルとして年間 1~20mSv の範囲を示しており、例えば、避難による被ばくの低減に伴うメリットと避難に伴う放射線以外の不利益について、社会的、経済的要因ならびにステークホルダーの関与を含め最適化することとされている。 なお、参考レベルの最適化の例として段階的に見直していくことが示されている。

このための環境モニタリングは、避難や防護対策の対象となっている地域及び人々に対して 避難解除後の外部被ばく、内部被ばくの推定評価が可能な環境モニタリングが求められている。 外部被ばくは、空間線量率と行動パターによる個人線量の推定評価が重要である。さらに、実際 の個人モニタリングの測定結果との比較などにより正確性を高めることが可能である。ただし、 公衆の個人モニタリングは負担が大きく、個人情報にも配慮する必要があるので、行動パターン の聞き取り調査に基づきモニタリング要員が、短時間の測定を行って積算する方法が望ましい。 復旧期モニタリングにおいて特に重要なのは、将来予測のためのモニタリングであり、地表や 森林、農地等に沈着した放射性核種の移行に係る環境動態の把握、及び内部被ばく予測のための 農畜産及び水産物の濃度などから、環境中における放射性核種の変動を複数の指数関数を用い て近似することである。通常は環境中での放射性核種の移行や拡散、物理的減衰により長期的に は減少傾向を示す。この減少傾向を指数関数で近似することが試みられている。Fig. 4-10 はこ の考えに基づき、空間線量率の減衰傾向を 2 つの指数関数の組み合わせで表した研究成果であ る。なお、環境中の空間線量率や放射性核種濃度が 2 分の 1 になるまでの時間を環境半減期と 呼ぶ。環境半減期は、その地域の環境ごとに変わるものであり、あくまで見かけ上のものである ことに注意が必要である。ただし、大まかな将来予測を判断することができ、有用である。



Fig. 4-10 空間線量率分布の将来予測結果

(参考文献 [169]:宮原 要,環境回復・環境動態研究における活動状況,平成 28 年度福島研究開 発部門 成果報告会(平成 29 年 2 月 14 日),

https://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/index.html#research

https://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf1702/hokokukai11.pdf)

第5章 モニタリングの実施

5.1 平常時モニタリングの実施

5.1.1 固定式モニタリングポスト(MP)等による空間線量率の連続測定

空間線量率は、空間における透過性の強いガンマ線、中性子線の量を測定し、大気中や地表沈 着放射性核種の影響、施設からの直接放射線を測定するものである。特にガンマ線は、飛程が長 く透過性が強いので連続した監視に適している。ガンマ線を放出する人工核種には I-131、 Cs-137、Xe-133 等、原子力発電所の事故時に放出される主要な核種が含まれ、モニタリングの対象 として重要である。空間線量率の測定結果は外部被ばくの評価に重要であり、また、予期しない 放射性核種が放出されたときの早期検知にも役にたつ。なお、中性子線は、Am と Be の (α, n) 反応、Cf-252 の自発核分裂でも発生するが、JCO 臨界事故のように濃縮ウラン燃料、あるいは MOX 燃料 (Pu-U 混合酸化物燃料)等の取扱施設における臨界事故時の監視等や被ばく評価のた めのモニタリングとして重要である。

ガンマ線を測定できる検出器は、3.11節で紹介したように様々な種類がある。特に、NaI(T1) シンチレーション検出器、電離箱式検出器、半導体検出器などが用いられ、小屋(局舎)内に測 定機器を設置した連続測定設備として MP がある。MP は一般的に空間線量率のみを測定するもの を指し、空間線量率測定器に加えて大気中モニタ(希ガス、浮遊じん、ヨウ素)や大気ダストサ ンプラ、ヨウ素サンプラ、気象観測設備を備えたものを、モニタリングステーション(MS)と呼 んでいる。

γ線の測定

原子力施設に起因する y 線としては、直接放射線(「直達線」ともいう)、スカイシャイン放射 線及び放出された放射性プルームや地表に沈着した放射性核種からの放射線(グラウンドシャ イン放射線)があげられ、施設周辺に配置された MP や MS により連続的に測定される。基本的 には、放射性核種が放出されると風下側の空間線量率が上昇する。排気筒放出の場合、風下側の MP の上空をプルームが通過したとしても、 y 線は風向に関係なく四方に放射されるので空間線 量率は上昇する。なお、放出口が概ね 100m より高い場合で、かつ大気安定度がF型等、強い安 定の場合は、近傍よりプルームが地上に接地する遠方の空間線量率が高くなる場合もある。一般 に放射性プルームによる空間線量率の上昇は、同じ放出量が継続していたとしても風向の変動 や拡散の影響を受け、必ずしも MP 上空を通過するとは限らない。この蛇行現象をメアンダリン グと呼んでいる。さらに、放射性核種の放出時の濃度変動が加わることから、MP の空間線量率 が短時間に上昇、下降を繰り返すなど変動する。しかし、広い範囲で考えれば空間線量率の上昇 が続いている場合があるので、1 ヶ所の MP の空間線量率の変動のみに注目するのではなく、他 の地点の MP の空間線量率の変動も含めて評価することが重要である。 放出された放射性核種は、乾性沈着や湿性沈着により樹木や地表に沈着する。一旦地表に沈着 すると空間線量率は一定の値を維持し、半減期に応じて減少していくことになる。地表に沈着し た放射性核種から放出されるγ線による空間線量率の上昇をグラウンドシャイン放射線と呼ん でいる。

MPによる空間線量率の上昇は、放出時の風向や風速などの気象現象に依存する。放出が生じた場合にいずれかのMPで検知できるように、MPは放出源を中心に全方位に配置することが望ましい。放出口から周辺監視区域や敷地境界までの距離が概ね1km以内の場合は、放出後の放射性プルームの水平拡散幅を考慮し、16方位にそれぞれ設置することが望まれる。また、放出口からの距離が離れている場合は、MP間の距離も長くなるのでプルームがMPの間をすり抜けて検知できない場合も生じてしまう。一方、放出口からの距離が遠くなれば大気安定度に応じて拡散幅も広がる。放出口からの距離と拡散幅の両者を考慮し、たとえMPの間をプルームが通過したとしても、どちらか、または両者のMPにて空間線量率が上昇するようにMPを配置することが望まれる。我が国の原子力発電所は、一般的に海岸付近に立地されるので住民が居住しない海側へのMPの配置は、必ずしも必要は無いが異常の検知や大気拡散シミュレーションにより放出状況などを評価するための重要なデータになることから、海側にもMPを設置することが望ましい。なお、東電福島第一原子力発電所事故時には津波により海に近いMPの多くが津波により被害を受けた。浸水防止対策などの津波対策やバックアップ電源など停電対策にも注意が必要である。

原子力施設の敷地周辺に設置される MP や MS の他に、緊急時の防護対策を決定するための MP や MS に関しては、各都道府県の避難計画等で規定されている避難等の実施単位、「防護措置の 実施単位」となる地域ごとに1地点以上、MP、MS、または仮設 MP、データ伝送可能な電子式線 量率計を設置することが望まれている[57]。

MP、MSの測定結果は、テレメトリングにより連続的にデータの収集、記録、保存することが 望まれる。トレンド等の経時変化、地図上での空間分布が表示されるとともに、必要な場合は、 警報機能やインターネット等への公表ができることが重要である。

MP や MS として設置する場合は、JIS Z4325「環境γ線連続モニタ」[170]、放射能測定法シリ ーズ No. 17「連続モニタによる環境γ線測定法」に準じることが必要である[120][171]。

測定器としては、Fig. 5-1 に構成を示すが、エネルギー補償型の NaI (T1) シンチレーション検 出器、高圧電離箱式検出器、半導体検出器等が用いられる。特に、NaI (T1) シンチレーション検 出器は、光子のエネルギーに応じて空気カーマ率や周辺線量当量率への換算係数が大きく変化 することから、エネルギー補償機能付きの測定器が必要である。



Fig. 5-1 モニタリングポスト構成図例

(参考文献 [97]:住谷 秀一, 松浦 賢一, 中野 政尚, 竹安 正則, 森澤 正人, 小沼 利光, 藤田 博喜, 水谷 朋子, 渡辺 一, 菅井 将光, 環境放射線(能)監視マニュアル, JAEA-Review 2009-064(2010))

その他の技術的項目に関しては、下記に示す。

【測定単位】

ガンマ線については、照射線量率(μ R/h, C/kg)や空気カーマ率(nGy/h, μ Gy/h)、空気吸収線量率(nGy/h, μ Gy/h)等の物理量での測定と、周辺線量当量率(1cm線量当量率)(nSv/h, μ Sv/h)など、人の被ばくと関連付けた測定の両者が用いられている。

原子力安全委員会が策定した「環境モニタリング指針」[54]では物理量にて測定するとしていた。このため現在、多くの都道府県の空間線量率のモニタリングは空気吸収線量率(nGy/h, µGy/h)にて測定されている。しかし、原子力災害対策指針補足参考資料平常時モニタリングにおいては、 平常時モニタリングの位置づけを緊急時の備えとの位置づけに明確化したことから、周辺環境における MP、MS は現状では、空気カーマ率(空気吸収線量率)として、周辺線量当量率(1cm線量 当量率)との整合性を図る方向性も考えられる。ただし、世界的に周辺線量当量の定義に関しても 議論が出されているので直ちに周辺線量当量に変更するということでは無いようである。

このため、現状の空気吸収線量率や空気カーマ率(nGy/h, µGy/h)から実効線量への換算は、その

放射線場の γ 線のエネルギー分布や照射方向に依存するが、平常時は 0.8(μ Sv/ μ Gy)を、緊急時 には、初期段階においては主に 0IL の基準に基づく防護措置の実施の判断に活用するため、「Gy (空 気吸収線量) = Sv (周辺線量当量)」として用いることとしている[56][57]。

2 【検出器】

空間線量率の測定用の検出器として要求される性能は、基本的には JIS Z 4325:2008 環境γ線連 続モニタに準じることである[170]。主な項目は以下が望ましい。

- ・ 空間線量率の測定範囲:自然放射線の変動が把握できるレベル(0.001 µ Gy/h) ~緊急時にお いてスケールオーバーしないレベル(>10mGy/h)
- · 相対基準誤差:±20%以内
- ・ 測定エネルギー範囲: 50keV~3MeV(主要な人工放射線核種の光子エネルギー範囲)、原子力発 電所運転時に核分裂により生成される Xe-133 の 81keV の y 線が測定できることが望ましい。
- ・ 方向特性:後方以外の前方、側方 360°で±20%以下が望ましい。
- ・ エネルギー補償:空気カーマ率、または周辺線量当量率への換算が可能であること。
- ・ 温度補償:年間を通した気温変動においても±5%以下。ただし、外気温が保証温度範囲を逸 脱しても、保温用のヒーターや冷房等の空調、遮へい効果の少ない断熱材により、検出器の 温度を保証範囲内に保つようにする。

空間線量率の測定用の検出器としては、自然放射線のバックグラウンドレベル(1nGy/h)から 緊急時の放射線レベル(100mGy/h)までの非常に広いダイナミックレンジが要求される。特に平 常時には微小な変動を十分な精度で測定することが要求されるために感度を落とすとバックグラ ウンドレベルにおける計数(カウント)が少なくなり、計数率に換算した際の変動が大きくなっ てしまう。いわゆる指示値のバラツキが大きくなってしまう。このため感度を落としてまでダイ ナミックレンジを広げることは好ましいとは言えない。通常は、低線量率計と高線量率計に分け てどちらの領域も十分な精度、不確かさ内で計測できるようにする。低線量率計は、高い感度を 有する NaI (T1) シンチレーション検出器が用いられてきた。また、高線量率計として加圧型電離 箱式検出器やシリコン半導体検出器等が用いられてきた。なお、特殊な形状の鉛遮へいによりエ ネルギー補償とダイナミックレンジを広げた検出器もある[171]。なお、東電福島第一原子力発電 所事故後の可搬型 MP 等においては、CsI 検出器やLaBr₃検出器等が開発されて来ている。 固定式の連続モニタリング(MP、MS)においては、NaI(T1)シンチレーション検出器が、現在、 主に普及している。NaI(T1)シンチレーション検出器は、2インチから3インチとの大型の結晶 が製造でき、高感度で自然放射線によるバックグラウンドレベルの空間線量率の変動が精度良く 測定できる。計数率から空気カーマ率への変換はエネルギー補償機能により行われるが、入射光 子エネルギーと空気カーマ、空気吸収線量との換算のための応答関数(G(E)関数)が、NaI(T1) 結晶の大きさ、形状を決めれば個体差を考慮せずに実測やモンテカルロシミュレーション計算等 により一律に求めることができる。性能やG(E)関数が検出器の個体差や製造ロットの影響も受 けにくいことは製造上の大きなメリットであり、MP、MS における空間線量率用の検出器として広 く用いられてきた。分解能は Ge 半導体検出器に劣るが常温でγ線スペクトル情報が得られること や、他の検出器に比べ安価であることなども普及に貢献した。

最近は、ランタンブロマイド(臭化ランタン:LaBr₃)などNaI(T1)シンチレーション検出器よ りエネルギー分解能が優れた検出器も開発され、市販されている。LaBr₃検出器は、高エネルギー 領域に自己汚染の影響があり、BG が NaI(T1)シンチレーション検出器より高い欠点はあるもの の、緊急時の核種調査を兼ねた空間線量率測定器として用いられている。このほか、CsI(T1)シン チレーション検出器等がKURAMA-IIの検出器など可搬型の空間線量率測定器として用いられている なお、バックグラウンドレベルを測定できる高感度のNaI(T1)シンチレーション検出器などで は、緊急時における 0IL1の 500 µ Sv/h など、高線量域ではパルスが分解できず飽和してしまうこ とがある。これを窒息現象と呼んでおり空間線量率が高いにも関わらず指示値は低下してしまい 測定できなくなる。パルス計数方式ではなく高線量率では電流測定に切り替えるように工夫され た、いわゆる窒息防止回路を有した測定器も開発されているものの、高線量率域用に電離箱式検 出器や半導体検出を併設して用いるのが一般的である。

③ 【計測系】

ガンマ線が検出器に入射すると検出器を構成する物質にエネルギーが付与される。NaI(T1)シ ンチレーション検出器の場合は、NaI(T1)結晶であり光に変換され電気信号として取り出される。 電離箱式検出器や半導体検出器の場合は、封入された気体または半導体の電離電荷として取り出 される。最終的な測定値である空気カーマ率や周辺線量当量率(1cm線量当量率:H*(10))への変 換が必要であるが、空気カーマ率の場合は、入射した光子のエネルギーに応じて単位重量当たり の空気分子に付与したエネルギー(J/kg=Gy)に、また、周辺線量当量率の場合もエネルギーに応 じた ICRU が定義した 1cm線量当量(H*(10))に変換する必要がある[111]。同じ入射フルエンス (計数)の光子が検出器に入射しても、ガンマ線のエネルギーに応じて出力(応答計数)が変化 する。そこで、入射γ線(光子)のエネルギーに応じた検出器の応答関数(G(E)関数)を求めてお き、荷重することにより空気カーマ率、H*(10)への変換を行う[172][173][174]。

$$D(E_{J}) = \int_{0}^{E_{max}} n(E, E_{J}) \cdot G(E) dE$$
 [5.1]

D(Ej):空気カーマ線量率 (nGy/h)

n(E,Ej):波高スペクトル(cpm)

例えば、NaI (T1) シンチレーション検出器の場合は、Fig. 5-2 に示す G(E) 関数を用いて換算さ れる。NaI (T1) シンチレーション検出器の場合は、製品の個体差が小さいことから形状が定まれ ば、G(E) 関数は同じものが使える。このためあらかじめモンテカルロシミュレーションなどの計 算により、検出器の形状などに合わせた G(E) 関数を求め、測定系の電子回路やデータ処理プロ グラムとして組み込むことができる。



Fig. 5-2 円筒形 NaI(TI)シンチレーション検出器における空気カーマへの G(E)関数

(参考文献 [172]:堤正博,斎藤公明,森内茂、実効線量当量単位に対応した NaI (T1) シンチレーション検出器の G(E) 関数 (スペクトル-線量変換演算子)の決定、JAERI-M 91-204(1991))

このG(E) 関数を測定器の電子回路としてアナログ的に組み込み、エネルギー補償を行う方式と しては DBM 方式が開発され、これまで用いられてきた。DBM (Discrimination Bias Modulation) 方式は、入射パルスの波高弁別幅(LLD~ULD)の LLD を周期的に上昇させ低エネルギーの波高が 高エネルギー波高より G(E) 関数に合わせて少なくするように荷重する方式である。通常、検出器 に入射した光子は、光子が有していたエネルギーに比例したパルス波高に変換されるが、このパ ルスはノイズ成分をカットするための LLD (Lower level Discrimination) と測定エネルギーの上 限に相当する波高のULD (Upper Level Discrimination) までの間の幅(「ウインドウ」と呼ばれ る) に入射したパルスを計測している。DBM 回路では、一定の周期で LLD を高エネルギー側に上昇 させウインドウを高エネルギー側にシフトさせる。これにより、低エネルギーパルスの収集時間 を高エネルギーパルスの収集時間より短くしている。このエネルギーに応じたウインドウの変化 を G(E) 関数に対応するように変化させることにより、放射線のエネルギーが高いパルスはこの DBM 回路を通過する割合が低エネルギーのパルスより多くなる。このため、DBM 回路への入力計数 と出力計数の比の百分率を通過率と呼んでいる。通常2"Φ×2"の円筒状の NaI(T1)シンチレ ーション検出器における MP による空間線量率の測定において、筆者等が茨城県東海村で観測した 自然放射線環境の通過率は約7~8%程度であった。自然放射線よりエネルギーの低いγ線により 空間線量率が上昇した場合は通過率が低下する。緊急時に原子力発電所から放出されると想定さ れる主要な放射性核種のうち、希ガスである Xe133(約 81keV)、I-131(約 364keV)、Cs-137(662kev) などは、自然放射線よりエネルギーの低い y線成分が相対的に多いので通過率は低下する。通過 率を用いることにより空間線量率の上昇の原因が人工放射線かどうかの一次的な判断が可能である。

さらに、NaI(T1)シンチレーション検出からの信号(パルス)を多重波高分析装置(MCA)で処理 すれば、Ge 半導体検出器には分解能で劣るものの y 線スペクトルを得ることができ、核種の同定 も可能となる。なお、通過率は、核種の同定はできないものの人工核種に起因する空間線量率の 上昇かどうかを容易に判定できる。このため空間線量率と通過率の両者を予期せぬ上昇のトリガ ーとして活用することが有益である。なお、降雨等で大気中の Rn、Tn 子孫核種が降下し、空間線 量率が上昇した場合の通過率は、高エネルギー成分の寄与が増えることもあり、通過率は一般的 にわずかに高くなる傾向がある。ただし、空間線量率の上昇に寄与する Bi-214、Pb-214 等の物理 的半減期は短く降雨が停止すると速やかに減少する。

なお、DBM 回路は LLD を低エネルギー側から高エネルギー側に上昇させることから、その間不 感時間も増加してしまう。このため空間線量率が上昇し、入射するγ線の数、計数率が増加する ほど低エネルギーγ線の数え落としが大きくなる欠点があった。高線量率領域ではパルスでは無 く電流を用いるなどの窒息防止回路を備えた検出器も開発されたが、現在では、アナログ的な DBM 回路からエネルギースペクトルを用いG(E)関数に応じた加重を瞬時に行うデジタル方式が主流 となってきた。この方式は、メーカーにより DSP(Digital Signal Processor)方式、DWM(Digital Weighting Method)方式などと呼ばれている。これにより高計数率におけるエネルギー補償回路に よる数え落としが軽減した。また、100keV以下の低エネルギーにおける空気吸収線量率へのエネ ルギー補償の精度も向上した。これらのデジタル荷重方式においても検出器に入射した計数とエ ネルギー補償後の出力計数との比率を通過率として、人工核種、天然核種の弁別の指標として用 いることが可能である。ただし、メーカーや機種によっては通過率が標準仕様にない場合もある ことから、MP や MS として導入する際には通過率が出力できることを確認することが望ましい。

また、通常の検出器で得られるエネルギースペクトルは、NaI シンチレータと y 線の相互作用に よって発生するシンチレーションを電荷に変換した結果であり、実際の空間に放たれている y 線 のスペクトルでは無い。実際の空間に放たれた y 線のスペクトルを求めるためには、 y 線と検出 器との相互作用により得られたスペクトルをエネルギー(チャネル)から、検出器との応答関数 (応答行列)を用いて入射前の y 線のエネルギースペクトルに戻すことが必要になる。この解析 をアンフォールディングと呼んでいる[175]。

一般的に用いられているアンフォールディング法としてレスポンスマトリックス法が上げられる。この方法を用いることによって人工核種の寄与をγ線のエネルギー毎に区分して線量率を評価することができる。いずれにしても空間線量率に加え、スペクトル情報も収集しておくことが 望ましい。

測定値は、リアルタイムに集中監視設備に伝送され、測定データは計算機(サーバー)に保存 されるとともに、測定値、トレンドグラフ及び複数の検出器からの測定結果を地図上に表示する。 測定値やトレンドグラフは、リアルタイムで関係施設(施設の運転)や関係機関(自治体)へ伝送 されるとともに、インターネット上に分かり易い形で掲載し周辺住民に公開することが望ましい。
④ 【設置方法】

施設境界及び近傍周辺に設置する MP などの空間線量率計は、施設寄与の検出、予期しない放出の 監視の目的で主に事業者によって設置される。事業者が周辺監視区域周辺に MP を設置する目的 は、原子炉等規制法に基づく屋外放射線管理設備、並びに原子力災害対策特別措置法(原災法) 第11条に基づく放射線測定設備との位置づけがある。この観点で検出器を局舎の屋根上などの高 い位置に設置し、排気筒などから放出される放射性雲(プルーム)のγ線が検出されやすいよう にするのが一般的である。

また高い位置での測定は、検出器の検出視野(Field of view)を広げることことにもなり周辺の線量率の監視には向いている。特に施設境界のモニタリングポストは、施設の中央制御室にて 運転員が監視できることも必要であり、排気モニタを補完する屋外放射線監視設備との役割がある(Fig. 5-3)。

なお、Fig. 5-4 は、日本原子力研究開発機構が東海再処理施設の敷地外に設置した MS を示す。 再処理施設の場合は、使用済燃料の燃料棒のせん断、溶解などの処理に際して希ガスである Kr-85 等が保安規定で定められた基準に従って放出されることから、事業所外にも空間線量率計に加え て大気サンプラ、トリチウムサンプラや風向風速計等の気象観測設備を備えた MS を配置し、常時 観測を行っている。

原子力施設周辺の監視は、環境モニタリングの目的の他に施設の監視の目的があることから、短時間の変動が監視できるよう測定時間間隔を技術的に可能な限り短くし、記録としてはできれば 1分値、10分値、1時間値を保存する。ただし、1分値の保存は膨大な量になりシステムのスムー ズな稼働を阻害するおそれも生じるので、保存計算機サーバーの容量等の制約等を考慮し、他の 記憶媒体へ移すなど保存期間を定めることが重要である。また、放出核種のエネルギースペクト ル情報が収集・保存できることが望ましい。

一方、各都道府県の避難計画等で規定されている避難等の実施単位(「防護措置の実施単位」という)ごとに1地点以上MPやMSを設置する場合は、周辺監視区域境界のMP、MSのように局舎上に設置する必要は無い。OIL2の20µSv/hや住民の被ばく評価を目的とした場合は、むしろ地上1m高さに設置することが望まれる。ただし、周囲に遮蔽物がある、冬季に積雪する、また、検出器の検出視野(Field of view)が狭くなるなどの際は1mよりも高めに設置しても良い。地表面に一様に沈着した場合は面線源からの評価となることから、点線源における距離の逆二乗則ほど高さの違いによる減少は小さい。むしろ放射性核種が不均一に沈着した場合は測定高さ(視野角:Field of view)の違いも影響するので、MP、MS周辺の土地利用状況、特に変化にも注意を要する。Fig. 5-5 は、居住地域の地表に検出器を設置した MS の例を示す。



Fig. 5-3 モニタリングポスト(MP)外観例



Fig. 5-4 モニタリングステーション(MS)例



Fig. 5-5 地上設置型検出器を用いたモニタリングステーション(MS)例

(参考文献 [4]: 日本放射化学会,放射化学の事典;武石 稔,環境放射線モニタリング, VI-06, 200-201(2015))

放出が継続しプルームが MP の上空、または周囲を通過中における評価においては、空間線量率の測定は上空及び周囲からの照射ジオメトリとなる。このため原子力災害対策指針補足参考資料、「緊急時放射線モニタリング」においては、防護対策決定に係る 0IL1、0IL2 等との比較の際には

1m 高さへの換算はせずに、測定値をそのまま OIL と比較して良いとされている[57]。

緊急時には、検出器カバーや局舎への沈着(汚染)が生じるおそれがあり、周辺の空間線量率の測定に影響することも予想される。このため検出器カバーや検出器周辺は除染しやすい材質とするか、あらかじめラップのような薄いポリエチレンシートで養生しておき、放出が収束した時点で養生を交換するなどの汚染防止を図ることが望まれる。ただし、緊急事態発生初期の防護対策のためのOILとの評価に、MP等で測定された空間線量率測定結果を用いる場合は安全側に評価すべきであり、自己汚染の影響を差し引かずとも良いと考える。

一方、放射性核種の放出が収束し主要な外部被ばくがグラウンドシャイン放射線に起因する状況となった時点においては、住民の被ばく線量評価や避難区域の見直しなどに使用するために、より正確で詳細な空間線量率マップ(分布図)を作成する必要がある。この目的に使用する空間線量率については、地上1m高さの値への換算が必要となる。通常は、MPやMSのみならず航空機サーベイや車両サーベイなど、他の手段で測定した空間線量率も含め空間線量率マップを作成する。このための1m高さへの換算定数をあらかじ求めておくことが望ましい。また、空間線量率の生の測定値に加え、1m高さの換算値が自動的に計算、表示されるようにデータ処理プログラムを整備しておくことも有益である。なお、核種組成や沈着分布、地形の幾何学的形状(ジオメトリ)等により1m高さ換算係数が影響されることもあるので、緊急時が発生し放射性核種が沈着した後に、1m高さの測定値と当該MP等の空間線量率の測定値を周囲の状況を考慮して測定し回帰式を作成、事前の換算係数を適時、実測値より求めた換算係数に見直していくことが必要である。

これらをまとめると以下となる。

- 敷地境界以遠の「防護措置の実施単位」における MP、MS などで測定された空間線量率に関しては、初期の OIL との比較においては 1m 高さに換算する必要はないが、周辺住民の被ばく線量の推定や避難区域の見直しのためには、地上 1m 高さの線量率換算し空間線量率マップ等を描くことが望まれる。
- 固定観測局における空間線量率の測定は、周辺に建物、樹木等の遮へい物が無いことが望ましい。また、局舎の影響に関しても評価しておくことが必要である。
- 検出器の断熱カバーの材質は、事故時の放出にともなう汚染が容易に除去できるような表面と することが望ましい。また、局舎の屋上に検出器を設置する場合は、検出器の温度を一定に保 つことができる空調設備を設けるとともに検出器カバーを遮へい効果の少ない材質を用い、そ の内部に断熱材を設置するなどの工夫が必要である。なお、積雪の多い地域においては、冬季 に検出器が積雪に埋まらないように高さが変えられるなどの工夫も必要である。
- 地中の天然放射性核種の存在量が大きい地域に MP、MS を設置する場合は、地中から局舎内に Rn、Tn 子孫核種が流入し、空間線量率が変動することがある。一般的に夜間の静穏時、特に風 の無い晴れた朝方に掛けて空間線量率が高くなり、日が昇ると空間線量率が低下するような日

変動が見られる場合は、局舎内へのRn、Tn 核種の流入の影響が考えられるので、床の配線、配 管等の貫通部やシーリングを確認することが望ましい。

⑤ 【日常点検】

点検は、日常点検と定期点検に分けられる。

日常点検では、毎日1回以上、下記の項目に関して点検する。

- 指示値に異常な上昇や低下が無いか(スパイク状、階段状など)トレンドグラフを確認する。
- データに未収集期間がないか。
- 低線量率計トレンドグラフと高線量率計トレンドグラフの変動は概ね一致するか。
- 通過率に異常な低下や上昇が無いか。
- ランプ、表示器に故障は無いか。
- 記録、保存に欠測が無いか。
- もし、空間線量率の変動が機器の異常によらない場合は、放出源情報や施設の異常の有無などの対応を行う(Fig. 5-8)。
- ⑥ 【校正】

校正は、JIS Z 4325「環境γ線連続モニタ」[170]、 放射能測定法シリーズ No. 17「連続モニタ による環境γ線測定法」[120]に準じ、検出器の実効中心から 1m 高さに JCSS 校正証書を有する 10MBq 程度の表示付き認証線源を、冶具を用いて設置し、校正する。なお、校正頻度は、年1回以 上が望ましい (Fig. 5-6)。校正により校正定数が変わっても不確かさの範囲であれば、校正定数 の変更や増幅度 (ゲイン)等を調整する必要はない。校正作業を繰り返し実施すれば校正定数は 全く同じ値になるとは限らず不確かさの範囲で変動する。具体的には線源が放射する放射線の統 計的変動、自然バックグラウンド計数の変動、治具の設置精度などに起因して変動する。この不 確かさの範囲内の変動であれば、校正の都度校正定数を変更することは必ずしも得策ではない。 もし、校正作業の合成不確かさの範囲内での変動を考慮せずに校正定数の変更やゲイン調整を行 うと、実際の検出器感度が有意に変動していないにもかかわらず校正の都度空間線量率のベース ラインに段差が生じてしまう。測定された空間線量率のベースラインは、自然バックグラウンド、 検出器の性能、測定高さ、視野角 (Field of view)、局舎等の構造物による遮へいや散乱等で決 まる。したがって、校正の都度、毎回段差が生じるのは、監視の連続性の観点から、必ずしも好ま しくない。

ただし、校正に係る不確かさの範囲を大きく逸脱した場合や、長期にわたり徐々に中央値が系 統的な変動傾向を示した場合は、検出器も含めた経年劣化等、何らかの原因が考えられることか ら保守部門やメーカー等に対して原因調査をすべきである。その結果、故障等の異常では無く経 年変化である場合は、ゲイン調整等により再調整を実施する。

なお、検出器や放射線計測系などを更新した場合は、感度や遮へい、ジオメトリ等の変化によ り、ベースラインの空間線量率が変動する場合がある。検出器や計測機器を交換した際には、使 用前に局舎等に設置したのち現地校正をすることが必要である。一般的に同じ型番の検出器に交 換した場合であっても、測定対象エネルギー範囲の違い、エネルギー補償の性能の違い等により 変動することがある。

空気カーマ率や空気吸収線量率は、物理量として定義されているので、本来、校正が適正に行われていれば異なる検出器で測定しても、それらの測定値は一致しなければならないはずである。しかし、筆者の経験では、検出器の感度や応答特性、エネルギー特性のわずかな違い、検出器実効中心の設置位置、検出器や断熱カバーの材質、厚さ、周囲の砂利や舗装、樹木など周囲環境状況の変動などに起因してほぼ変動する。例えば、測定対象のエネルギー下限値を100keVから50keVに広げた場合やエネルギー補償をDBM等のアナログ変換からDSPのようなデジタル変換に変更したことにより空間線量率のベースラインが変化した事例がある。

なお、MP や MS で得られた測定値はあくまでその時点の観測値であり、繰り返し測定すれば毎 回変動する。どんなに正確に測定したとしても真値を得ることはできないのである。また、放射 線の発生(放射性核種の崩壊)そのものが統計的な揺らぎを持つランダム事象であるので、校正 前後でベースラインが変化することは避けられない。このため最低でも年に1回の定期的な校正 が極めて重要である。



Fig. 5-6 モニタリングポスト (MP) の線源校正法

(参考文献 [171]:原子力規制庁監視情報課、連続モニタによる環境 γ 線測定法、放射能測定法シリーズ No. 17、平成 29 年 12 月改訂、

https://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/pdf_series_index.html (2020年11月5日に利用))

⑦ 【電源】

電源は、雷やノイズ等の影響を低減するための高周波ノイズカットや電圧変動を安定化するための安定化電源装置や、地震等に伴う停電に備え、非常用発電機や太陽光発電パネルなどを備え二 重化する。なお、電源の切り替えや瞬時停電の影響を防ぐための UPS 装置が必要である。

⑧ 【代替え措置】

代替え機器としては、可搬型モニタリングポストが有用であり、出来ればデータ伝送装置、電源 を備えることが望まれる。固定観測局が停止した場合は、可搬型モニタリングポストを代替え機 として設置することになるが、固定観測局の伝送系に可搬型モニタリングポストの測定結果を容 易に送れるようにしておくことが必要である。また、可搬型モニタリングポストと固定観測局の 検出器の高さが大きく異なる場合は、あらかじめ固定式の MP との換算係数を求めておくと良い。 また、一時的な点検、修理などで欠測する場合は、モニタリング車などで代替えすることも可能 である。この場合も両者の測定値間の換算係数を求めておく。

東電福島第一原子力発電所事故時には、MP 検出器に放射性核種が沈着し、周囲の空間線量率測定 に影響を及ぼしたことから、可搬型 MP は薄いポリエチレンシートなどで養生し、汚染が生じたと きに養生を交換するなどが有益である。

1) 中性子線の測定

中性子線は、核分裂に伴って原子炉内、加速器、Cf-252、Pu 等の自発核分裂、Am-Be 等の中性 子線源などから生成する。核燃料施設における臨界事故時などにより放出される。宇宙線として γ線に比べて少ないが自然バックグラウンドとして存在する。また、中性子線は、エネルギーに より放射線加重係数が大きく変化することから、測定結果は、実効線量に変換され、(AP照射) 実効線量率(μ Sv/h, nSv/h) で表示されてきた。

検出器としては、パラフィン減速材付き BF₃比例計数管、He-3 比例計数管が一般に用いられている。Fig. 5-7 は原子力機構の MP に併設された中性子用モニタリングポストの例を示す。



Fig. 5-7 MPに併設された中性子用モニタリングポスト例(右側の独立検出器;測定系は局舎内に設置)

2) 連続モニタ(MP等)における施設寄与の検知と弁別

(1) 施設寄与の検知

MP 等の連続モニタにおける施設寄与や異常の検出は、Fig. 5-8 に示すフローや Fig. 5-9~ Fig. 5-11 を参考にすると良い。まず、空間線量率が日常の変動と比べ大きく上昇している場合 を確認する。指示値の変動幅を設定し、その幅から逸脱した場合は自動的にフラグを立てる、ま

- た、上昇が大きい場合は警報を出力するなど自動化すると良い。 施設寄与かどうかの確認のポイントを下記に示す。
- 空間線量率の測定器が、低線量率計、高線量率計と別れて近傍に設置されている場合は、両 者が同時刻に上昇しているかを確認する。両者の値がともに上昇していれば、実際の空間線 量率の上昇が想定される。
- ② 雷などによる電気的ノイズの有無を確認する(電気的ノイズは瞬間的に上昇し、電気回路の時定数で減少する)。
- ③ 上昇が継続している場合は、測定点に出向き、サーベイメータ等、他の測定器を用い周辺の 空間線量率分布を調査する。
- ④ 施設周辺に複数の空間線量率検出器が配置されている場合は、その値と比較する。また、気象観測結果が利用できるときは、風下側の検出器のみ値が上昇し、風上側の値が上昇していなければ放出の影響(クラウドシャイン)の可能性がある。
- ⑤ 対象原子力施設の事故、異常などに関して運転サイドに情報収集する。
- ⑥ 非破壊検査等の実施の有無を確認する。
- ⑦ RI 等の車載車両の運搬の有無を確認する。
- ⑧ 全ての放射線検出器の値がほぼ一様に上昇し、その上昇と降雨、降雪の時間帯と一致している場合は降雨の可能性が高い。
- ⑨ ただし、降雨期間と放射性核種の大気放出が重なった場合は注意を要する。その場合は、NaI
 (T1)シンチレーション検出などγ線エネルギースペクトルを確認する。この場合は、風上 側の MP のγ線エネルギースペクトルと比較して両者に違いが無いか、一致しないピークが 無いかを確認すると良い。
- ⑪ 核実験、隣国も含めた原子力施設、放射性核種取り扱い施設の事故に関して調査する。
- ⑩ 施設寄与が平常の変動幅を超えているかどうかを判断し、施設寄与か施設寄与でないかを判定する。ただし、施設寄与ではないことが確認できても、それ以外の原因を特定するのが難しい場合がある。
- ③ 医療用、核診断に用いる RI の影響の有無を確認する。
 医療に用いられる放射性同位元素には、診断用と治療用がある。代表的な核種は Tc-99m(半減期 6.015 時間)、Ga-67(半減期 3.2612 日)、I-131(半減期 8.0207 日)等であり、モニタリ

ングポストなどによる空間線量率の一時的な上昇の原因となっている。最近ではPETで使用 される C-11(半減期 20.39 分)、N-13(半減期 9.965 分)、0-15(半減期 122.24 秒)、F-18(半 減期 109.8 分)等が医療機関近くのモニタリングポストにおいて空間線量率の一時的な上昇 の原因となった例があるが、半減期が極めて短いことから前者に比べそれほど多くない。Tc-99m は、半減期約 6 時間、141keV の γ 線を放出する核種で試薬(有機化合物)を標識し、骨、 腎臓、肺、甲状腺、肝臓、脾臓などの臓器の SPECT 画像(単一光子放射断層撮影)検査に用 いられている(Fig. 5-16)。また、Ga-67 は半減期 3.26 日、93.keV、185 keV、300 keV の γ 線を放出する。主にクエン酸ガリウムとして、腫瘍や炎症性病変の診断に用いられている。 モニタリングポストで観測された NaI(T1)シンチレーション検出器のスペクトル図を Fig. 5-15 に示す。

これらの医薬用放射性核種に加えて、MP による空間線量率の一時的上昇の原因となる放射 性医薬品として I-131 がある。I-131 は半減期約8日、最大エネルギー約606keV のベータ 線、365 keV、284 keV、637 keV のy線を放出する。ヨウ素が甲状腺に集まる性質を利用し て甲状腺機能亢進症患者に投与し、I-131 のベータ線で甲状腺細胞を照射することにより病 気を改善させるなどの治療に用いられている。しかし、一方、I-131 はチェルノブイリ原子 力発電所事故において小児甲状腺がんの発生原因となった放射性核種としても知られてお り、原子力発電所の緊急事態において小児甲状腺の被ばくの原因となるとして緊急時モニタ リングの対象となっている重要な核種である。



Fig. 5-8 空間線量率監視における施設寄与弁別フロー(参考例)



Fig. 5-9 空間線量率監視における変動要因の評価例(人工要因による変動例)

(参考文献 [176]: 竹安正則、小沼利光、武石稔、藤田博喜、森澤正人、渡辺一、菅井将光;東海再処理施 設周辺の空間放射線線量率の変動要因について、日本保健物理学会第41回研究発表会ポスター、P-③-5(2007年)より抜粋)



Fig. 5-10 空間線量率監視における変動要因の評価例(しきい値の決定)

(参考文献 [176]:竹安正則、小沼利光、武石稔、藤田博喜、森澤正人、渡辺一、菅井将光;東海 再処理施設周辺の空間放射線線量率の変動要因について、日本保健物理学会第41回研究発表会 ポスター、P-③-5 (2007 年)より抜粋)

▶ 変動する空間放射線線量率について、降雨などによる上昇を除 いたB.Gデータは正規分布となり、±3σをしきい値として有意な 変動が検出できることを確認した。放出源情報、通過率、気象条 件及び局舍位置情報などの因子に基づくアルゴリズムを組むこと で、空間放射線線量率の変動要因を計算機により自動的に推定す ることが可能となった。ラドン濃度の影響など、測定地点に係る 固有の情報を追加することで、より詳細に変動要因が推定できる。 評価方法の検討 線量上昇に関する要因を過去の事例などから抽出検討し、マトリッ クスにまとめ、条件毎の結果を推定した。 初期調査として、10分値データを先のしきい値(±3σ)で弁別し、 下表の入力情報に基づくアルゴリズムにて、原因の推定を行った。原 因特定が困難なものについて、1分値を用いて2次調査を行うことと した。 表 判定マトリックス 【初期調査】 10分値を対象 入力情報 MS ME 四丁 活用 35 前口は高い いによる上月 地質による上月 XXXX時の上別 ¢D# Krist dates 24時間移動平均±3σ 0 0 n 0 1 x 0 · x 0 0 Ö Δ Δ 感雨の有無 0 O Δ 0 Δ x x x 0 0 · 0 × 通過率の変動 0 $\overline{\Omega}$ Ō × 00 ×O 0 0 × Kr放出量及び風向 0 2 0 0 0 × × 局舍の位置 XX × 0

Fig. 5-11 空間線量率監視における変動要因の評価例

×

×

×

×

Ô

×

x

×

582. 142

コーン

342

ライン

【2次調査】

1分値を対象

局舍間の相関

局舍毎の特徴

SIERRAとの比較

x 0

×

×

× × x

×

0

x

٨

×× 0 X

 $(\mathbf{0})$

х

· x x

X D

 $\overline{0}$

х

0

.

4

.

4

×

×

٨

Ŭ

ÿ

×

0

0

Ŭ,

0

Ö

0

×

х

×

×

(参考文献 [176]:竹安正則、小沼利光、武石稔、藤田博喜、森澤正人、渡辺一、菅井将光;東海再 処理施設周辺の空間放射線線量率の変動要因について、日本保健物理学会第41回研究発表会ポ スター、P-(3)-5)

(2) 施設寄与の定量的弁別と年間の線量評価

施設寄与が検知されたが施設に異常ない場合、つまり通常運転により管理された放出の影響 である場合は、公衆に対する年間の線量限度である年間1mSvを下回っていることを確認するた めの評価が行われる。評価対象としては、外部被ばくに係る実効線量、呼吸に伴う吸入摂取に係 る預託実効線量、食物摂取に係る預託実効線量の評価である。空間線量率から年間の外部被ばく 評価をする場合には、自然放射線の影響を差し引く場合と差し引かない場合がある。決まった方 法は無く、各自治体の環境監視委員会、評価委員会等で方法を定めているのが現状である。ここ では、種々のケース毎にメリット、デメリットを示す。

① 【自然放射線を差し引かない場合】

地域ごとの自然放射線量率の平均値、もしくは95%(2σ相当)の値を、公衆の線量限度年間 1mSv に加え比較する方法である。

通常、国内の自然放射線による外部被ばくにかかる実効線量は、日本全体を平均すれば、年間、宇宙線寄与:0.26mSv、大地及び大気中から0.29mSvと言われている[177]。しかし、各地の自然放射線による空間線量率は場所により変動する。このため地域ごとに施設からの寄与が無いことが明らかな期間の空間線量率を統計処理して平均値もしくは95%(2σ相当)の値を求め、自然放射線による年間の実効線量を算出し、公衆の線量限度に加える方法が考えられる。

② 【 y 線スペクトルにおける天然放射性核種を利用して弁別する方法】 青森県原子力センターが実用化した方法である[178]。定量的な弁別法も兼ねた検出法としては、エネルギースペクトルのBi-214とT1-208の各々の y 線エネルギー領域、SCA(Bi)、 SCA(T1)と空間線量率との相関をとり、自然放射線によるバックグラウンドを差し引く方法である(Fig. 5-12、Fig. 5-13)。Bi-214は降雨に伴い地上に降下沈着し、空間線量率を上昇させるが半減期が19.9分と短く雨が止むと速やかにBGに戻る。また、T1-208はトリウム系列の核種で地中に存在し半減期が短くても親核種からの供給があるので空間線量率への寄与は一定であり、積雪による遮へい効果により空間線量率が低下する。青森県原子力センターでは、これらの関係を利用して施設寄与を弁別する方法を開発している。



Fig. 5-12 モニタリングポスト NaI (TI) シンチレーション検出器の自然放射線スペクトル



Fig. 5-13 SCA 弁別法を用いた空間線量率からの自然放射線成分の差し引きと施設寄与成分の弁別 (参考文献 [178]:大久保英樹 他,青森県原子力センター所報,第2号,P3-16)

施設寄与の検出・判定及び被ばく線量評価のための定量的弁別には様々な方法がある。一般的 に施設寄与が検出されたとしても、定量的に弁別することや年間の公衆の実効線量を実測値の みで評価するためには、多くの仮定が必要となる。その主要な要因は大きく分けると二つある。 一つは自然バックグラウンドからの弁別であり、もう一つは、空間的な分布が十分に得られない 場合が多いことである。MP は1局あたりの設置費用が高価であることから距離別、方位別に十 分なデータが得られているとは限らない。最近は電子線量計を簡易 MP として数多く配置される ようになったものの、MP で空間線量率が上昇したとしてもその値が周辺の最大値である可能性 は小さい。このため複数の MP 等の測定値から空間線量率の分布を求め、その最大値を推定する 必要がある。MP の測定値の最大値のみを用いて積算した場合は、過少評価になる可能性がある のでシミュレーションモデルなどによる拡散評価も利用して判断することも必要である。

これを回避するためには、以下の方法を提案したい。

- 空間線量率マップを描くのに十分な測定点が配置されている場合は、施設寄与が検知され、 平常の変動幅を超えた実測値(1時間値)を用い、コンターマップを、例えば IDW (Inverse Distance Weighted)法、Kriging法、Natural Neighbor 法等の描写方法で描き、最大値の 値と方位、距離を求める方法である。なお、事前に地点毎の BG 値を差し引いて積算する。
- ② 空間線量率の測定地点数が空間的に少ない場合は、放出源情報及び気象データを用いて大気 拡散シミュレーション計算コード(例えば、気象指針におけるガウスプルームモデルなど) を用い空間線量率の計算値を求める。この分布と実測値を比較し、大きく異なっている場合 は、計算値を実測値を用いて補正し、その分布図より、空間線量率の最大値及びその地点の 距離方位を求める。なお、計算値にはバックグラウンド値が含まれていないので、実測値か らは事前に定めた地点毎の BG 値を差し引いて積算する。
- ③ ①又は②で求めた空間線量率分布図を1時間毎に積算し、年間の最大値とその距離方位を求める。なお、方位、距離は点では無く範囲で区分し、複数の空間線量率測定点が存在する場合は、その範囲の最大値または平均値を用いることが望まれる、方位は8方位、距離は近傍を密に、遠方は疎に設定すると良い。
- ④ 施設寄与が検知されたデータ数が少ない場合、例えば1点しかない場合は、上記②の方法で 最大値を求める。
- ⑤ また、年間を通して施設寄与の検知数が少ない場合は、②で求めた値を方位、距離に無関係にすべての地点の空間線量率を年間で積算する方法もある。これは施設寄与の検出頻度が少ない場合は、地点、距離毎に積算しても代表的個人が受ける年間の線量は小さいと予想されるからである。
- ⑥ なお、これらの方法は施設寄与が検知された1時間について行えば良く、原子力発電所の場合、放出モニタリングが適切に行われている場合は殆ど発生しないと思われる。
- ⑦ ただし、施設寄与が検知されなくても当該年度に観測された気象観測データ(実気象データ) と実放出量(検出下限以下の場合はその値も考慮して)を用いて、大気拡散シミュレーショ

ンモデルによる評価はすべきである。

この他、モニタリングの網にかからない被ばくの存在についても評価しておくことが重要で ある。例えば、過去の核実験フォールアウト核種の影響、大気放出に伴う外部被ばく、呼吸によ る内部被ばくである。なお、環境モニタリング結果を用いて評価すべき実効線量は、公衆は代表 的個人であり、通常は、その地域で生活している者の実効線量分布の95%値を示す者を対象にす ることが望まれる。

3) 空間線量率測定時のトピックス

- (1) 自然現象による空間線量率の変動
 - 降雨時における空間線量率の上昇

Fig. 5-14 は、茨城県東海村の日本原子力研究開発機構の事業所周辺監視区域境界付近に 設置された MP により、降雨時における空間線量率の上昇の例を、通過率とともに示したも のである。



Fig. 5-14 降雨時における空間線量率の上昇(その1)

また、Fig. 5-15 は、小川登らの降雨時における空間線量率の上昇の観測結果[179]であるが、降水量が多くても空間線量率の上昇が生じない場合もあることを示している。



Fig. 5-15 降雨時における空間線量率の上昇(その2)

(参考文献 [179]:小川登、降雨に伴う空間 y 線線量率上昇、Isotope News 2006 年 8 月号、p. 6-8)

② 積雪時の空間線量率の減少

Fig. 5-16 は、大久保英樹らによって青森県において観測された年間の空間線量率の変動を示している[178]。12月から3月までは積雪により大地からの自然放射線が遮へいされることにより、空間線量率が大きく減少している。



Fig. 5-16 積雪時の空間線量率の減少

(参考文献 [178]:大久保英樹 他,青森県原子力センター所報,第2号, P.3-16)

③ 静穏時の Rn、Tn 濃度上昇時の変動

土壌中に含まれる微量の U、Ra 等から発生した Rn-222 は、希ガスであることから気体と して地表大気に放出されている。日中は地表が太陽熱で温められ上昇気流や乱流が発生す る。風が吹けば直ちに拡散希釈される。しかし、晴れた風の無い朝方は、地表が放射冷却で 冷やされ地表に接する空気も冷やされる。このため地表の空気は上空より重くなり、地表付 近に滞留する。地中から放出された Rn-222 は、滞留する空気に留まり子孫核種である Bi-214、Pb-214 等のγ線放出核種濃度も上昇する。これにより空間線量率が上昇する。通常は 日が昇り地表が温められると地表付近の空気は速やかに拡散する、また海岸に近い地域で は海陸風が吹き始める。このことから、空間線量率も速やかに低下する。

筆者が経験したのは、福井県敦賀市の敦賀湾に面したモニタリングステーションでの空間線量率の上昇である。敦賀地区は花崗岩を含む土壌が多く、関東地方より空間線量率のバックグラウンドも高い。このため Rn-222 濃度も高い。

④ 季節変動

Fig. 5-16 は青森県における空間線量率の年間の変動を示したグラフである。空間線量率 がピークのように短時間で上昇しているのは、降雨や降雪時に空気中のRn、Rn-220子孫核 種が降雨雪とともに降下することによって発生している。

冬期に空間線量率がおわん型のカーブで大きく下がっているが積雪と共に大地からの放 射線が遮へいされることによって生じている。初期は増加、後半は春に向かって雪が解け始 めることにより、このようなおわん型の変動を示したと考えられる。

⑤ 宇宙線の変動影響(フォーブッシュ減少:Forbush decrease)

Fig. 5-17 は、茨城県東海村の日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所におけ る施設周辺のモニタリングポストにおいて 2003 年 10 月 29 日から 30 日に渡って観測され た空間線量率の低下現象である。特徴としては高線量率計の指示値の低下が低線量計の低 下より顕著であるということであった。これは高線量率計が電離箱式検出器であり高エネ ルギー領域の y 線も含めて計測しているのに対して、低線量率計は NaI (T1) シンチレーシ ョン検出器で 3MeV 以上のエネルギーの y 線を ULD にてカットしており高エネルギー成分が 測定されないことによって、高線量率計の指示値の低下が低線量計のそれより大きくなっ たと考えられた。

当初は理由が不明であったが、放射線医学総合研究所における航空機による宇宙線観測 でも確認されたフォーブッシュ減少であることが分かった[180]。フォーブッシュ減少とは、 太陽フレアやコロナ質量放出(CME)に伴って太陽風や地球磁気圏の磁場が強まり、一時的 に銀河宇宙線が撹乱されることにより銀河宇宙線起源の線量率が低下する現象とされてい る[181]。 環境モニタリングは、自然の思わぬ現象を見せてくれることもあり、測定結果を機械的に 処理するのではなく、好奇心を忘れずに真摯に見ることが大切である。



Fig. 5-17 2003 年 10 月 29 日頃に東海村で観測された宇宙線の変動による高線量率計指示値 (宇宙線成分)の減少(フォーブッシュ減少)

(2) 核医学用 RI による空間線量率の変動

核医学診断のために多くの総合病院にて短半減期放射性核種が用いられている。これらの核 医学用 RI を投与された患者が、モニタリングポスト等の近傍に接近すると空間線量率の上昇が 起こる。代表的な医療用 RI として Tc-99m、Ga-67 などが上げられる。Fig. 5-19、Fig. 5-20 は、 日本原子力研究開発機構の核燃料サイクル工学研究所敷地境界付近の MP で観測された一例であ る。いずれも通過率が大きく減少していることから、自然放射線のエネルギーに比べ低いエネル ギーであることで人工核種であることは即座に判断できる。Fig. 5-18 は敦賀地区の MP で測定さ れたケースで、当該 MP に多重波高分析器 (MCA) が装備されていなかったことから核種は特定さ れなかったが、通過率の低下により人工核種の影響であることは確認できた。これらのように、 空間線量率と通過率の両者をもちいて、注意警報のトリガーとして利用することは有益である。



Fig. 5-18 核医学診断等による RI 投与患者の影響例



Fig. 5-19 核医学診断等による RI 投与患者の影響例 (γ線スペクトル:Ga-67)

Fig. 5-19 は、MCA が装備されたモニタリングポスト(NaI (T1) シンチレーション検出器) において得られた γ 線スペクトルであり、Ga-67 の 93. 3keV と 300keV のピークが確認できる。 Fig. 5-20 は、Tc-99m による空間線量率上昇時の γ 線スペクトルであり、Tc-99m の 141keV の

ピークが確認できる。



Fig. 5-20 核医学診断等による RI 投与患者の影響例(γ 線スペクトル:Tc-99m)

(3) 非破壊検査時の上昇

非破壊検査には、X線照射装置を用いる場合と例えば Ir-192 のような放射性核種を用いる場 合がある。X線照射装置は使用する際に一時管理区域を設定すれば良く、電源を切れば運搬も容 易となるため最近の非破壊検査は、X線照射装置が使われる場合が多い。ただし放射線核種を用 いる非破壊検査は、X線よりγ線のエネルギーが高く透過力も大きい利点がある。Fig. 5-21 は、 日本原子力研究開発機構の核燃料サイクル工学研究所の MP で観測された非破壊検査時の空間線 量率上昇一例である。X線の照射時間は1回数分、繰り返し検査が行われた。照射方向の違いに より上昇のレベルは異なっていることが分かる。Fig. 5-22 は、通過率の変化を示す。X線は、通 常の環境における自然放射線のエネルギーよりも低いことから、通過率は2%程度まで低下し た。通過率に関しては、5.1.1 を参照されたい。この通過率により放射線のエネルギーが自然放 射線より高いか低いかを迅速に判断することができ、原因の推定に活用できる。



Fig. 5-21 X線照射装置を用いた非破壊検査の影響例(その1)



Fig. 5-22 X線照射装置を用いた非破壊検査の影響例(その2)

(4) 施設からの放出に伴う空間線量率の変動(再処理施設平常運転時希ガス放出)

再処理施設では、使用済み核燃料集合体(燃料ピン)を数cmの長さにせん断し、硝酸溶液で使 用済み燃料を溶かしだす(溶解)。この時に燃料ピン中に閉じ込められていたガス状の放射性核 種が排気系へ放出される。スクラバーやフィルタにより放射性核種の大部分は取り除かれるが、 クリプトンなどの希ガスは化学的に安定で環境中に放出しても地表に沈着したり、生物に移行 したりせず、大気中に拡散希釈されていく。このことから、そのまま排気筒から放出することが 認められている。せん断や溶解時には、短半減期核種の大部分が減衰して無くなっているが、放 射性希ガスのクリプトン-85(Kr-85)は半減期が10.776年と長いことから、冷却期間の長い使 用済核燃料の処理時にも排気筒から放出される。放出されると、そのプルームが通過する際に空間線量率を一時的に上昇させる。Fig. 5-23、Fig. 5-24 は、日本原子力研究開発機構の核燃料サイクル工学研究所敷地境界付近の MP で観測された一例を示す。空間線量率の上昇は降雨時の自然放射線による上昇に比べても小さく、全く問題とならない上昇であるが、高感度のγ線検出器を用いた MP では観測される。言い換えれば、監視の有効性が確認できているということである。



Fig. 5-23 東海再処理施設(TRP)の使用済燃料、せん断、 溶解時の Kr-85 放出に係る風下、MPの指示値上昇例(その1)



Fig. 5-24 東海再処理施設(TRP)の使用済燃料、せん断、溶解時のKr-85 放出に係る風下、MPの指示値上昇例(その2)

また、Fig. 5-25 は、青森県六ヶ所村の日本原燃六ヶ所再処理施設(RRP)におけるアクティブ 試験時に放出された Kr-85 に伴う風下、MP の指示値上昇例を示す。降雨時の空間線量率の上昇 に比べ小さいが、バックグラウンド空間線量率とは区別できる。注意して測定結果を見ることが 重要である。



Fig. 5-25 六ヶ所再処理施設(RRP)におけるアクティブ試験時の

Kr-85 放出に伴う風下、MPの指示値上昇例

(参考文献 [182]: 青森県,原子力施設環境放射線調査報告書(平成 20 年度報), [付 3], 再処理工場の アクティブ試験に伴う環境への影響について(平成 20 年度第 2 四半期))

(5) 雷雲発生時の放射線

日本海側の冬季の雷は、大陸から吹いてくる冷たい北西風が、温かい日本海の対馬海流から供 給される水蒸気により低空で雷雲を発達させることにともない発生する。この雷雲は雪起こし の雷と呼ばれる。太平洋側の夏に雷を発生させる積乱雲と異なり、雷が発生する高さが低空であ る。このため雷が雲の中を横に走るように見えることが多い。低空できわめて激しく、かつ長時 間継続することから、電力設備に多くの被害をもたらしてきた。Fig. 5-26 は、筆者が経験した 敦賀半島先端の高速増殖原型炉もんじゅ周辺で観測された雷による空間線量率の上昇現象であ る。発生当初は電気的ノイズや鉄塔への落雷により発生する放射線(X線)の影響と考えられた が、鳥居らが行った詳しい解析の結果、落雷の一瞬前に上昇が始まっていること、もんじゅ建物 内の各階に設置されていた熱ルミネッセンス線量計(TLD)の測定値の三次元解析の結果、上 空の空間から放射状にX線が照射されたことなどが解明された[183]。雷に伴い大気中でX線が 発生することは無いと考えられていたこれまでの定説を覆す現象であった。



Fig. 5-26 雷発生時の MP 空間線量率上昇例(もんじゅ)

(参考文献 [183]: Tatsuo Torii, Minoru Takeishi, and Teruo Hosono, Observation of gamma-ray dose increase associated with winter thunderstorm and lightning activity, JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH, VOL. 107, NO. D17, 4324, doi:10.1029/2001JD000938, 2002 及び、参考文献 [184]:鳥居建男;雷雲中における放射線発生メカニズムに関する研究,大阪大学学位 論文(2003))

(6) 電気的ノイズ(雷、無線電波等)の影響

Fig. 5-27 は、敷地境界の外側のフェンス沿いを運行した車両が無線を用いた時に、MP の指示 値が上昇したと思われる例である。先ず、MP-14 が上昇、運行に伴い MP-12 が上昇した。高周波 であったことから信号ラインにノイズが誘導されたことが分かった。

この対策としては、検出器の電源や信号ラインにノイズカットのためのフェライトコアが設置された[185]。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-27 車載無線通信電波によるモニタリングポストへのノイズ影響例

(参考文献 [185]: 細谷梨沙、佐藤尚光、清水武彦、小林秀雄、モニタリングポスト用電離箱検出器におけるノイズ発生と対策,サイクル機構技報 No. 25, 25-32 (2004. 12))

(7) 大気圏内核実験フォールアウトによる空間線量率の変動

遠方(国外)における大気圏内核実験の影響は、実験場から放射性雲が観測地点に流れてくる まで時間的に遅れが生じる。Fig. 5-28 は、1976 年 9 月 26 日に中国で行われたとされた大気圏 内核実験の影響の例である。核実験日から 2 日後に東海村の空間線量率が上昇した。ただし、そ の原因の一つは降雨による湿性沈着の影響が大きいと考えられている。9 月 28 日の空間線量率 の上昇は降雨時に生じていた。その後の数週間は空間線量率のベースラインも上昇しており、放 射性核種が地表に沈着したことが示唆された。



Fig. 5-28 大気圏内核実験フォールアウト時に東海村で観測された空間線量率の上昇例

(参考文献「186]:北原義久,岸本洋一郎,大和愛司,成田脩,黒須五郎,野村保,藤岡章,須 藤雅之,篠原邦彦,郷田正,片桐裕実,宮河直人,木村均,竹松光春,並木篤,小山田常夫,宮 永尚武, 倉林美積, 再処理施設周辺環境放射線監視年報 1978 年(1月~12月) 3.1976 年測定結 果, PNC TN844 79-08(1979))

(8) ICO 臨界事故時

1999 年 9 月 30 日 10 時 35 分頃、茨城県東海村にある核燃料加工会社(株)ジェー・シー・ オー(以下、「JC0」という。)において臨界事故が発生した。通常の軽水炉燃料以上の濃縮度の 硝酸ウラニル溶液を混合、目的の濃度、濃縮度に調整する作業(転換作業)を行っていたが、許 可条件と異なる大きな槽に手作業でウラン溶液を投入し、混合、均一化を行っていた。この結 果、臨界防止の形状制限を超えた量の濃縮ウランが槽に入れられ臨界が発生した。

当初γ線がスパイク上に上昇し、その後低下したことから、臨界は瞬間的に発生したものの、 すぐに終息したと思われた。しかし、旧核燃料サイクル開発機構(現日本原子力研究開発機構) の放射線管理部門の担当者の測定において、「アルファ線の計数が、空気中も含めどの位置でも ほとんど均一に分布していることがわかった。これは、M チームリーダーから、これまでの機構 のプルトニウム燃料施設での経験では、空気中の汚染ではランダムな計数を示すことから空気 中の汚染とは考えにくく、かつアルファ線の測定器が中性子線にも感度があることが分かって いるとの報告があり、このアルファ線の計数状態から臨界状態が継続し中性子線が放出されて いる可能性の方が高いと判断した。」と記載されており、臨界が継続していることが分かった

[187]。臨界中の中性子線量率と y 線線量率の割合は、遮へいの有無によって異なったが、概ね 10 対 1 と評価された[187]。

Fig. 5-29 は東海村(舟石川、長砂)及びひたちなか市高野に設置しているモニタリングステ ーションで観測された空間線量率の上昇である。これらの空間線量率は希ガス(Xe等)、ヨウ素 の放出に起因し、風向風速に依存し上昇した。また、原子力安全委員会の報告書では、環境モニ タリングの結果は以下のとおりであったと報告されている。「JCO がサイクル機構の協力のもと 敷地境界付近で9月30日午前11時36分から臨界終息まで測定した空間放射線量率は、ガンマ 線については最大0.84ミリシーベルト/時(mSv/h)であった。また、中性子線については、同 日午後4時半以降測定され、最大4.5mSv/hであった。」、東海地区全般の状況については、「茨 城県及び原子力事業者が設置している固定観測局のうち、茨城県舟石川局で最大で3.1マイク ログレイ/時(μ Gy/h)(2分値)が測定された。固定観測局以外では、9月30日、移動測定車 等により敷地周辺及び施設から約4kmまでの範囲で空間放射線量率(ガンマ線)の測定が実施 された。その結果は0.03 μ Sv/h~0.44 μ Sv/hであった。臨界が終息した10月1日の午前6時 15分頃には、全ての固定観測局の空間放射線量率(ガンマ線)は平常のレベルに戻った。」と述 べられている[188]。

なお、NaI(T1)シンチレーション検出器を装備したモニタリング車が近傍の空間線量率を測定 したが、事業所に帰還しても指示値が BG レベルまで戻らない現象が見られた。しばらくすると BG に戻った。見かけの減衰半減期から、NaI(T1)シンチレーション検出器のヨウ素(I-127)が 中性子線で I-128(物理的半減期: 24.99分)に放射化したことが原因と考えられた。



Fig. 5-29 JCO 臨界事故時にモニタリングステーションにおいて観測された空間線量率上昇例
(参考文献 [189]: 篠原邦彦他, JCO 臨界事故に係る環境モニタリング結果(1999 年 9 月 30 日~11
月 2 日)、JNC TN8440 2001-004(2001))

(9) 東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率の変動

2011年3月11日(金)14:46 に東北太平洋沿岸においてマグニチュード9.0の巨大地震が 発生した。この地震により発生した15mを超える津波が、東電福島第一原子力発電所に押し寄 せた。津波により電源設備が水没し、商用電源及び非常用電源ともに全ての交流電源を失った。 運転中の1号機から3号機の原子炉は、炉心の冷却ができなくなり温度が上昇、ついに燃料破 損、燃料溶融を起こした。また、高温のジルカロイ等の金属と水との反応等により発生した水素 ガスが建物内に充満し水素爆発したことにより建屋が損傷、多量の放射性核種が環境に放出さ れた。ただし、5号機、6号機は6号機の非常用D/Gが電力を供給し、冷却が維持され冷温停止 に至ることができた[190]。

地震発生後、稼働中であった 1、2、3 号機は自動的に制御棒が挿入される緊急停止(スクラ ム)したことや炉心の圧力容器、格納容器の存在により、U や Pu などの燃料要素そのものの大 量放出は抑制されたと考えられる。U、Pu は内部被ばくへの影響が大きい核種であり、もし放出 量が放射性セシウムと同じレベルであったなら、内部被ばくへの懸念がもっと大きくなってい たはずである。さらに環境モニタリングの結果、Sr-90 も Cs-137 の千分の一程度と少ないこと が明らかになった。Pu-239 等はα線放出核種、Sr-90 はβ線核種でγ線を放出しないことから 環境モニタリング上も、防護対策上もより困難が生じたと思われる。これらの核種の放出量が少 なかったことは不幸中の幸いであった。これは反応度事故で燃料そのものが周辺環境に放出さ れたチェルノブイリ原子力発電所事故との大きな違いである。

Fig. 5-30 は、東電福島第一原子力発電所正門付近で観測された空間線量率の変動であるが、 最初の上昇は3月12日の未明に始まった[190]。ピーク状の一時的な上昇とその後のベースラ インとしての一定レベルの上昇がみられる。ピーク状の上昇は放出された放射性核種が放射性 雲(プルーム)としてMPの上空や周囲を通過したことを意味する。一方、一定レベルの継続し た空間線量率の上昇は、放射性核種が地表等に沈着したことを意味する。

3月12日の午後から3月14日の午後頃までは、このベースの空間線量率は概ね数µSv/h~10 µSv/hレベルで推移し、プルーム通過時のピーク状の空間線量率の上昇の前後でも大きく変わらないように見える。したがって、この時点のプルームは沈着し難い放射性希ガスや放射性ヨウ素、放射性テルルなどが多かったのではないかと推測される。また、粒子状の放射性核種がプルームに含まれていたとしても降雨が無かったので、多量に沈着せずに通過した可能性がある。これに対して3月14日の深夜からの空間線量率の上昇は、ピーク後にベースライン空間線量率の大きな上昇が観測されている。3月15日だけで10倍から100倍のベースラインの空間線量率の上昇がみられる。またピーク後の減少速度も遅くなりテーリングが大きくなっているように見える。この原因としては、核種組成が放射性Csや放射性Iなど沈着しやすい放射性核種が多量に放出され始めたこと、及び降雨や降雪により湿性沈着が発生し多量の放射性核種が地表に沈



着したと考えられる。実際、3月15日には降雨が観測されている[191]。



(参考文献 [190]:東京電力株式会社、福島原子力事故調査報告書(中間報告書)(平成23年 12月2日)、参考文献[191]:東京電力株式会社,福島原子力事故調査報告書(平成24年6月 20日),269(2012),東京電力,https://www.tepco.co.jp/cc/press/2012/1205628_1834.html, https://www.tepco.co.jp/cc/press/betu12_j/images/120620j0303.pdf(2020年11月5日に利 用))

Fig. 5-31 は、東電福島第一原子力発電所から南に約 116km 離れた東海村に所在する日本原子 力研究開発機構で観測された空間線量率の上昇である[192]。3月15日の午前0時頃に上昇が観 測されている。3月15日の午後12時頃にはピーク状の上昇は終わったものの沈着した放射性核 種によるグラウンドシャイン放射線により、3月13日、3月14日の空間線量率に比べ数百倍に 上昇した。その後、3月16日の未明に再度ピーク状の上昇が観測されたが、ピーク後の3月17 日の空間線量率は3月15日午後12時以後の値に戻っているように見える。これに対して3月 21日のピーク状の上昇後の空間線量率は、上昇前に比べ大きく上昇し、大量の放射性核種が地 表に沈着したことがうかがえる。この原因の一つとして、降雨が観測されていることから降雨に よる湿性沈着によって粒子状の放射性核種が地表に多量に沈着し、グラウンドシャイン放射線 による空間線量率の上昇が生じたと推察される。

以上のように、MP のような固定局における空間線量率の上昇は、大きく分けるとプルーム通 過中の短時間の上昇と地表沈着時のグラウンドシャイン放射線によるベースライン空間線量率 の上昇である。なお、地表沈着放射性核種からの空間線量率の評価で注意しなければならないこ とは、検出器の断熱カバーや局舎屋根の汚染の取り扱いである。周囲の手持ち測定の値に比べ MPの値が異常に大きい場合は過大評価になり、また少ない場合は過小評価になる可能性がある。 検出器断熱カバーの表面を除染しやすい材質にしたり、あらかじめビニール袋で養生すること も一考かもしれない。



Fig. 5-31 東電福島第一原子力発電所事故時に東海村で観測された空間線量率の上昇 (参考文献 [192]: 古田定昭他、福島第一原子力発電所事故に係る特別環境放射線モニタリング結果– 中間報告(空間線量率、空気中放射性核種濃度、降下じん中放射性核種濃度), JAEA-Review 2011-035 (2011 年 8 月 10 日))

5.1.2 サーベイメータを用いた地上 1m 高さの空間線量率の手持ち測定

東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率の測定においては、日々の測定値が同じ地点 を測定しても大きな違いが生じた。このため空間線量率の分布図や個人の被ばく線量率の評価 のため 1m 高さの測定がより重要となった。

ここでは、日立製作所(旧アロカ)製の NaI(T1)シンチレーション検出 TCS-172B を用いた 測定方法を、下記に紹介する。

- (1) 測定場所:周囲に樹木、建物、側溝等の無い開けた平地、できれば舗装道路脇などは道路上と 道路外の線量率変動が激しい可能性があるので避けることが望ましい。
- (2) 先ず、測定器の時定数を3秒に設定し、測定点周辺を緩やかに移動しながら空間線量率が局所 的に大きく変動しないかサーベイし、測定地点周辺に測定に影響を与えるような特異点(ホッ

トスポットやコールドスポット)が無いことを確認する。

- (3) 継続して測定する場合は、測定地点にマーカーで目印をつけておくと良い。
- (4) 測定方法: Fig. 5-32 に示すように、ポール等を用いて 1m 高さに検出器プローブを水平に保つ [193]。検出器の方向はあらかじめ定めた基準方向とする。この際、腕を伸ばし、検出器をで きるだけ身体から離す(測定者の身体による遮へい効果の低減)。なお、左の写真は、筆者ら が帰還困難区域内でガイドラインに基づいて測定している様子を示す。この場合、記録者が測 定者から離れた位置で記録することが、人体による遮へいの影響を軽減するために有効である。
- (5)検出器に時定数を10秒に設定する。約30秒程度、基準方向で保持し、指示値が安定したら読み取る。
- (6) 次に、基準方向から全周 360 度を 4~6 等分(通常は 5 等分)した方向に検出器プローブを向け、10 秒間保持した後指示値が安定したら読み取る。
- (7) 同様に各方位の測定を繰り返す。
- (8) 測定値は、平均値及び標本標準偏差(σ_{n-1}) を求め、報告値とする。



測定ポイントマーカー

Fig. 5-32 東電福島第一原子力発電所事故時環境モニタリングにおける地上 1m 高さの空間線量率測定法 (参考文献 [193]:環境省,第五部放射能濃度等測定方法ガイドライン,(平成 25 年 3 月 第 2 版)) 5.1.3 バックパックモニタ等を用いた空間線量率の歩行サーベイ

Fig. 5-33 に示すように、KURAMA-II システムとバッテリーを測定者が背負い、歩きながら 3 秒毎に測定した空間線量率データと GPS による位置情報を、携帯電話回線を通してデータ収集 用サーバーに 30 秒毎に転送される。測定者が KURAMA-II システムを背負うことにより、空間線 量率の測定高さは概ね地上 1m 高さになる[194]。





KURAMA-II



Fig. 5-33 KURAMA-II を用いた空間線量率の歩行サーベイ

(参考文献 [195]: 津田 修一, 吉田 忠義, 中原 由紀夫, 佐藤 哲朗, 関 暁之, 松田 規宏, 安藤 真樹, 武 宮 博, 谷垣 実, 高宮 幸一, 佐藤 信浩, 奥村 良, 小林 康浩, 吉永 尚生, 吉野 泰史, 内堀 幸夫, 石川 剛弘, 岩岡 和輝, 斎藤 公明, 走行サーベイシステム KURAMA-II を用いた測定の基盤整備と実測への適用, JAEA-Technology 2013-037(2013))

5.1.4 車両を用いた空間線量率の走行及び定点サーベイ

車両に放射線検出器を積載して走りながら、または停車して空間線量率を測定する方法は、車両サーベイ (Vehicle survey、Car_born)と呼ばれている。可搬型の放射線測定器を 市販の乗用車に積載する場合と Fig. 5-34 のようにモニタリング車 (「モニタリングカー」ともいう)と呼ば

れる専用の車両に設置する場合がある。

走行サーベイ用の可搬型の代表的な測定システムは、東電福島第一原子力発電所事故時に京 都大学において開発された KURAMA システムが知られている[196]。可搬型による走行サーベイ は、専用の車両を必要としないため、車両が汚染や故障した場合でも別の車両に積み替えて測定 を継続できる利点がある。車両を変えた場合は車外の空間線量率への換算定数を、その都度求め ておくことが必要となる。

Fig. 5-34 に示すモニタリング車は、悪路走行を想定してオフロードの四輪駆動車に低線量検 出器及び高線量検出器を装備し、自然放射線レベルから OIL1(500 µ Sv/h)を超える大線量 (10mSv/h)が測定できるようにしたものである。この他、大気中ダスト濃度、放射性ヨウ素濃 度の測定装置等を装備し、空間線量率等の測定結果は GPS による位置情報に基づき、地図上に プロットされるとともに、携帯電話回線を用いた伝送システムを用いて、リアルタイムで基地局 に送られる。



Fig. 5-34 JAEA モニタリング車を用いた空間線量率の測定

(参考文献 [197]: Minoru Takeishi, et al., Using two detectors concurrently to monitor ambient dose equivalent rates in vehicle surveys of radiocesium contaminated land, Journal of Environmental Radioactivity 177 (2017) 1-12)

5.1.5 有人、無人航空機を用いた空間線量率の広域測定

航空機に搭載した放射線測定器を用いて、上空から地上の空間線量率を測定する方法は、航空 機サーベイ(航空機モニタリング、Air_born など)と呼ばれている。航空機は森林など地上 では近づけない場所においても上空から測定できるため、正確な放射線量率の分布を得るこ とができる。迅速性もあり緊急時モニタリングにおいては必要な方法である。航空機モニタリ ングでは、回転翼(ヘリコプター)と固定翼(飛行機)があるが、詳細な分布を求めるためには 一定の高度で維持(ホバリング)できるヘリコプターが向いている。

ただし、避難や屋内退避等の防護対策指標のOILと比較するためには、地上1m高さの空間線 量率に換算しなければならない。東電福島第一原子力発電所事故時の航空機モニタリングにお いては、実際に空間線量率が上昇した場所を利用して、地上で1m高さの空間線量率の測定値 と、その地点で高度を変えて測定した測定値から高さ補正係数を求める方法が用いられた。ただ し、高度により航空機モニタリングにより測定する範囲(Field of view)が変化することか ら、地上1m高さの空間線量率の測定は1地点では無く、中心及び中心から離れる同心円上の各 方位の交点での面的測定値が用いられた。また、山岳地域、ビル群など平らでない地域の測定結 果の地表への換算、自然放射線の影響、宇宙線の影響の補正など、様々な課題があった。

Fig. 5-35は、航空機モニタリングに用いられた有人へリコプターと測定結果に基づいて描か れた空間線量率マップを示す。東電福島第一原子力発電所事故時の航空機モニタリングでは、初 期のプルーム放出中の測定後、機体の汚染により空間線量率の指示値に影響したことや、ヘリコ プターの燃料タンクが底部にあって燃料の増減により検出器の遮へいが変化した例が見られた。

なお、有人飛行機の場合は、航空法により地上 300m より低い高度が飛行できない。また、原 子力発電所近くも飛行できない。

原子力発電所近傍の空間線量率分布や放射性セシウムの濃度分布を測定するために、Fig. 5-36 に示す無人へリコプターによる航空機モニタリング技術が開発された[198]。これにより高度80m 程度での空間線量率及び放射性セシウムの分布状況が容易にモニタリングできるようになった。

以上のように、航空機モニタリング技術は、東電福島第一原子力発電所事故前では気付かな かった、あるいはそれほど重要性を認識していなかった様々な技術開発が必要となった。例え ば、測定技術、解析技術、評価技術のほぼ全てが新しく、また実践的になった。これらを日々の 航空機モニタリングを実施しながら開発してきたのは賞賛に値する。



Fig. 5-35 有人ヘリコプターを用いた航空機モニタリング

(参考文献 [198]: 鳥居 建男, 眞田 幸尚, 杉田 武志, 近藤 敦哉, 志風 義明, 高橋 昌樹, 石田 睦司, 西澤 幸康, ト部 嘉, 広域環境モニタリングのための航空機を用いた放射性物質拡散状況調査, JAEA-Technology 2012-036(2012))




Fig. 5-36 無人ヘリコプターを用いた詳細航空機モニタリング

(参考文献 [199]: Yukihisa Sanada, Tatsuo Torii, Aerial radiation monitoring around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant using an unmanned helicopter, Journal of Environmental Radioactivity, 139, 294-299 (2015)

参考文献 [200]:眞田 幸尚,宗像 雅広,森 愛理,石崎 梓,嶋田 和真,廣内 淳,西澤 幸康,卜部 嘉, 中西 千佳,山田 勉,石田 睦司,佐藤 義治,佐々木 美雪,平山 弘克,高村 善英,西原 克哉,伊村 光 生,宮本 賢治,岩井 毅行,松永 祐樹,豊田 政幸,飛田 晋一郎,工藤 保,中山 真一,平成 27 年度原 子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Research 2016-016,

DOI:10.11484/jaea-research-2016-016)

5.1.6 積算線量測定

積算線量測定では、1 か月、3 か月間の合計の線量を得ることができる。放射能測定法シリー ズ No. 18 熱ルミネッセンス線量計を用いた環境γ線量測定法(平成2年)[201]、同じく、放射 能測定法シリーズ No. 27、蛍光ガラス線量計を用いた環境γ線量測定法(平成14年)[202]、が 測定法として、また、測定機器(読み取り装置)の規格としては、JIS Z4320 熱ルミネッセンス 線量計測装置[203]、JIS Z4314 蛍光ガラス線量計測装置[204]、JIS Z4339 光刺激ルミネセンス 線量計測装置などが参考となる[205]。

通常、これらの線量計は、電子式線量計等に比べ安価で電力も不要であり、かつ線量率の測定 範囲(ダイナミックレンジ)が広い。また、雷などの電気的なノイズの影響を受けないことから、 多数の素子を配備することができる利点を有する。しかし、現場での読み取りができないことや 自然放射線量をバックグラウンドとして差し引くことから積算期間により検出下限値が変わる。 例えば、環境用に使用されてきた硫酸カルシュウム(CaSO4(Tm))素子を用いたUD-200Sの場合 は、1か月積算測定では、おおむね 0.2mGy/1か月、3か月間積算で 0.05 mGy/3か月程度である。 長期的な広範囲の空間分布を調査するには向いているので、1か月~3か月等の積算線量を測定 用に用いられてきた。安価で多量に配置できメンテナンスも不要なことから、主に平常時モニタ リングに用いられてきた。しかし、回収、測定時にプレドーズを除くための低温加熱や、RPLDの 場合は蛍光中心の生成のためのプレ加熱などが必要であり迅速性も劣ることから、測定結果の スピードを要求される緊急時には使いづらい。あらかじめ広範囲に配置して 1 か月以上の全期 間の積算線量の空間分布を得るなど事後評価のために用いるのが有効であると思われる。

検出素子としては、CaSO₄(Tm)素子を用いた UD-200S や蛍光ガラスルミネッセンス線量計 (RPLD)、光刺激ルミネッセンス OSL が環境用に用いられてきた。なお、蛍光ガラスルミネッセ ンス線量計(RPLD)は、TLDよりも低線量である 20 µ Gy から 10Gy の大線量まで測定できる。た だし、測定前に熱処理を行うなど回収、測定に手間を要するので、緊急時には一定の期間の積算 線量の定量評価に用いると良い。

これらの測定は、素子の周囲を原子番号の異なる遮へい材で覆うなどによりエネルギー特性 を改善している。ただし UD-200S の場合は測定時に素子毎の感度のバラツキの大きいものがあ り、Fig. 5-37 に示すように両端に素子が 2 つあることから最低でも 3 本、6 素子を一か所の測 定に用いる。なお、各素子の測定結果の変動を統計的に判定して極端に外れている異常値を除く 必要がある。この方法には、χ二乗検定、Grubs 検定などを用いる手法が考案されてきた。

このため最近では環境用の電子線量計を利用する傾向にある。電子線量計は、当初個人線量計 として開発されたが電池寿命の長期化により環境用が開発された。電子線量計は、積算線量の他 に線量率の経時変化(トレンド)が得られ、変動の原因調査が容易である。

ただし、個人線量計として市販されている電子線量計と環境用の電子線量計は、校正方法が異 なることから、個人線量測定用の電子線量計を環境用に転用することはできない。やむを得ず転 用する場合は、測定値を環境用の周辺線量当量へ換算する必要がある。

電子線量計は、直読できるので緊急時には利点を有するが、雷ノイズ、近傍での無線などの電磁波などの影響を受けるとともに、冬季気温が低下すると電池寿命が短くなる傾向がある。以前に比べれば下がってきたものの TLD 等に比べると高価である。また、指向性(方向特性)がある場合があり設置の向きに注意が必要である。

施設寄与の弁別は、測定地点のバックグラウンドの変動との統計的有意差判定が必要になる ことから、過去の変動や隣接測定地点との比較が重要であるので、周辺監視区域境界付近等の線 源に近い場所においては複数地点での設置が望ましい。





Fig. 5-37 熱ルミネッセンス線量計(TLD)を用いた積算線量の測定

(参考文献 [201]: 文部科学省, 放射能測定法シリーズ 18, 熱ルミネッセンス線量計を用いた環境 γ線線量測定法(平成 2 年改訂))

5.1.7 大気中放射性物質濃度測定

大気中放射性核種濃度測定法としては、

- (1)対象物質の物理化学的性状により、概ね、①粒子状放射性核種、②放射性ヨウ素、放射性テルル(Te)等の揮発性放射性核種、③気体状放射性核種に分類される。
- (2)また、測定対象の放射線の種類としては、①全α放射能、②全β放射能、③全γ放射能、④ γ線スペクトロメトリによる核種分析(例、I-131)及び、これらの組み合わせがある。全α 放射能、全β放射能は核種の特定はできないが、α線、β線を放出する核種を包括的に測定で き、また検出器が簡便であり全体としての大気中放射性核種濃度の指標として有効な方法で ある。
- (3) 大気の採取・測定方法としては種々の組み合わせが用いられている。①捕集材に連続通気 捕集+捕集材回収後測定(吸引後の捕集材を回収後、測定室に運搬、測定する方法)、②連続 通気捕集しながら検出器で同時に測定する方法、③設定された時間通気後、捕集材を自動的に 交換後、現場にて自動測定する方法(一定時間吸引後、ターンテーブル等により捕集材を自動 交換し、現場にて自動測定する方法)、④粒子状物質とヨウ素等揮発性放射性核種、気体状放 射性核種を、分別捕集・測定する方法(ダスト、エアロゾル等の粒子状の浮遊物質をろ紙等で 捕集後、ヨウ素等の揮発性ガスを活性炭フィルタで捕集し、また、ルテニウム等をバブラー等 で捕集、その後、不活性の希ガス等を通気型ガスモニタなどで、系列的に連続測定する方法 (組み合わせは目的により変える。)などが挙げられる。

主な大気中放射性核種濃度測定法を Table 5-1 に示す。

対象核種	測定対象(検出器)	採取・測定法 解析手法 f		備考
【粒子状物質】	①【全β放射能濃度】 ①連続捕集・		•「JIS Z	
²² Na, ²⁴ Na, ⁵⁷ Co, ⁶⁰ Co	・GM 検出器	4601:2009 放		
, ⁵¹ Cr, ⁵⁴ Mn, ⁸⁹ Sr,	・プラスチックシンチレーシ	測定	射性ダストサ	
⁹⁰ Sr, ⁹⁹ Tc, ⁹⁵ Zr,	ョン検出器	②連続捕集中	ンプラ」	
⁹⁵ Nb, ¹⁰³ Ru, ¹⁰³ Rh,	・ホスウィッチ検出器	測定	•「JIS Z	
¹⁰⁶ Ru, ¹⁰⁶ Rh, ¹⁴⁰ Ba,	・シリコン半導体検出器		4316:2013 放	
¹⁴⁰ La, ¹²⁵ Sb, ¹³⁴ Cs,	②【全α放射能濃度】		射性ダストモ	
¹⁴¹ Ce, ^{110m} Ag, ¹⁵⁴ Eu,	・ZnS(Ag)シンチレーション ニタ」			
¹⁵⁵ Eu, ²³⁵ U, ²³⁴ U, ²³⁸ U,	⁸ U, 検出器 ・「文科省:大			
²³⁸ Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu,	・ZnS(Ag)+プラスチックシン 気中放射性物			
²⁴¹ Am, ²³⁷ Np, ²⁴⁴ Cm	チレーション検出器(ホス		質のモニタリ	
	ウィッチ検出器)		ングに関する	
	・シリコン半導体検出器		技術参考資料	
	③【全γ放射能濃度】		(H15)」	
	・NaI(T1)シンチレーショ			
	ン検出			
	・スペクトロメータ(Ge 半			
	導体検出器,LaBr ³ ,CsI:Ce,			
	SrI ₂ :Eu)			
	④γ線スペクトロメトリによ			
	る特定核種(例、I-131)及			
	び多核種同時測定			

Table 5-1 大気中放射性核種濃度測定法(1/2)

対象核種	測定対象(検出器)	採取·測定法	解析手法	備考
気体(ガス)状物	【検出器】	①連続捕集・	「JIS Z	
質	・液体シンチレーション検出	捕集材回収後	4317:2008 放射	
Kr, Xe, Ar,	器	測定(コール	性希ガスモニ	
3 H (HT, HTO, C_{n} HT _m),	・通気型 GM 計数管	ドトラップ、	タ」	
¹⁴ C (CO _{2,} ¹⁴ CC _n H _m) 他	· 通気型電離箱式	モレキュラー	・「文科省 : 大	
	・通気型測定容器+プラスチ	シーブスカラ	気中放射性核	
	ックシンチレーション検出	ム、液体バブ	種のモニタリ	
	器	ラー等)	ングに関する	
	・通気型測定容器+GM 検出	②連続検出器	技術参考資	
	器、NaI(T1)シンチレー	内通気測定	料、文科省	
	ション検出		(H15)」	
揮発性放射性核種	【検出器】	①連続捕集・	「JIS Z	
¹²⁹ I, ¹³¹ I, ¹³² I,	・活性炭フィルタ+NaI(Tl)シ	回収測定	4336:2010 放射	
¹³³ I, ¹³² Te, ¹⁰⁶ RuO ₄ 他	ンチレーション検出器	②連続捕集中	性ヨウ素サンプ	
	・シリカゲル捕集材	測定	ラ」	
		③連続捕集・	・「文科省 : 大	
		バッチ自動測	気中放射性物	
		定	質のモニタリ	
		④連続通気測	ングに関する	
		定	技術参考資料	
			(H15)」	

Table 5-1 大気中放射性核種濃度測定法(2/2)

1) 大気サンプラおよび大気モニタ

(1) 大気サンプラ

大気中の放射性核種を採取捕集するための装置は、粒子状物質(ダスト等の固体、液体のエア ロゾル等)を対象とするものを「ダストサンプラ」と呼んでいる。また、揮発性ヨウ素を対象と したものを「ヨウ素サンプラ」と呼んでいる。「ヨウ素サンプラ」は、通常は活性炭等ヨウ素捕 集材の前段に粒子状物質を除くためのダストフィルタが設置されている。ヨウ素とともに粒子 状放射性核種濃度も採取できるサンプラも多く「ダスト・ヨウ素サンプラ」とも呼ばれている。 なお、これらのサンプラを総称して「大気サンプラ」と呼ぶこととする。 これらのサンプラは、捕集部(サンプリングヘッド)、吸引ポンプ、流量率計、積算流量 計、電源部などから構成されている。固定式のサンプラのほか、可搬式のものも市販されてい る。ただし、可搬型の大気サンプラの多くが降雨に対する防水機能が十分でないものがあり、降 雨時も含めて野外に長期間設置する場合は、防水養生をするか、接続部やろ紙ホルダー、電気回 路等に雨が侵入しないような防水構造を有する大気サンプラを用いる。

大気サンプラの設置は、周囲に建物や林などが無い開けた場所が良く、また、できれば芝等の 植栽がなされ、土の跳ね上がりの影響を受けにくいことが望ましい。吸引口は、原則的には人の 呼吸を想定した 1m 高さとし、雨等が侵入しないように先端部を下向きにするか、雨よけを設け る。ただし冬季積雪する地域においては、雪に埋まらないように冬季は吸引口の高さを高くでき るよう可変型とすると良い。

一般的な据え置き式大気サンプラは、モニタリングポストの局舎内にフィルターホルダーや ポンプを設置し、ホース、配管などによって屋外から捕集部までは配管等により大気を導入する 方法が用いられている。しかしその場合は、吸引口の先端は建屋による風のかく乱の影響を受け にくいように建屋から突出させるとともに、雨などの侵入を防止するため U 字型にして開口部 を下向きに設置することが望ましい。また、配管やホースは、内壁にダスト等が沈着しにくい滑 らかな材質にするとともに、その長さを可能な限り短く、かつ R(曲率半径)を十分にとって屈 曲させない構造とする。また、夏季や梅雨時に、サンプラを設置した局舎内が空調により冷却さ れていると室内外の温度差が大きくなり、吸引した外気が冷やされることによって、配管・ホー ス内に水分が露結することがある。室内外の温度差が大きい場合は、ホース、配管に断熱材等を 巻くことが望ましい。また、ヨウ素捕集用の活性炭フィルタは、降雨、降雪など湿度が高いと捕 集効率が低下するおそれがある。これを防止するため、活性炭フィルタを加温するためのヒータ ー付きのものも市販され、特に降雪地帯等で用いられている。日本原子力研究開発機構で用いら れている屋外に直接設置できる防水機能付きの大気サンプラ例を Fig. 5-38 に示す。なお、余談 であるが、この大気サンプラは、現在、日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所の大 気モニタリングに用いられているものであり、旧動力炉・核燃料開発事業団時代に、筆者の同 僚、先輩たちが標記、新興製作所製へ様々な要望を出して改良しながら製作されたサンプラであ る。

捕集材(フィルタ)としては、エアロゾルや浮遊粒子状放射性核種を対象とする場合は、セル ロース系フィルタ、ガラス繊維フィルタ、不織布フィルタ、メンブランフィルタ、テフロンフィ ルタなど、様々なタイプのフィルタがあり、それぞれメーカーより捕集効率や圧損が示されてい る。また、形状は、バッチサンプリングのための円形や方形のフィルタ、自動送りのための長尺 フィルタなどが用いられている。フィルタの大きさは、サンプラの開口部の面積や吸引流量率に もよるが、例えば 1 か月程度の長期間連続吸引する場合は、捕集物の増加にともなう圧損の増 大と流量率の低下を防ぐため、面積の広い大型ろ紙が用いられる。 また、短時間に多量の空気を採取できるようにするために、500L/分~1000L/分など流量率を 高くできるハイボリュームサンプラが用いられている。ハイボリュームサンプラの利点は、短時 間に多量の大気が通気でき検出下限値を下げることができる。このため、ハイボリュームサンプ ラは、一般的には緊急時用として可搬型に用いられる場合が多い。ただし、流量率が高いと面速 度(m/s)も高くなり、放射性ヨウ素の場合、活性炭フィルタを突き抜けてしまい捕集効率が低 下する。この現象を破過という。流量率を下げないと気体状ヨウ素の採取には使用できない。

放射性ヨウ素の採取用には、メタンなど有機物と結合したヨウ素の捕集効率を向上させるために TEDA (Tetra ethylene diamine Acetic acid) を 5%~10%添着した活性炭フィルタ (カートリッジフィルタ; CHC-50)、ACF (Activated carbon Filter)、活性炭含浸ろ紙 (CP) などが知られている。また、無機粒子状ヨウ素、有機ヨウ素、気体状ヨウ素など化学形別の弁別を目的に、異なる吸着材を多層に組み合わせたメイパックフィルタや放射性ルテニウム等、捕集液に気体をバブリングさせて目的の放射性核種を回収するインピンジャー (バブラー) など、様々な種類がある。

なお、活性炭カートリッジ(例えば CHC-50 など)をサンプラにセットする場合は吸引軸を縦 向き、または鉛直方向に配置する。横向きに配置すると活性炭カートリッジの上部に隙間が発生 するおそれがあり、抵抗の少ない隙間を空気が選択的に通ってしまう(チャネリングと呼ばれ る)現象が生じ、ヨウ素の捕集効率が低下する。

最近のバックグラウンドとしての大気中人工放射性核種は、主に過去の大気圏内核実験フォ ールアウト(いわゆる Global fallout)によるものであるが、その濃度は低下してきたものの 現在でも春先などに Cs-137 や Sr-90 が検出される。また、東電福島第一原子力発電所事故に環 境中に放出された Cs-137 等は、2019 年時点の福島県内で 0.01~0.1Bq/m³と安全上全く問題と ならないレベルではあるが測定可能なレベルである。

なお、新たなフィルタを購入する際は、念のため未使用のフィルタを長時間、例えば20万秒 測定し、Cs-137 等の人工放射性核種が微量含まれていないことや、含まれていたとしても測定 に影響しないことを確認しておくことが望ましい。

長期間の吸引により大気中のダスト粒子がろ紙に捕集されると、その量に応じて圧損が大き くなるとともに、大気圧に比べ配管内が減圧状態となるので流量計を温度、圧力に応じて補正す る必要が生じる。一般的には、5.2 式を用いて補正を行う。

なお積算流量に関しては質量流量計を用いる。

この補正式は、大気圧(0.1013MPa)を0とした時の圧力で示され、P0、P1は一般に負である。

$$f = \sqrt{\frac{0.1013 + P_1}{0.1013 + P_0}} \times \frac{273 + T_0}{273 + T_1}$$
[5.2]

(参考文献 [206]: 文部科学省,大気中放射性物質のモニタリングに関する技術参考資料、放射 能測定法シリーズ技術参考資料 No.1 (平成 15 年 7 月))



Fig. 5-38 ダスト・ヨウ素サンプラの例

(新興製作所製 PNC-800 型)

回収した捕集材は、回収直後にβ線サーベイメータで直接測定し、放出された放射性核種濃度 の一次スクリーニングとする。緊急時モニタリングの場合は I-131 の他、I-133、I-132 等、半 減期の短い核種が放出されることから、スクリーニングで有意と判定した試料は早めに Ge 半導 体検出器での核種分析を実施する。

また、平常時モニタリングにおいては、通常、大気中の自然放射性核種であるラドン(Rn-222) やトロン(R-220n 又は Tn)の子孫核種である Bi-210、Bi-212、Bi-214、Pb-210、Pb-212、Pb-214、 Ac-228、T1-208 等の減衰を約3日間待ってから全α及び全β放射能を測定する。なお、全α及 び全β放射能の算出は、5.3式による。

全α及び全β放射能の測定で有意値が検出された場合は、Ge 半導体検出器によるガンマ線ス ペクトル、またはSi 半導体検出器によるα線スペクトル測定を行い、核種を特定する。ただし、 平常時モニタリングにおいても施設に異常があった場合は、回収したろ紙を直ちにGe 半導体検 出器を用いて人工核種が検出されていないか確認測定をすることが重要である。

$$C = \frac{N}{F \times 10^{3} \times f \times t \times \eta_{e} \times \eta_{s} \times 10^{-4}}$$
[5.3]

ここで、	С	:	放射能濃度(Bq/cm ³)
	Ν	:	t時間内に上昇した計数率計の正味計数率(s ⁻¹)
	F	:	平均流量 (1/min)
	f	:	压力補正係数* ³
	t	:	捕集時間(min)
	$\eta_{\rm e}$:	計数効率(%)
	η_{s}	:	捕集効率(%)

なお、fは先に示した式 5.2 式による。

(参考文献[206]:文部科学省:大気中放射性物質のモニタリングに関する技術参考資料、放射能測 定法シリーズ技術参考資料 No.1(平成 15 年 7 月))

大気中のダスト(塵)を短時間に多量に吸引し、より低い検出下限値まで測定する場合は、 Fig. 5-39、Fig. 5-40 に示すような大容量のハイボリュームサンプラなども用いられる。なお、 Fig. 5-39 に示すハイボリュームエアサンプラは福島県内の大気ダスト濃度のモニタリングに用 いられている。外部電源が確保できない場所でのサンプリングにおいては可搬型の発電機を用 いている。排気ガスが影響しないようにできるだけ発電機をサンプラから離し、また、降雨や汚 染の対策として部分的な養生をしているが、吸気口、排気口をふさがないように注意する。ま た、過熱による燃焼防止の観点からできれば防炎シートなどの不燃材が望まれる。発電機による サンプリングの場合は、できれば監視できる場所で待機するか、定期的に見回りをし、予期せぬ 停止をしていないことなどを監視することが望ましい。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-39 ハイボリュームエアサンプラの例

((a)可搬発電機の部分養生,(b)柴田科学株式会社製 HV-RW ハイボリュームエアサンプラ,(c)長方形大型ろ紙の設置,(d)吸引開始)



Fig. 5-40 大容量エアサンプラの例 (SENYA 社 (フィンランド) 製 SNOW WHITE)

(2) 大気モニタ

原子力災害対策指針等では緊急時に用いるダストモニタ等を「大気モニタ」と呼んでいるが、 ここでは大気を吸引しながら同時に測定する機能を有する大気中放射性核種測定装置を大気モ ニタと総称することとする。

大気モニタには、捕集材(フィルタ)に通気しながら同時に測定も行う方式と、単一捕集材を ターンテーブル、ロール状の連続フィルタを用いて検出器を設置した測定位置に移動させて測 定する方式等が知られている。

大気を吸引しながら測定する方法は、フィルタ上に捕集される放射性核種の変動をリアルタ イムで測定しているので、急激な変動状況が迅速に把握できる利点を有する。ただし、自然環境 には、Rn、Tn の系列核種が存在していることから吸引開始とともに全 α 放射能、全 β 放射能が 上昇する。これらの核種は半減期が短いのでやがて吸引による上昇と減衰が平衡状態になり一 定の幅で推移する。もし、 β 線しか放出しない人工放射性核種が捕集されると、全 α 放射能は上 昇せず、全 β 放射能のみ上昇し異常を検知することができる。このため、通気しながらの測定方 式は、緊急時の上昇を早期に検知するための監視に用いることが望ましい。正確な大気中放射性 核種濃度を求めたい場合は、フィルタを回収し Ge 半導体検出器等を用いて核種を自然放射性 核種濃度を求めたい場合は、フィルタを回収し Ge 半導体検出器等を用いて核種を自然放射性

フィルタを移動させる方式の測定では、通気後に一定の時間経過後に測定することも可能で あり、半減期の短い自然放射性核種をある程度減衰させた後に測定することができることから 自然放射性核種の影響が軽減できる。また、この間も次の捕集材での通気を行うため、吸引でき ない期間を最小限に抑えることができ、全 α 放射能、全 β 放射能の定量性も高くなる。この移動 方式は、特に Pu 等の大気中の濃度限度の厳しい α 核種のモニタリングに有効である。ただ し、通気式測定方式とことなり、測定に時間差が生じるため、緊急時にはフィルタの移動時間を 短くする必要がある。

大気モニタとして用いられる検出器としては、全α放射能測定用として ZnS(Ag)シンチレーシ ョン検出器、全β放射能測定用としては GM 検出器、プラスチックシンチレーション検出器、全 α放射能と全β放射能を一つの検出器で測定するために、プラスチックシンチレーションの表 面に ZnS(Ag)シンチレータを重ね合わせた二層検出器(「ホスウィッチ型検出器」と呼ばれる) が用いられた。また、放射性ヨウ素やγ線核種を対象として NaI (T1)シンチレーション検出も 用いられ、特に I-131 の 364keV のエネルギー付近にウインドウを設定したヨウ素モニタ等が挙 げられる。また、シリコン半導体検出を用い通気したメンブランフィルタをターンテーブルで測 定器まで移動させ、α線スペクトルやβ線スペクトルを測定し、核種を弁別する測定器も開発さ れている[206][207]。

解析方法としては、α線とβ線の波高の違いに着目した波高弁別法、パルスの立ち上がり時間

の違いにより α 線と β 線を弁別する波形弁別法、スペクトル全体の形状をフィッティングしラ ドン・トロンなどの成分を弁別する方法等が開発されている。

Fig. 5-41は、大気中のPu-239などを主な対象とした試料交換型ダストモニタの例を示す[207]。 また、予期せぬ放射性核種の検知との観点から人工放射性核種の弁別の参考として全 $\beta/2\alpha$ 放 射能比をリアルタイムにて表示し、監視するモニタ等がある(Fig. 5-42) [208]。



空気中プルトニウム放射能濃度測定装置の主な仕様

主要部寸法	約80×80×150cm
重量	約350kg
検出器	イオン注入型シリコン検出器
素子面積	5,000mm ²
フィルター検出器距離	9.5mm
フィルタ径(有効径)	$90\mathrm{mm}\phi$ ($75\mathrm{mm}\phi$)
標準流量率	200 L/min
真空度	約0.2 k Pa

Fig. 5-41 空気中プルトニウム放射能濃度測定装置

(参考文献 [207]:木内伸幸,大石哲也,野口宏,吉田真,加藤正平,伊藤勝人:緊急時環境モニタリン グのための空気中プルトニウム放射能濃度測定装置の開発, RADIOISOTOPES, 51, 71-77 (2002))

Fig. 5-42、Fig. 5-43 は、環境省が主に日本海側を中心とした離島で行っている大気ダスト中の α 放射能、 β 放射能濃度等のモニタリングに関する website 上の公開画面、及び用いられている α 線/ β 線測定器の構成を示したものである。



Fig. 5-42 環境省環境放射線等モニタリングデータ公開システム

(参考文献 [208]:環境省,環境放射線等モニタリングデータ公開システム,環境省ホームページ, http://housyasen.taiki.go.jp/ (2020年11月16日に利用))



検出器②:2ステップ後検出器

Fig. 5-43 連続ろ紙式大気中全 β /全 α ダストモニタリングシステム

(参考文献 [209]:日本分析センター、平成 13 年度環境放射線等モニタリングデータ解析調査報告書
13A100(平成 14 年 3 月),環境省, http://housyasen.taiki.go.jp/open_reports.html (2020 年 11 月 5 日に利用))

大気モニタは予期せぬ大気中放射性核種濃度の異常を早期に検知するために設置されている。 定量的な評価は、捕集材を回収後、トレーサビリティが確保された測定器(Ge 半導体検出器、 低バックグラウンドα/β放射能測定装置等)で精密測定することが望ましい。

遠隔地で人力によるフィルタの回収や運搬が困難な場合は、大気を捕集材に通気した後、ター ンテーブルやサンプルチェンジャーのような試料交換装置を用い、通気後の捕集材を、ダストサ ンプラと連携した局舎内の放射線検出器(全α、全β、全γなど)を用い、Rn、Tn 子孫核種の 減衰を待ってから測定する機能を備えた大気モニタも使用されている。

放射性希ガスのようなガス状放射性核種に関しては、基本的にはダスト・エアロゾル状の物質 を除いたガスを遮へい付き容器に通気しながら GM 計数管、またはプラスチックシンチレーショ ン検出器、NaI (T1) シンチレーション検出等を用いて測定する方法や、あるいはガス通気型電 離箱に直接導入し連続測定する方法が知られている。

大気中放射性ヨウ素の捕集材として用いられている活性炭カートリッジフィルタ(CHC-50 など)は、吸引口が水平になる向きに配置する。先にも述べたが、横向きに配置すると上部に隙間ができ、吸引した空気が活性炭を通らずに上部の隙間を通過(チャネリングと呼ばれる)し捕集 効率が低下するおそれが生じる。

大気モニタの場合も大気サンプラと同様に、外気を採取ノズル、配管、またはホース等で吸引 し屋内に設置した捕集材に吸引しながら検出器を吸引面に近づけて測定する場合が殆どである。 屋外から配管やホースを用いて室内の捕集部大気を吸引する場合は、配管やホースの内壁にダ スト、エアロゾルが付着することが予想されるので、表面が滑らかで付着し難い材質を用いると ともに可能な限り短くし、ホースの曲がり(R)を少なくすることが必要である。また、外気と 室内温度に差がある場合は、特に夏は室内を冷房しすぎると、配管、サンプリングホースが冷 え、吸引した空気中の水分が露結し凝縮水が配管内にたまり機器の故障の原因となる。この場合 は、配管に断熱材を巻く等が必要である[210][211]。

2) 放射性気体(ガス)状放射性核種

放射性ガスとしては、アルゴン(Ar-41)、Xe(Xe-131)、クリプトン(Kr-85)等の希ガスが第 ーに挙げられる。また、トリチウム(HT、HTO、有機化合物 H)は、メタン、水蒸気等の気体に 加え、水滴、固体微粒子等のエアロゾルに吸着したダストフィルタによって捕集できる成分があ る。C-14は二酸化炭素(CO₂)やメタン(CH₄)等の気体、ヨウ素(I-129、I-131、I-132、I-133)、 Te-129、Te-129m、Te-132、Ru-103(Rh-103)、Ru-106(Rh-106)などは完全な気体ではないものの、 揮発性物質としてダストフィルタを通過してしまうので活性炭フィルタ、シリカゲル、バブラー 等によって捕集する。なお、ヨウ素、ルテニウムの一部にはエアロゾルに吸着し、粒子状として 挙動するものもあり、この場合はダストフィルタでも捕集される。しかし、捕集効率は形状によ っても変わることから、通常のメーカー仕様が適用できない場合がある。過少評価にならないよ うにあらかじめ気体(ガス)状と粒子状成分、それぞれの捕集効率を確認しておく必要がある。

放射性希ガスのモニタリングは、大気中の粒子状成分をプレフィルタなどで除いた後の気体 を直接測定器に通気しながら測定する大気ガスモニタ方式と、気体をそのまま捕集袋(例えば、 テドラーバック等)、高圧容器に圧縮又は液化して捕集、実験室に運搬後、深冷分離・ガスクロ マトグラフィにより対象の Xe や Kr を精製し、ガスフローカウンタなどにより測定する方法が 知られている。

局舎などに据え付け型の大気ガスモニタには、粒子状成分をダストフィルタで除いた後、空気 を検出器内に導入して測定する通気型電離箱式ガスモニタ、容器に通気しながら GM 検出器、プ ラスチックシンチレーション検出などでβ線を測定する全β線測定型ガスモニタ、あるいは NaI (T1)シンチレーション検出を用いて全γ線を測定するγ線ガスモニタなどがある。

なお、通気型の大気ガスモニタの場合は、あらかじめ標準校正された基準測定器と通気型大気 ガスモニタを校正ループに取り付け、標準ガスを循環させながら基準測定器の指示値と比較し てガス濃度と計数率の換算係数([Bq/m³]/min⁻¹)を求めるなどのループ校正が、トレーサビリテ ィを保つために必要である[212]。ただし、通常の点検は、標準γ線線源を検出器の一定の場所 に置き、ループ校正時の値と比較することにより感度の時間変動などを確認する日常点検を 実施する方法もある。ただし、この方法は点検であって校正ではないことから、定期的な校正 は、別途、必要である。

また、ガスモニタは、宇宙線や周囲のγ線によるバックグラウンドを低減するために遮へい体 を設けたり、BG 用の検出器を設置しコインシデンス(同時計数)またはアンチコインシデンス (逆同時計数)回路によりバックグラウンドを除く方法が用いられている。

なお、大気中にはラドン(Rn-222)、トロン(Rn-220)が10⁻⁷~10⁻⁸Bq/cm³程度含まれており、測定 対象とする人工放射性核種の測定の妨害となる。また、ラドン・トロンそのものは希ガスである が生成する子孫核種は粒子状、エアロゾル状であることから、入気ダストフィルタにて粒子状成 分を除いたとしても、通過したラドンガスより子孫核種であるBi-214、Pb-214、Bi-214、Pb-212 が新たに生成し妨害となる。このため大きな容積の通気容器を用いてもバックグラウンドも上 昇し、検出感度は上がらない場合がある。通気容器を十分に遮へいするとともに、ガード検出器 等とのアンチコインシデンス回路によるバックグラウンドの差し引き、さらに通気容器の容積 と流量率の関係を最適にする設計が重要である。

気体を専用の捕集容器で捕集し、実験室で目的の放射性ガスを測定する捕集方式は、手間はか かるが高感度で検出下限値を低くすることが可能であり、保障措置分野で利用されている。ま ず、エアロゾルやダストを除塵フィルタにて除いた後、ガス専用の非透過性の材質でできた捕集 袋(例えば、ポリフッ化ビニル製のテドラーバックなど)にポンプで吸引捕集する方法、冷却し た捕集材(モレキュラーシーブス、活性炭など)に気体を通気し希ガス成分を捕集する方法、真 空容器に吸引する方法、または、コンプレッサーでボンベに大気を圧縮捕集する方法などが挙げ られる。回収した気体は、電気冷却技術や液体へリウムにより液化した後、沸点の違いによっ て、空気、窒素を除く深冷分離法によって目的の希ガスを分離、精製する方法が用いられてい る。その後、ガスクロマトグラフィを利用して希ガスを Xe、クリプトン等の元素成分に単離、 比例計数管等の中に導入し測定する。なお、ボンベにガスを高圧で充填する場合は、空気であっ ても高圧ガス保安法に抵触することから、使用圧や高圧ガス容器の認定、検査などに配慮しなけ ればならない。

この他、希ガスをシンチレータカクテルに溶解させ、液体シンチレーション検出器にて測定する場合もあるが、詳細は割愛する。

3) 大気中放射性ヨウ素

大気中放射性ヨウ素の測定は、緊急時における小児甲状腺に係る内部被ばく(組織等価線量) の評価のために極めて重要である。運転中の原子力発電所では、ヨウ素-131(I-131:半減期8.02 日)、ヨウ素-132(I-132:2.29時間)ヨウ素-133(I-133:20.8時間)等の濃度の測定が、内部 被ばく評価上重要である[213]。なお、ヨウ素-129(I-129:1570万年)は、比放射能が小さい ことから短半減期放射性ヨウ素に比べ内部被ばくへの影響は小さいものの半減期が極めて長い ことから、東電福島第一原子力発電所事故時の I-131 の再現評価に利用された。また、放射性廃 棄物の処分に係る長期的影響について重要な核種である[214]。

一般的に、ヨウ素は元素状(I₂)、無機状ヨウ素(HOI、IO₃⁻)、有機結合ヨウ素(CH₃I)の気体 状ヨウ素と粒子状ヨウ素(エアロゾル吸着成分を含む)に分けられる。これらは化学的性質が異 なることから、それぞれに適した捕集材を選択する必要がある。もっとも良く用いられている方 法は、ダスト捕集用フィルタ(例えば、HE-40T等)で粒子状成分を捕集した後、後段でTEDA(Tetra Ethylene DiAmine)添着活性炭フィルタ(CHC-50等)で気体状ヨウ素を捕集する方法である。

大気吸引流量率は、捕集効率を低下させないように 40~60L/分とダストより低めに設定する。 通常、ヨウ素捕集材の前段にダストフィルタを設置し、放射性ダストを除いた後、ヨウ素捕集材 に通気し放射性ヨウ素を捕集するが、この場合もサンプリング流量率は 40~60L/分と少なくす べきである。大気中ダストの流量率を高める場合は、ダストサンプリングラインとヨウ素サンプ リングラインを別にし、流量率を各々別々に調整できるサンプラを用いる必要がある。

降雨時や冬季に積雪する地域などにおいては、高湿度により捕集効率低下を防止するため活 性炭フィルタを加温することも有効である。また、長期間吸引する場合は一端吸着したヨウ素が 活性炭から脱離し捕集材を通過してしまう現象が生じる。このため一段目の活性炭フィルタか ら脱離したヨウ素を受け止める活性炭フィルタを2段目に設置することも有効である。ただし、 圧損が大きくなり流量率が低下するおそれも増加するので加温し、相対湿度を下げることも必 要である。5.1.7節で述べたが活性炭カートリッジフィルタは、通気軸が地面と垂直になるよう に縦向きに設置することが望ましい。

なお、未使用の活性炭カートリッジは、クロスコンタミネーションや性能の劣化を防ぐために 密封しデシケータ内に保管し、使用直前に開封すること。サンプリングが終了した活性炭カート リッジについては、短半減期放射性ヨウ素が減衰する前にできるだけ早く測定し、保管する場合 はクロスコンタミネーションを防止するため密封すること。

短半減期放射性ヨウ素の測定結果の減衰補正は、以下の方法があり、目的に応じてあらかじめ 定めておくこと。

- ① 測定中の減衰補正のみ実施し測定開始時点での濃度とする。
- ② 大気の吸引を終了した時点までの減衰補正を実施する。
- ③ 吸引期間の2分の1時点までの減衰補正を実施する。
- ④ 吸引期間を通して一定の割合で吸着したとして減衰補正を実施すること。
 例えば I_t=I₀λt/(1-expλt)式などが用いられる。
- ⑤ 吸引開始時点までの減衰補正を実施する。
- ⑥ ヨウ素モニタ等の指示値により最も上昇した時点にまでの減衰補正を実施する。

長半減期ヨウ素-129(I-129)は、半減期約1570万年(1.57×10⁷年)の長半減期核種であり、 エネルギーの小さな39.5keVのγ線や最大エネルギー約150keVのβ線しか放出しません。実効 線量係数は I-131 より大きいものの、比放射能が小さいことから原子力発電所で生成される放 射能量が I-131 に比べると極めて少ない。また分析法も複雑であることから、事故時の環境モ ニタリングの優先順位は低い核種である。ただし、長半減期核種であり環境中に放出された場合 は長期蓄積されることから、将来的な蓄積影響、特に再処理施設における蓄積状況に係る環境モ ニタリングや、地層処分における評価対象核種として重要である。

4) 大気中トリチウム

大気中トリチウム(HT、HTO、有機形トリチウムCH3T等)に関しては、除湿器による大気水分(HTO)の凝縮と回収、パラジウム(Pd)や酸化銅(CuO)触媒を用いた酸化装置により大気中の 水素ガス(HT)状や有機トリチウムを酸化させ水(HTO)としたのちコールドトラップを用いて 凍結あるいは凝縮水として回収するか、シリカゲルやモレキュラーシーブス等の捕集材で捕集 後、捕集材を実験室に持ち帰り環状電気炉にて乾燥窒素気流中で加熱し、吸着水を脱離、冷却す る。それぞれの方法で得られた回収水を蒸留したのち、液体シンチレーション検出器で測定する 方法がある[215]。

Fig. 5-44 は、モレキュラーシーブスを捕集材として用いた大気中トリチウムサンプラの例で ある。前段(右側)からのフローは、モレキュラーシーブスの負荷を低減するための電子冷却装 置(除湿器)にて露点以上の水分を回収した後、2本のモレキュラーシーブスを用いて水分(HTO) 状トリチウムを吸着捕集する。その後水素ガス状トリチウム(HT)をパラジウム(Pd)触媒を充 填したカラムに導いて、水素ガスを水蒸気に酸化する。ただし、空気中に含まれる水素は存在量 が極めて少ないことから、Pd 触媒カラムの前段に無トリチウム水を電気分解し発生した水素と 酸素を担体として供給する。水素ガス状トリチウム(HT)は、発生した水素ガス、酸素ガスとと もに Pd 触媒カラムに送られ HTO に酸化され、後段のモレキュラーシーブスカラム(HT カラム) に捕集される。なお、Pd 触媒カラムにも HT が酸化した水分が吸収している。

これらのモレキュラーシーブスカラムは、吸引後、密栓し実験室に持ち帰り、電気炉にて窒素 ガスを通気しながら乾燥し、吸着した水分を回収する。回収した水は、少量の過酸化ナトリウム を加え蒸留し、液体シンチレーション検出器にて大気中HT0及びHTを分別して測定する。なお、 大気中HT0は、電子冷却装置での回収水+前段2本のモレキュラーシーブスからの回収水、HT は、Pd 触媒カラム+HT カラム回収水となる。

回収水当たりの濃度を大気体積あたりに換算する方法としては、捕集効率で補正した全回収 HT、HTOを積算流量で除して求める方法(回収率方式)と、HTOのみなら大気中の湿度(相対湿 度)と気温を測定し飽和蒸気密度(絶対湿度)から空気体積あたりに含まれている水分量を算出 する方法(絶対湿度式)がある。



Fig. 5-44 化学形別(HT、HTO)大気中トリチウムサンプラ構成図

(参考文献 [216]:石田順一郎他,東海村大気中におけるトリチウムの測定とその挙動,動燃技報, No. 62 (1987))

なお、メタン(CH₃T)など、有機物と結合したトリチウムも分けて測定したい場合は、上記の 前段に白金(Pt)触媒を充填したカラムを一定の温度に加熱し、そこに大気を通気させて有機結 合トリチウムを酸化、燃焼させる方法も用いられている[217]。

化学形別にモニタリングする目的は、内部被ばくに係る預託実効線量を算出するための線量 係数 (Dose coefficient) がそれぞれ異なっていることによる。例えば、水素ガス (元素) 状の トリチウムの線量係数は水 (HTO) より小さく、また有機結合トリチウムの場合は HTO より大き い。なお、放出源 (排気筒モニタリング) 情報との関係から環境線量評価シミュレーションモデ ルのパラメータの精度を上げるためにも必要である。

水分状トリチウム(HTO)のみをモニタリング対象とする場合は、Fig. 5-45のように除湿器を 用いて大気中水分を測定し、気温、湿度から大気中 HTO 濃度を測定する方法が簡便な方法とし て用いられている。

- 179 -



Fig. 5-45 除湿器を利用した大気水分簡易捕集装置

(参考文献 [218]:福井県環境放射能測定技術会議,原子力発電所周辺の環境放射能調査,計画書 2020年度(令和2年度),参考資料VI大気中水分、雨水(降下物)のトリチウムの評価方法)

なお、余談であるが最近は、あまり見られなくなったものの外国製夜光時計には、文字盤や指 針にトリチウムを含んだ塗料が用いられている場合があり、この時計から漏えいするトリチウ ムによって分析試料のクロスコンタミネーションが生じたことがある[219]。安全上は問題ない レベルであり、ISO上も時計への使用が認められた範囲であるが、測定には影響するので、採取、 分析、測定に従事する場合は、これらの時計を用いないことが望ましい。なお、常時この時計を していた者の尿を測定したところバックグラウンドより高い値が検出されたので、時計を外し てもしばらくはトリチウム分析に従事しない方が望ましい。

5) 大気中炭素-14

大気中の炭素-14(C-14)等の測定は二酸化炭素として、エタノールアミンバブラーや水酸化ナ トリウムを用いたアルカリバブラーで採取することができる。また、二酸化炭素を吸収すること ができる液体シンチレータ(Carbo-Sorb E、Permafluor E+など)に直接バブリングして捕集す る方法もある。二酸化炭素捕集材(モレキュラーシーブス、アスカライトなど)により大気中の 二酸化炭素(CO₂)を回収する方法もある。なお、有機形の C-14 は、酸化触媒を用いた燃焼装 置で燃焼し、二酸化炭素に酸化させたのち、上記方法で回収する。

なお、C-14 は、通常、安定炭素当たりの濃度として Bq/g-炭素(C)または Bq/kg-炭素(C) と表記される。分析法としては精度の高いベンゼン合成法が用いられ、C-14 をベンゼンとして から液体シンチレーショカウンタ(LSC)にて測定する。

以下、(1) C-14 を精密に分析する方法として、CO₂からベンゼンを合成する方法、また(2)に 生物試料など有機物を燃焼させ CO₂を燃焼ガスから回収する前処理法、(3)に大気中の CO₂を採 取するための吸収法バブラー法を紹介する。

(1) ベンゼン合成法

C-14 を精密に分析する方法として、CO₂からベンゼンを合成して測定する方法が用いられてい る。Fig. 5-46 に示す高速試料燃焼チェンバで乾燥試料を純酸素中で燃焼し,得られた CO₂と金属 リチウムとを反応させてリチウムカーバイトを生成する。得られたリチウムカーバイトと水を 反応させてアセチレンガスを生成させる。アセチレンガスを重合触媒により重合させベンゼン に合成する。合成したベンゼンとシンチレータカクテルとを混合し、ベンゼン中に含まれる C-14 の最大エネルギー157keV のβ線を低バックグラウンド液体シンチレーションカウンタにより 測定する方法である[220]。



Fig. 5-46 瞬間燃焼装置(Paar 社)

(2) 石英管試料燃焼法

Fig. 5-47 に示す石英管の燃焼装置を用い、酸素+窒素気流中で乾燥した試料を燃焼し、発生した二酸化炭素を水酸化ナトリウム溶液に通気し、炭酸カルシウムとして炭素を捕集する方法である。回収した炭酸カルシウムを再度過塩素酸などで二酸化炭素にもどし、ベンゼン合成法にてC-14 を測定する。



Fig. 5-47 燃焼法による二酸化炭素捕集装置

(参考文献 [220]: 文部科学省, 放射能測定法シリーズ No. 25, 放射性炭素分析法(平成5年))

(3) CO₂ 吸収法バブラー法

Fig. 5-48 に示すバブラーを用いダストをフィルタで除いた大気を 3N の水酸化ナトリウム溶 液にバブリングさせ、二酸化炭素を溶液中に吸収、捕集させる。なお、水酸化ナトリウム溶液に は水酸化バリウムを加え溶存している二酸化炭素を炭酸塩として除いたものを用いる。1L/分程 度の流量率で大気量の二酸化炭素を吸収させたのち、塩化カルシウムを加え炭酸カルシウムの 沈殿を作成する。このとき pH を一定に保つため塩化アンモニウムを緩衝剤として加える。回収 した炭酸カルシウムを 500℃で焼成し秤量する。

回収した炭酸カルシウムを簡易法として Fig. 5-49 に分析工程を示すが、当初、Fig. 5-50 に示 すように、窒素ガスを流しながら過塩素酸(HC104)を加えて二酸化炭素に戻したのち、直接液 体シンチレーションカクテルに通気して液体シンチレーショカウンタにて測定する方法を用い た[221]。その後、分析精度を高めるため、測定精度の高いベンゼン合成法が主流となった。



Fig. 5-48 大気中二酸化炭素(CO₂) 捕集装置

(参考文献 [221]: 渡辺均、佐藤悦朗、並木篤、石田順一郎、野村保、岩井誠、環境中炭素-14 濃度測定法の検討、PNC TN844 85-18(1985))



Fig. 5-49 大気中 CO2 分析工程

(参考文献 [221]: 渡辺均、佐藤悦朗、並木篤、石田順一郎、野村保、岩井誠、環境中炭素-14 濃度測 定法の検討、PNC TN844 85-18(1985))



Fig. 5-50 酸分解装置

(参考文献 [221]: 渡辺均、佐藤悦朗、並木篤、石田順一郎、野村保、岩井誠、環境中炭素-14 濃度測 定法の検討、PNC TN844 85-18(1985))

Fig. 5-51 に、これらの方法で、日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所環境監視 課にて測定された近隣の精米中 C-14 の比放射能の推移を示す[221]及び、その後の測定結果を 同課で追加した。全体的には右肩下がりで比放射能は減少傾向にある。1960 年代に行われた大 気圏内核実験の影響で C-14 の濃度も上昇したが、現状では自然平衡レベルである 0. 228Bq/g-炭 素に近づいてきている。むしろ C-14 濃度の少ない化石燃料の燃焼による CO₂の増加に伴って、 C-14 の比放射能がさらに低下すると思われる。実際、道路わきの作物などの C-14 の比放射能を 測定すると、道路に近い場所における作物中の C-14 の比放射能より低い傾向があるが、車の排 気ガスに含まれている CO₂ の C-14 が安定炭素 (C-12) に比べて少ないので局所的に作物中の C-14 の比放射能が低下する現象である。この現象を Suess 効果という[222]。



Fig. 5-51 精米中炭素-14の比放射能の推移

(参考文献 [221]: 渡辺均、佐藤悦朗、並木篤、石田順一郎、野村保、岩井誠、環境中炭素-14 濃度測 定法の検討、PNC TN844 85-18(1985)及び、その後の測定結果を同課で追加したもの)

6) 大気中放射性ルテニウム

放射性ルテニウムは、半減期約 39.3 年の Ru-103 と半減期約 373.6 日の Ru-106 があり、原子 炉施設及び再処理施設等の環境モニタリングにとって重要な核種である。Ru-103 は、β崩壊し 最大エネルギー227keV のβ線と 497keV、最大放出率(91%)のγ線を放出する。また、Ru-106 は、半減期約 30 秒の Rh-106 を生成し、ほぼ同一挙動をとる。Rh-106 からは、512keV、622keV 等のγ線を放出する。このため Ge 半導体検出器で容易に測定ができる。

しかし、Ru は多くの原子価を有し亜硝酸根などと複雑な錯体を形成する。特に酸化されると 揮発性の RuO₄を形成する。空気中のエアロゾル等に付着した成分はダストフィルタで捕集され るが、ガス状のものは捕集できない。このため一部が HEPA フィルタを通過し環境大気中に放出 されるおそれがある。

再処理施設においてウラン、プルトニウムが分離回収されたあとの高レベル廃液中には放射 性ルテニウムが濃縮されている[223]。最終的に高レベル廃液はガラス固化されるが、放射性核 種の崩壊熱により長期間冷却機能が失われると水分が蒸発する。水分が蒸発すると廃液中のル テニウムはさらに過熱され RuO4 に酸化され大気放出のおそれが増加すると考えられることから、 緊急時における対象核種として重要である[224]。

大気中の放射性ルテニウムは、排気や大気中の水滴等のエアロゾルとある程度は吸着するこ

とから、通常のダストフィルタや活性炭カートリッジフィルタでも採取できると考えられてい るが、その捕集効率について確認しておく必要がある。

7) 大気中のその他の放射性核種

東電福島第一原子力発電所事故時において大気中放射性核種としてダストフィルタ上に検出 された核種としては、揮発性の放射性テルル(Te-129m、Te-129、Te-132)である。また、Cs-134、 Cs-137 以外の放射性 Cs として Cs-136(半減期 13.16 日)、Co-58、Tc-99m、La-140、Zr-95、Nb-95 等が挙げられる。また土壌中には、Ag-110m、Sr-89、Sr-90 等も検出された[225]。

揮発性のテルルは放射性ヨウ素同様に活性炭カートリッジフィルタにて捕集が可能であり、 また、他の放射性核種はエアロゾルとしてダストフィルタにて捕集できる。

ただし、半減期が短く、親核種、子孫核種が過渡平衡を示す場合において、子孫核種しか検出 されない場合などは、半減期補正を親核種で行うのか子孫核種の半減期で行うのか難しいこと がある。東電福島第一原子力発電所事故時の環境モニタリングにおいては、短半減期の核種の採 取時までの半減期補正をその核種の半減期で補正したために桁違いの濃度となった。これを親 核種の半減期で補正し直すとほぼ妥当な結果となった。しかし、親核種から生成したか、原子炉 内で多量に生成したものが直接放出されたか判断できなかったことから、半減期による減衰補 正を行わずに表記した。この場合は採取日時、測定日時を明記し、測定日時の測定結果であるこ とを示すこととした。

また、測定を数回行い見かけの半減期を確認し、親核種・子孫核種どちらの半減期に従うかを 調査した報告もなされている。子孫核種が単独で検出された場合で十分な情報が得られない場 合は、測定開始時点での濃度としておくことが良い場合もある[225]。

5.1.8 降下物

降下物は、1960年代に頻繁に行われていた大気圏内核実験フォールアウトの降下量を調査す るために用いられてきた方法である。平常時モニタリングでは、1か月ごとに、降水と自然落下 塵埃を捕集測定する。放射能測定法シリーズ No.1全ベータ放射能測定法[226]、同 No.16環境 試料採取法[129]、同 No.24緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリのための試料前処理法等 を参照すると良い[130][227]。

大まかなサンプリングフローや注意事項を下記に示す。

- (1) 水盤は受水面積約 5000cm²、深さ 30cm 程度のステンレス製水盤を、地表から約 80cm 高さに 設置する。
- (2)水盤の設置は、周囲に樹木や建物が無い開けた場所で、周囲の地表からの再浮遊を防止する ために、芝がひかれた露場か若しくは再浮遊の影響を防止できる開けた建物の屋上などに設 置する。

- (3) 冬季、積雪や凍結する場合は、パイプヒーター等の融雪装置が必要である。
- (4) 水盤を良く洗い最後に蒸留水で共洗いをし、あらかじめ蒸留水を底から 1cm 高さまで入れて おく。
- (5) 台風や豪雨で水が溢れないように注意し、大雨の前にあらかじめ回収しておく。
- (6) 雨が降らず、水盤の水が乾固するおそれがある場合は蒸留水を補給する。
- (7) なお、野鳥が水浴びしたりして、糞が混入するおそれがある場合には、Fig. 5-52 のように水 盤の周囲に棒を立て野鳥が止まれないようにすると水浴びが防止できた。
- (8) 藻が繁殖する場合は、硫酸銅水溶液を少量添加するなどにより防止する方法もある。
- (9) また、敷地外に水盤を設置する場合には、第三者が関与できないように周囲をフェンスで囲 むとともに、注意書きや連絡先を明示することが望ましい。
- (10)回収は、沈殿物も含め蒸留水で良く洗い出して、ポリタンクなどに回収する。
- (11)緊急時には、良く撹拌した後、2Lマリネリビーカーに移しGe半導体核種を測定する[227]。 この場合、全回収重量を測定し2Lマリネリビーカーの分取率を求めておく。なお、回収した試料水を保存する場合は、少量の硝酸を加え器壁などへの吸着を防止する。
- (12)降下物が極めて多い場合は、デカンテーション(傾斜ろ過法)と吸引ろ過により固形物を2 インチのメンブランフィルタに分離し、液体とは別にGe半導体検出器で測定すると良い。
- (13)蒸発乾固法やイオン交換法で前処理する場合は、硝酸を少量加える。
- (14)蒸発乾固法の場合は、ドラフトチェンバー(フード)内で10Lビーカ等を用いホットプレー ト、サンドバスなどで、沸騰させないように水分を蒸発させる。
- (15)液面が下がるとビーカの内壁に沈殿物が付着するので、蒸留水を入れた洗ビンで洗い落とす。
- (16)液量が少なくなってきたら小型のビーカに移し替え、さらに液量を減らしていく。
- (17) 濃縮水及び残留物をステンレス製蒸発皿に移し赤外線ランプにて乾固させる。ビーカは希硝酸で洗って蒸発皿に合わせる。
- (18)乾固した試料(蒸発皿)をデシケータなどで冷却乾燥させ、重量を測定する。
- (19)なお、Ge 半導体検出器でγ線核種を分析する場合は、蒸発皿へ移さず効率校正をした測定容器(例えば U-8)に移し、そのまま測定しても良い。

Fig. 5-52 は、日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所環境監視課における経験で あるが、建物の屋上に設置された水盤を示す。当初は、左側のような水盤であったが、鳥が水浴 びをするため、Fig. 5-53 に示すような糞や泥と思われる沈殿物が発生し、正確なモニタリング に支障を及ぼすことがあった。このため右側のように水盤の縁にステンレス棒を立て囲んだこ とにより鳥の水浴びを防止することができた例である。当初は金網で覆うことも考えたが金網 上に鳥が止まったりするとともに、金網が腐食し鉄成分が混入、U、Pu等の超ウラン元素の分析 に支障を及ぼすおそれがあった。観察の結果、カラスや雀などの鳥は、水浴びする際に必ず水盤 のふちに一端止まり周囲を確認した後、水浴びする習慣があることが分かり、写真の対策を講じ た。これにより沈殿物が大幅に減少し、鳥の影響が大きかったことが確認された。



Fig. 5-52 降下物水盤外観(右図:鳥の水浴び防止柵を設置)



Fig. 5-53 降下物水盤で捕集された蒸発残留物

Fig. 5-54 は、東電福島第一原子力発電所事故における事故直後からの降下物中の Ge 半導体検 出器による γ線スペクトルの時間経過による変化を示している。横軸のエネルギーを合わせ経 過時間毎のスペクトルを重ねて表示している。初期には短半減期核種から放出される γ線ピー クが多数みられるが、時間の経過とともにピーク数が減少していくのが分かる。詳しくは参考文 献を、直接参照願いたい[228]。





Radiation

Applied

accident,

nuclear

Fukushima

the

during

Japan,

at

collected

fallout

56-60

77 (2013)

Isotopes

and

gamma-rays from

Hitoshi Akino, Observation of

Kikuta,

Yasuaki

Saegusa, Ibaraki,

(参考文献 [228]: Jun

Fig. 5-55 は、原子力規制委員会の Web site に公開されている定時降下物のモニタリング結果 から福島県内の浜通りの観測結果と茨城県、宮城県のデータを抽出して、気象庁のアメダスによ る降水量のデータとともに 2015 年 1 月から 2017 年 12 月までの測定結果をプロットしたもので ある[229]。この図を見ると冬季に高くなり、夏に低くなる変動傾向は福島県浜通りと隣県とも 類似しているものの、降下量としては、福島県浜通りの方が隣県より高い傾向にあることが分か る。この主な原因は、季節変動が隣県と類似していることから、放出によるものではなく地表に 沈着した C-137 等の舞い上がり、いわゆる再浮遊によると思われる。太平洋沿岸の地域は冬季、 乾燥し、北および北西風が強く吹くことが知られている。冬季の季節風により乾燥した土壌等が 再浮遊することが、降下量の増加の主な原因と思われる。



Fig. 5-55 月間降下物の経年変動

(参考文献 [229]:原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、定時降下物のモニタリング、https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html (2018 年 4 月 3 日利用)を基に作成)

5.1.9 雨雪水

雨水の測定は、湿性沈着の日変動をモニタリングすることを目的としている。大気圏内核実験 フォールアウトは、降雨時に地表に多く沈着(湿性沈着)することから、核実験が行われた直後 は、降雨毎の測定が重要となった。このため定時降水の観測が水準調査として導入された参考 文献[129] 放射能測定法シリーズ No. 16「環境試料採取法」(昭和58年版)によると、Fig. 5-56、 Fig. 5-57 のような採水器が紹介されており、ロート上の採取口で採水した雨水は下部に設置した 細口のプラスチックビンに捕集し、水の蒸発を防いでいる。設置場所は、付近に樹木が無い開け た芝生が植生された場所(露場など)が良い。枯れ葉が受け口に落ちると雨水の捕集の妨げにな る。また、ロート状の受け口の底には、ガラスウール等で軽く栓をして固形物の侵入を防ぐと良 い。設置は、台風などの強風時でも転倒しないようにできれば支線でしっかり固定することが望 ましい。写真の例は、建物の屋上に設置された例で防水塗装のため、鉛ブロックを用いて簡易的 に固定したものである。

降雨計(雨量計)が近くに設置されている場合は、採取量との関係を求めておき、低気圧、台 風の接近などで捕集容器が満杯になるおそれがある場合は、事前に新しい容器に変えておくこと が必要である。

測定は、緊急時には回収水をそのまま Fig. 5-58 に示すマリネリビーカーや、捕集水量が少な い場合はより小さな測定容器等を用いてGe半導体検出器にてそのまま測定する。平常時は、回収 水からヨウ素、トリチウム用の試料を分取後、残りの回収水に少量の酸(硝酸等)を添加する。 その後、回収水の全量を蒸発乾固し、全β放射能、Ge 半導体検出器を用いてガンマ線核種を測 定する。ヨウ素は、安定同位体を担体として加えた後、ヨウ化銀、またはヨウ化パラジウムの沈 殿を作成したのち Ge 半導体検出器を用いて測定する。トリチウムは蒸留した後、液体シンチレ ーションカウンタにて測定する。単位は単位水量当たりの濃度(Bq/L)が通常用いられる。

これに対して降下物は、前述のとおり地表に沈着する湿性及び乾生沈着の両者を単位面積あたりの量(Bq/m²)として求めることを目的とする。



Fig. 5-56 雨水サンプラ



Fig. 5-57 雨水サンプラ内捕集容器



Fig. 5-58 2L マリネリビーカー

5.1.10 飲料水、井戸水

飲料水は、人の内部被ばく評価に重要である。通常は蛇口水を採取するが、水源となる河川な どが放出源近傍にある時には浄水場の採水も必要である。また、井戸水は、その深さが重要であ り、地表の降水の流入などの影響を受けやすい場合は、採取前の降水量に注意を要する。ただ し、一般的には、大気放出、地表沈着した放射性核種が帯水層に達するまでの移行には長期間の 時間を要することから、長期的な影響評価の視点で評価することが重要となる。地表に沈着した 可溶性の放射性核種、特にトリチウム、ストロンチウム等の放射性核種が、飲水及び家畜類への 飲用に供することにより、内部被ばくの経路となることを忘れてはならない。また、水源に近い 森林土壤等に蓄積した可溶性放射性核種や施設から地中へ漏えいした場合は、思わぬ場所で地 下水中の放射性核種濃度の上昇を招くおそれがあり、長期的な変動傾向の監視が必要となる。前 例として、チェルノブイリ原子力発電所事故時には、放射性核種の沈着量が多く樹木が赤枯れし たレッド・フォーレストと呼ばれる立ち入り禁止区域において、浅い地下水中の Cs-137 濃度が 減少しているのに対して Sr-90 濃度は 1989 年から 2000 年にかけて 0.5Bq/L から 10Bq/L 以上に 徐々に上昇していることが IAEA の報告書に紹介されている[230]。地表に沈着した Sr-90 が溶 け出して長期間に渡って地下水への移行が続いているものと示唆される。

1) サンプリング方法

下記に、概略の手順を示すが、詳細は、放射能測定法シリーズ No. 16 環境試料採取法を参照されたい。

- (1) 飲料水
- ① 蛇口水を採水する場合は、しばらく蛇口を開放し配管に残っている残留水を抜き取ったのち、 内ふた付きの採水容器に採水する。容器に採水する場合は、試料水を用いて3回程度、共洗い したのち採水する。なお、残留水が抜けたかの確認として水温を測定しその温度が変化しなく なったことにより判断する。採水後、少量の硝酸を加え、放射性核種の容器内面への付着や沈 降を防止する。ただしトリチウム測定用の試料は、できれば褐色のガラス容器に採水する。た だし、トリチウム測定用の試料には酸を加えてはならない。
- (2) 井戸水
- できれば帯水層の深さや地下水の流れの方向を把握し、放出源の下流側及び比較対照として上 流側に採取地点を設ける。
- ② 採水は、雨水や地表の濁水の混入のおそれがあるので、降雨中及び降雨直後の採水は避ける。
- ③ 採水前に溜まり水を十分に放水し入れ替えた後、採水する。
- ④ 採水は、手動ポンプ、または電動ポンプが設置している場合は、これらを利用し、ポンプが設置されていない場合は、採水器(例えば、採水ビン、ひしゃく型柄付採水器、バケツ型採水器、 井戸の口が狭い場合はベーラー型採水器(Fig. 5-59)を用いる。採取した水は、一旦、注ぎ口付きバケツ容器に移し、ごみや小石等が沈降させ上澄みを運搬容器に移す。
- ⑤ 注ぎ口付き容器及び運搬容器は、事前に採水した試料水で数回、共洗いをしておく。なお、鉄製の運搬容器は、放射性核種、特にプルトニウム(Pu)、アメリシウム(Am)等を内壁に吸着させることから用いてはいけない(水酸化鉄に共沈しやすい核種は厳禁)。
- ⑥ 可能なら少量の硝酸を加える。これは放射性核種が容器の内壁に吸着するのを防止するためである。ただし、測定対象核種にトリチウムや放射性ヨウ素が含まれている場合は、硝酸を加える前に必要量を別の運搬容器(できればガラス製が良いが、ポリプロピレン製やテフロン製などのプラスチック容器でも良い)に分取する。
- ⑦ 硝酸を加えない場合は、冷暗所に保管し、できるだけ早期に分析する。



Fig. 5-59 ベーラー型地下水採水器

(参考文献 [231]:アズワン AXEL, ベーラー型地下水採水器, https://axel.as-1.co.jp/asone/d/2-4342-01/?q=2-4342-01 (2020 年 9 月 30 日利用))

2) 分析

(1) ガンマ線核種分析

水の分析法としては、緊急時におけるマリネリビーカーや U-8 と呼ばれる小型容器を用いた 直接測定法があげられる。クロスコンタミネーションを防止するためにマリネリビーカーの内 袋に試料水を入れ、測定する。容量は、体積では無く重量で測り、重量で風袋を差し引くと汚染 防止になる。ただし、体積に換算する場合は水温を測定し密度補正をする。詳細は、放射能測定 法シリーズ No. 24「緊急時におけるγ線スペクトロメトリのための試料前処理法(平成 31 年 3 月改訂,原子力規制庁監視情報課)」が参考となる[227]。

なお、平常時モニタリングの水準調査を目的とする場合など、より検出下限値を下げて低い濃 度まで測定したい場合は、蒸発乾固法やイオン交換樹脂吸着法、共沈法が用いられる。

蒸発乾固法は、文字通り大型のビーカを用いて電熱器、サンドバスまたはホットプレートなど で試料水を沸騰させないように注意しながら蒸発濃縮していく方法である。液量が下がるとビ ーカの内面に懸濁物質などが付着するするので、少量の蒸留水を用いてポリスマンで洗い落と す、容量が少なくなったら順次小さなビーカに移し、最終的に測定用器に移し換えるか、ステン レス試料皿にマウントして測定する。蒸発乾固法は、塩分の多い海水や汽水域の水には用いられ ない。

イオン交換法は、陽イオン交換樹脂と陰イオン交換樹脂を混合した樹脂に通液し、コバルトな どの人工核種を吸着させる方法で、最終的に吸着させたイオン交換樹脂を測定容器に移して Ge 半導体検出器で測定する。この方法は、多少の塩分が含まれていても適用できる。 共沈法は、リンモリブデン酸アンモニウム (Ammonium moribuden phosphorate :AMP)や二酸 化マンガンを生成させ、沈殿する過程で放射性セシウムや放射性コバルトを共沈させる方法で ある。また、日本原子力研究開発機構では、再処理施設の環境モニタリングとして再処理施設特 有の核種も含めて共沈させることができるフェロシアン化ニッケル共沈法(シアノへキサIIIニ ッケル共沈法)を開発し、用いてきた[238]。

(2) トリチウム分析

過マンガン酸カリウムを加えた還流により有機物分解した後、蒸留し、液体シンチレータと混 合、液体シンチレーションカウンタで測定する方法が一般的である。なお、より低い検出下限値 が必要な場合は、試料水の電解濃縮によりトリチウム濃度を高めたのち測定が行われる。

(3) 放射性ストロンチウム分析

平常時モニタリングにおいては、放射化学的手法にてストロンチウムを分離、精製した後、約 2 週間ほど静置し子孫核種であるイットリウム-90(Y-90)を生成させ、放射平衡状態とする。生 成した Y-90 を分離し、Y-90 のβ線(最大エネルギー: 2.28MeV)を測定する。この方法は、乳 牛(Sr-90)から原乳(Y-90)を絞ることになぞらえて「ミルキング法」と呼ばれる[134]。なお、 ストロンチウムの分離、精製法としては、発煙硝酸法、シュウ酸塩法、イオン交換法などが用い られる。なお、迅速性を優先する場合は、ストロンチウムレジンなどで精製したのち、液体シン チレーションカウンタを用いて測定する方法などもある[232]。

(4) U、Pu、Am 等アクチノイド核種の分析

最も基本的な方法としては、対象とする元素(核種)を化学的に分離、精製したのち測定する 放射化学分析法が用いられる。詳細は第3章、3.11節などを参照されたい。例えば、プルトニ ウム・アメリシウム逐次分析法[233]、環境試料中アメリシウム241、キュリウム迅速分析法[234] などが挙げられる。

3) 測定結果の評価

数値の取り扱い、不確かさなどを確認したのち、これまでの変動傾向(トレンド)やほかの地 点との違いなどに基づき施設寄与の有無を確認することが重要である。詳細は、第6章6.1節 を参照されたい。

5.1.11 河川水、湖沼水、海岸水

河川水の採取は、橋がある場合は橋上からバンドーン型採水器(Fig. 5-61) で、また、ボート で河川の中央に移動し柄杓(Fig. 5-60) を用いて採水する。なお、バンドーン型採水器はFig. 5-61 に示すようにゴム蓋をフックによって開け、水中の所定の深度に沈めた後、リード線を通し てメッセンジャーを落とし、蓋を閉止させ水を採取する構造である。この他、北原式採水器な ど、様々な採水器があるので目的に応じて利用することが望まれる。川幅が狭い場合は岸から長 柄の柄杓等で採水する(Fig. 5-60)。また浅い場合は、Fig. 5-62 のように胴付き長靴を履いて河 川に立ち入り採水しても良いが、必ず長柄柄杓を用いて川底の泥などを巻き上げの影響が防ぐ 観点から採水点より下流側から採水する。採水時期は、当日の降雨が無いことは無論のこと、河 の濁りが発生するような降雨が数日前から無いことが望ましい。

採水は、一端、バケツ等に受け、砂利、浮遊物を沈降させたのち、上水を運搬用容器に移す。 なお、バケツ、柄杓、採水器などは、新たに採水する前に洗浄、蒸留水、試料水で共洗いしクロ スコンタミネーションを防止する。





Fig. 5-60 柄付き採水器

(左図:参考文献 [235]:アズワン AXEL, 柄付き採水器 https://axel.as-1.co.jp/asone/d/2-4341-02/?q=2-4341-02, (2020 年 9 月 30 日に利用)、右図:日本原子力研究開発機構所有)



Fig. 5-61 バンドーン採水器


Fig. 5-62 水深の浅い河川での採水風景



Fig. 5-63 海岸水採取風景

採水した試料水の分析までの保存期間が長くなる場合は、器壁への吸着などを防止するため、 塩酸または硝酸などの酸を1Lに対して2mL程度添加する。ウランやプルトニウム等の超ウラン 元素を分析する場合は、特に器壁に吸着しやすいので早期に分析することが望ましい。なお、プ ルトニウム等は水酸化鉄とともに共沈しやすく器壁に吸着するおそれがあるので、金属製容器 での保管は避けた方が良い。ただし、トリチウム分析を分析対象とする場合は酸を添加しない方 が良く、必要量を褐色ガラス容器もしくはテフロンやポリプロピレン製等の容器に密栓して、小 分けしクーラーボックスにより運搬するとともに冷蔵庫に保管する。

河口に近く干満により海水が遡上する河川、湖沼の水の全β放射能を測定する場合は、必ず塩 分濃度(塩素量)を測定する必要がある。海水の塩分が混入するとカリウム-40(K-40)等の自 然放射性核種が影響を与えるので注意する。

Ge 半導体検出器を用いた測定法としては、マリネリビーカーに一定量採取し、直接 y 線核種 を測定する方法(放射能測定法シリーズ No. 24 「緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリの ための試料前処理法」[227], 同 No. 29 「緊急時におけるガンマ線スペクトル解析法」[163]を 参考にする。平常時モニタリングとして検出下限をバックグラウンドレベルまで下げる必要が ある場合は、同 No. 13 「ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法」 を参考[236]に、蒸発濃縮法、イオン交換法、沈殿分離法などを用いて濃縮固体化した後、Ge 半 導体検出器を用いて測定する。蒸発濃縮法は塩分濃度の少ない雨水や淡水に適用されるが、液量 が多い場合は時間を要する。また、蒸発濃縮法は放射性ヨウ素等の揮発性核種には適用できな い。このため固形物をろ過した後、イオン交換樹脂のガンマ線核種を吸着させ沈殿物とイオン交 換樹脂の両者を測定する方法もある。最近は固相抽出ディスク等が開発され対象核種の選択的 分離も容易になってきた[237]。(海水等塩分濃度の高い水試料の場合は、沈殿分離法が用いられ る。代表的な沈殿法としてリンモリブデン酸塩共沈法(AMP法)、二酸化マンガン吸着捕集法(MnO2 法)、ヘキサシアノ鉄(Ⅱ)酸ニッケル−水酸化鉄(Ⅲ)共沈法などが用いられている。AMP 法で 放射性セシウム(Cs)を共沈させた後、上澄み液に残った放射性コバルト(Co)を MnO2 法で吸 着沈殿させ、両者を一つの容器に充填し Ge 半導体検出器にて測定する方法である。詳細は、放 射能測定法シリーズ No. 13 「ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処 理法」を参照されたい。

また、ヘキサシアノ鉄(Ⅱ)酸ニッケル-水酸化鉄(Ⅲ)共沈法は、沈殿操作を二回に分けて 行う AMP- MnO₂法に比べ1回で行うことができ分析の迅速化が図れる方法であり、東海再処理施 設を対象とした海水分析に用いられてきた[238]。

全β放射能は、同 No.1「全β放射能測定法」が参考になるが、この測定法シリーズの制改定 後、JISによって校正用の線源が、塩素-36(C1-36)等に変更されている。従来のU₃O₈の線源を 用いるとC1-36より効率が高めになるので効率校正には注意を要する。U₃O₈の線源はトレーサビ リティの観点からは効率校正には使わない方が良い。また、汽水域で海水が混入する場合は、そ のまま蒸発乾固すると塩分が多く自己吸収が大きくなるので補正をしなければならない。また、 天然放射性核種(例えば K-40、ウラン系列、トリウム系列子孫核種など)が混入し、目的核種 の測定が困難になる場合もある。このような場合は、鉄バリウム共沈法や硫化コバルト共沈法を 用いて K-40 等の天然放射性核種を除いたのち、全β放射能を測定する方法が用いられている。 鉄バリウム共沈法では主要な核分裂生成物が、また硫化コバルト共沈法ではFe-59、Co-60、Zr-95、Ru-106 などを効率的に共沈できる。

Fig. 5-64 は多連装の吸引ろ過器を用いて鉄共沈後の沈殿をろ過している様子を示す。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-64 鉄共沈法による沈殿吸引ろ過装置の例

トリチウム分析は、放射能測定法シリーズ No.9 トリチウム分析法を準じて分析する。Fig.5-65 は蒸留装置の例であり、クロスコンタミネーションを防止するため、リービッヒ冷却管の開 放端にシリカゲル吸収管を設置し、蒸発したトリチウム蒸気が室内に漏れるのを防止している。



Fig. 5-65 トリチウム分析用水試料蒸留装置

5.1.12 土壌(表土、耕作土、森林土)及び、河川・湖沼堆積物

1) 土壤(表土、耕作土、森林土)

土壌は、直接人が摂取するものでは無いが、大気放出された放射性核種が地表に沈着及び蓄積 し、そこから放射線を空間に放射する(グラウンドシャイン放射線)。このためその場所に人が 居ると外部被ばくの原因となる。また、耕作土に放射性核種が沈着すると、水や栄養素とともに 根から吸い上げられ植物の可食部に移行する、この植物を摂取すると内部被ばくの原因となる。 このため土壌は、長期的な被ばくを評価する移行経路(決定経路)上の要となるモニタリングの 対象として重要である。また、緊急時においては防護対策の決定の参考となる土壌沈着(汚染マ ップ)状況を把握するために重要となる。

農学分野(土壌肥料学)では土壌を母材である鉱物、植物や生物の遺骸などの有機物(含、生物及び分解物)、水分、空気等の混合物と定義されており、その物理学的、化学的性質は多種多様で極めて複雑である。農学分野の分類としては、黒ボク土、褐色森林土、ポドゾル、グライ土等、土壌の性状での分類が知られている。

また、土壌の鉛直分布を模式図にすると Fig. 5-66 のように区分されている。表面から落ち葉 などが堆積した L 層 (リター層) や有機物のみ及び有機物の多い層、下層に行くにしたがって有 機物が少なく鉱物層の多い層に変化していく。なお、各層の厚さや構成は、気候や土地の生成過 程や樹木等の繁茂状況等により異なる。





(参考文献 [239]:福島県森林計画課、「森林における放射性物質の状況と今後の予測について」報告会、2017年5月12日資料)

大気中に放出された放射性核種は、気象状況と地面の形状や植生などに伴う沈着のし易さを 示す粗度の違いなどにより、地表に不均一に沈着する。また、沈着後は、土壌の性質によって浸 透、吸着や表面流出など不均一な分布が生じる。このため土壌のサンプリングにおける最も重要 な課題は試料の代表性である。この代表性とは採取した土壌の放射性核種濃度が、果たして評価 したい範囲の土壌中濃度の平均値または中央値と等しいかどうかを問うものである。例えば学 校の校庭や公園の土壌中放射性核種濃度を知りたい場合、どこの場所で何点の土壌を採取すべ きかということである。もし、放射性核種濃度が均一であれば、どこを取っても同じ濃度になる ので、どこでも1 点を採取すれば良いことになるが、実際は先に述べたように大気から地表に 放射性核種が沈着したとしても、土壌側の条件が異なると不均一になってしまう。統計的には、 母集団を推定するためには標本の数を増やせば良いが現実的には分析件数は増やせない。そこ で、通常は5点混合法が用いられている。

まず、求めたい平均濃度の範囲を想定する。次に大気放出された放射性核種の沈着密度を求め ることを目的とする。このため沈着の条件が複雑になる樹木や建物の近くを避け、開けた場所を 選択する。また、降雨時に水が溜まりやすい低地や増水時に浸水するおそれのある河川敷などを 避ける。石や砂利の多い場所や草がかなり繁茂しているような場所も避けた方が良い。平常時モ ニタリングの場合は数年以上の蓄積状況を確認するために、採取場所の性状が長期間変わらな いような場所が良い。しかし、現実にはこのような場所を長期間維持するのは困難な場合が多 く、平常時モニタリングとして長期的な経年変化などを求める場合は、土地の所有者との契約行 為などが必要である。

(1) サンプリング

地表から 5cm 深さの表土を数点採取して混合する。緊急時等における大気放出フォールアウトによる地表沈着密度 (Bq/m²)を求める場合は、採取面積が重要であり金型など採取面積が明らかな採土器を用いて地表から 5cm 深さまでを採取する。また、農作物等への根を通じた経根吸収を評価するためには、植物の根域 (15~30cm 深さ)の土壌を採取して重量あたりの濃度 (Bq/kg)を求める。その目的にて採取方法、前処理方法、測定方法、測定値の表記(単位)が変わる。

次にサンプリングのポイントの選定、代表制の確保であるが、その選定方法は測定結果に最も 影響を及ぼす極めて重要なテクニックである。IAEA Safety Guide RS-G-1.8 Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection [84]では、サンプリング技術を、 ①Judgmental sampling (採取者の判断に基づく採取)、 ②Simple random sampling (単純無作 為サンプリング)、 ③Stratified sampling (層化サンプリング)、④Systematic sampling (系 統的サンプリング)の4つに区分している。①は採取者の判断により任意の地点を採取する方 法で、採取法としては簡単であるが、無作為に採取しようとしても個人の好みや力量に依存する ため個人差のバイアスがかかりやすい、また代表性や真値に関する不確かさが定量化できない 欠点を有する。②は単純に無作為に試料を採取する方法で、採取は容易であるが不均一に分布し ている場合は①と同じ課題が発生する。③は不均一分布が予想される場合などに、調査エリアを 四角や三角状の区画に分割し、その区画の中では無作為にサンプリングする方法である。④は、 選んだエリアを階層化し、あらかじめ定めた格子点(グリット)毎に採取する方法である。なお、 ①~④は、通常、いずれの場合も、複数地点の土壌を良く混合(コンポジット)し、その区域の 平均値とする。これにより、たまたま混入したホットパーティクルによる濃度の上昇や極端に低 い土壌などの混入などに伴う濃度の低下などの変動を緩和し、その地域の代表値(平均値)を得 ることができる。

Table 5-2 土壌試料の採取地点選定の考え方

(参考文献 [84]:IAEA, Environmental And Source Monitoring For Purposes Of Radiation Protection, IAEA Safety Standards Series No. RS-G-1.8, "Table5 SAMPLING TECHNIQUES FOR ENVIRONMENTAL MONITORING")

Sampling technique	Description	Comment Increased probability of biased sampling; representativeness cannot be quantified; accuracy cannot be quantified			
Judgemental sampling	Sample is taken on the judgement of the sampling person				
Simple random sampling	Any sample has the same probability of being included	Provides representativeness; problems may arise with inhomogeneous terrain			
Stratified sampling	The sample in its entirety is divided into parts that are known to be more homogeneous; simple random sampling is then applied to the remaining subdivisions	Requires knowledge of the inhomogeneity of the entire sample; may lead to bias if the fractions of the samples are not properly estimated			
Systematic Starting from a randomly selected point, sampling follows a strict predefined sampling grid		In comparison with random sampling, easier to implement in practice; spatial contamination patterns may be overlooked			

なお、2019 年に、IAEA は、東電福島第一原子力発電所事故時の環境モニタリングの経験を盛 り込んだ、新たな土壌サンプリングに係るガイドライン、IAEA Technical Reports Series No. 486, Guidelines On Soil And Vegetation Sampling For Radiological Monitoring を刊行 した[240]。それによるとサンプリング手法を目的に応じて、さらに次の8種類に分類されてい る。

- Simple random sampling (単純無作為サンプリング)
- Two stage sampling (2 段階サンプリング)
- Stratified sampling (層化サンプリング)
- Systematic grid sampling (系統的格子サンプリング)
- Systematic random sampling (系統的無作為サンプリング)
- Cluster sampling (クラスターサンプリング)
- Double sampling (二重サンプリング)
- Transect sampling (トランセクトサンプリング)

詳細は原著を参考にして頂きたいが、最後のトランセクトサンプリングは生物調査などに用いられる方法で、土壌については調査エリアに直線を引き、直線上を等間隔でかつ同じ深さの土

壌を採取する方法である。この直線は必ずしも同じ方向である必要は無く、交差しても良い。こ れにより放射性核種濃度の2次元的空間的分布の断面が把握できるので、等濃度分布図(コン ターマップ)を描写しやすい方法と言われている。

それぞれの特徴を理解して、平常時等における長期的な蓄積状況を調査するのか、緊急時の気 象条件や放出のタイミングに応じて発生した沈着分布を把握したいのか、さらに核実験フォー ルアウトのように遠方で発生した事故などの影響が我が国に与えた影響のように広範囲にわた る分布を把握したいのかなどの目的を勘案して、最適のサンプリング方法を用いることが望ま しい[240]。

次に、放射能測定法シリーズ No. 16 環境試料採取法[129]などを参考にした具体的なサンプリング地点の選定及び採取方法について以下に述べる。

- 採取地点は、平坦で周辺に樹木、建物が無く開けた場所で、かつ道路から十分に離れている場 所が望ましい。
- ② 表面に水の流れた跡や水たまりの跡が無い場所で、できれば石や砂利が少ない場所が望ましい。
- ③ 土壌表面が観察できる場合は、客土など明らかな境が無いことが望まれるが、もし、客土や掘 削の可能性がある場合はその部分を避けるか、別の地点として区域を分けてサンプリングする。
- ④ 蓄積状況等、数年にわたって採取する場合は、継続が可能であることも考慮に入れる。
- ⑤ 土壌の採取は、通常、Fig. 5-67, Fig. 5-68 [129]、放射能測定法シリーズ No. 16 のように、未 耕作土であれば、長方形の交点及び交点と頂点との2分の1の計5点を、表層から5cm 深さま で、金属製サンプラ(採土器)を用いて採取する。
- ⑥ 耕作土の場合は、畝と畝間を別に採取する。
- ⑦ なお、土壌中放射性核種からの空間線量率の寄与を評価する場合などは、Fig. 5-69 に示すよう に同心円上に採取する方法もある。
- ⑧ 採取した土壌試料を同一のビニール袋に入れ、良く混合する。
- ⑨ 大きな石や草木等が含まれている場合は取り除くが、小石、細かな草野根などは実験室に持ち 帰る。
- ① 採取場所(GPSによる緯度、経度)、採土器の開口面積及び深さ、採取日時、天候、周囲の写真、
 採取範囲及び図等を記録する。
- ⑪ 試料は実験室で直ちに全重量(湿重量)を測定する。



Fig. 5-67 裸地

(参考文献 [129]: 文部科学省,環境試料採取法,放射能測定法シリーズ No. 16)



Fig. 5-68 耕作地

(参考文献 [129]: 文部科学省,環境試料採取法,放射能測定法シリーズ No. 16)



Fig. 5-69 地表沈着放射性核種からの 1m 高さ空間線量率への寄与

(参考文献 [244]:原子力規制庁, ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法, 放射能測定法 シリーズ No. 33) Fig. 5-70 は、平常時モニタリングとして神社の境内において、金型を用いた表土の採取風景 を示す。



Fig. 5-70 金型を用いた土壌(表土)採取風景

Fig. 5-71 には、東電福島第一原子力発電所事故に緊急時モニタリングの一環として用いられ た土壌試料採取法を示す。多量の土壌試料の採取が必要であったが、専用の採土器が準備できな かったことから、Ge 測定に用いられる U-8 と呼ばれるプラスチック容器を用いて土壌を採取す る方法である。プラスチック容器なので地面が硬い場所での採取は困難であったが、容器の数は 容易に調達できた。ただし、初期には採取後に良く混合せず、そのまま土壌表面が容器の底に位 置する状況で測定され重量濃度(Bq/kg)としては過大評価されるケースも見られた。緊急時モニ タリングにおける初期には、表層に放射性核種が沈着しており、土壌採取深さによって重量あた りの濃度が大きく変動したが、U-8 を用いることにより採取面積が規定され、沈着面密度(Bq/m²) への換算ができた沈着面密度は、土壌重量濃度より変動が緩和されるので放射性核種の土壌密 度分布(土壌マップ)を求めることができたと考える。



Fig. 5-71 緊急時における土壌試料採取法(計算式等一部加筆)

(参考文献 [241]:恩田裕一, 試料採取法の確定, RADIOISOTOPES, 62,767-773(2013) 参考文献[243]:Yuichi Onda, Hiroaki Kato, Masaharu Hoshi, Yoshio Takahashi, Minh-Long Nguyen, Soil sampling and analytical strategies for mapping fallout in nuclear emergencies based on the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity 139 (2015) 300-307)

(2) 前処理

前処理としては、乾燥、ふるい分け、混合、縮分などがある。ただし、緊急時においては、大きな異物(石、草木の根)等を除くのみで測定容器に詰め替え測定する方法が一般的である。

- (a) 平常時における前処理
- 試料を磁器製皿に薄く広げ重量を測定する(湿重量)。
- ② 風乾するか、または温風乾燥機を用い105℃以下で1日以上乾燥する。ただし、揮発性の放射 性ヨウ素も分析対象とする場合は温度を70℃以下にする。なお、クロスコンタミネーション防 止するため土壌は、試料皿の半分以下するとともに乾燥土壌が舞い上がらないように温風は弱 めとする。
- ③ 冷却後、再度重量を測定し、乾燥率を求めておく。
- ④ 乾燥試料をドラフトチェンバー(フード)内で大型のスパチュラの背で固まりをつぶし、石や 大きな根等の異物を除く、植物の破片が混入している場合は、細断する。なお、細断できない 場合は除く。
- ⑤ 原則として 2mm メッシュの篩でふるい、より大きな異物を除く。異物は②で除いたものと合わ せ重量を測定し、分取率を求める。
- ⑥ 良く混合する。できれば V ブレンダー等を用いて混合することが望ましい。
- ⑦ 大型のろ紙に薄く円形に広げ、縮分スコップなどで縮分し分析試料とする。
- ⑧ 乾燥試料は、吸湿やクロスコンタミネーションを防止するため、内蓋つきのプラスチック容器 に保管する。
- ⑨ 乾燥試料を測定容器に分取する場合は、再度容器を振って試料を良く混合してから分取する。 フォールアウト核種は、土壌粒子の表面に吸着しているので、粒子径の細かな粒子の濃度が高くなる傾向があり、保管、運搬などの振動により粒径の大きな粒子が表層に浮いてくると、測定値の不確かさが大きくなることがある。
- (b) 緊急時における前処理

緊急時には、迅速性の要求や、クロスコンタミネーション防止の観点から原則として乾燥しない。ただし、河底土、湖底土、湛水状態での水田土等、水分が非常に多い場合は、出来る限り水 を切り、風乾する。

また、放射性核種が地表に沈着した直後(数週間以内)は、放射性核種は、土壌の極表層に存 在する。その後、降雨等で地中へ浸透したり、降雨等にともない排水経路に沿って洗われ移動す る。初期に必要な情報は、面積当たりの地表沈着密度(Bq/m²)であり、汚染範囲の特定や1m高 さの空間線量率との相関関係や被ばく線量の評価のために必要である。これらの分布図より避 難等の防護対策区域の決定に用いられる。このため緊急時の土壌の採取は採取面積が重要とな る。また、深さは沈着した放射性核種が全量採取できる深さとして、通常5 cm深さを採土器(サ ンプラ)または U-8 容器等を代用して採取する。

ただし、畑や水田などの耕作土等の場合は、耕作により土壌が撹拌され、根を経由して作物に 放射性核種が吸収される経根吸収を評価することが必要となる。この場合は、耕作土深さ、概ね 15cm~20cm 深さまでの土壌を採取する。この場合、注意を要するのは、採取深さが深いほど深 部の濃度の低い土壌により希釈されるので重量当たりの放射性核種濃度 (Bq/kg) は低下 (薄く) する。

緊急時における土壌の混合、測定容器(U-8)への充填方法を下記に示す。

- 試料を袋毎、クロスコンタミネーションを防止するため正常なプラスチック袋(ビニール袋)
 に入れ、湿重量を測定する。風袋は差し引く。
- ② ドラフトチェンバー(フード)内に、万一の飛散に備えてステンレスバットなどを置く。その 上で清浄なゴム手袋し、プラスチック袋の上から指でもんだり、手で降ったりして良く混合す る。この際、大きな石、植物などの遺物は取り除く。なお、異物は重量を測定し、混入率を求 めておく。
- ③ 十分に混合後、y線放出核種分析用の測定容器(例えば、U-8 容器)にスパチュラでできるだけ隙間を作らないように詰め、重量を測定する。なお、充填は標準体積線源と同じ高さまで詰める。
- ④ 測定対象核種がα線放出核種、β線放出核種で放射化学分析を必要とする場合は密閉性の高い プラスチック容器に保管する。
- ⑤ なお、湿土壌の一部を磁製ルツボにとり、乾燥器にて 105℃で乾燥し、水分含有量(乾分率) を求めておく。
- ⑥ 長期間保存が必要な場合は、できれば乾燥することが望まれる。
- (3) 測定・評価

測定対象が y 線放出核種である場合は、測定容器を薄手のプラスチック袋に入れ、Ge 半導体 検出器にて平常時は約 8 万秒測定する。

土壌試料の場合、特に注意を要するのは高さ補正と密度補正である。また、東電福島第一原子 力発電所事故では、Cs-134 のサム効果補正が非常に重要である。また、土壌中には、U 系列核 種、Th 系列核種が含まれており、容器に密封状態で長期間置く場合は、Bi-214, Pb-214、Bi-212、 Pb-212 等が生成し容器内に蓄積するのでガンマ線スペクトル上のバックグラウンドピークが増 えてくることがある。このため長期間密封していた土壌試料は開封し、良く混合してから測定す ると良い。

前述したが、IAEA は、2019 年に東電福島第一原子力発電所事故時の土壌などのサンプリング の経験を含めたガイドライン, IAEA, Technical Reports Series No. 486, Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring, を発刊した[240]。採取数と不確かさの関 係など代表性に関係する不確かさの検討が紹介されており、是非、参考として頂きたい。

2) 河川·湖沼堆積物

河川、湖沼における堆積物の採取は、河川の流れの中央で底泥を、採泥器を用いて採取する。

採泥器として一般的なものは、Fig. 5-72 に示したエクマンパージ型のグラブ採泥器である。下 部の開口部を空けた状態で底におろし、メッセンジャーと呼ばれる重りを、Fig. 5-72 の左の図 のようにケーブルを通して落とすと採泥器の上部に当たり留め金が外れ、両側から包み込むよ うに堆積物を採取する。表層の柔らかい堆積物を採取することができるが、採取深さは土質によ り変化するため鉛直分布調査(コアサンプリング)には向かない。ただし、川底や湖底の流れが 速く開口部が斜めに着床すると、十分な量が採取できない場合もある。

なお、採取した底泥はバット等に空け、大きな石や貝殻、水などを除きプラスチック袋(ビニ ール袋)に空気が入らないようにして封じる。

採取する場合は、流れの下流側から採取し、泥をできるだけ巻き上げないよう採泥する。な お、鉛直分布等のコアを調査する場合は柱状採泥器などを用いると良い。



Fig. 5-72 エクマンパージ採泥器

(参考文献 [243]: AXEL アズワン, エクマンパージ採泥器 https://axel.as-1.co.jp/asone/d/1-6413-01/?q=1-6413-01 (2020 年 9 月 30 日利用))

5.1.13 In-situ 土壤表面密度測定

「in-situ」とはイン・サイチュまたはイン・シチゥと呼ばれ、「現場」とか「その場所で」という意味である。ここでは、測定器、特に Ge 半導体検出器などの y 線スペクトロメータを野外に持ち出して、核種毎の空間線量率や土壌面密度や重量濃度の測定を行うことができる。

詳細は、放射能測定法シリーズ、No. 33、ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法 を参照されたい[244]。

- 1) 測定原理
- (1) 核種別放射能測定

地上 1m 高さから In-situ Ge 半導体検出器にて地表から放射されるγ線を測定し、土壌中放

射性核種濃度に換算するためには、放射性核種の土壌中の深度分布を仮定しなければならない。 表面に沈着しているのか、地中に指数関数的に分布しているのか、深度方向に均一に分布してい るかなどである。5.4 式は、重量深度が Ζ における放射性核種濃度を評価するための式である。 この式で重要なパラメータは、重量緩衝深度を表すβ値であり、このβ値により Fig. 5-73 に示 すように放射性核種の深度分布が設定される。

In-situ Ge 半導体検出器の γ 線スペクトルにおけるピーク効率と入射する γ 線のフルエンス 率から単位面積当たりの放射性核種濃度及び 5.9 式により核種別の空間線量率を求めることが できる。

$$A(Z) = A_0 \cdot \exp(-\frac{Z}{\beta})$$
^[5.4]

A(Z):重量深度 Z における放射能濃度(Bq/g)

Z :重量深度(g/cm²)
 単位面積当たりの土壌の重量で表される地表面からの深度。

- Ao : 地表面における放射能濃度(Bq/g)
- β : 重量緩衝深度 (g/cm²) 放射性物質の土壌中における鉛直分布を表すパラメータ。浸透 の程度を表し、数値が大きい程深く浸透していることを示す。



Fig. 5-73 β 値の変化と深度分布の関係

$$A_a = \beta \cdot A_0 \tag{5.5}$$

Aa: 単位面積当たりの放射能(Bq/cm²)

$$A_a = N_f / \frac{N_f}{A_a}$$
[5.6]

 $A_a:$ 単位面積当たりの放射能(Bq/cm²)

N_f:in-situ 測定におけるあるエネルギーEのピーク計数率(s⁻¹)

N_f/A_a : in-situ 測定における効率

$$\frac{N_f}{A_a} = \frac{N_0}{\phi} \cdot \frac{N_f}{N_0} \cdot \frac{\phi}{A_a}$$
[5.7]

No:検出器軸方向(0°)から入射するエネルギーEのγ線によるピーク計数率(s⁻¹)

φ :フルエンス率(cm⁻² s⁻¹)

 N_0/ϕ :検出器軸方向(0°)でのフルエンス率(cm⁻² s⁻¹)当たりのピーク計数率(s⁻¹) この値は検出器に依存するもので、測定を行う者が検出器ごとに γ 線源を測定して算出する。

(2) 核種別空間線量率測定

$$I = N_f / \frac{N_f}{I}$$
[5.8]

I :線量率(空気吸収線量率:μGy/h、又は周辺線量当量率:μSv/h)

Nr : in-situ 測定におけるあるエネルギーEのピーク計数率(s⁻¹)

$$\frac{N_f}{I} = \frac{N_0}{\phi} \cdot \frac{N_f}{N_0} \cdot \frac{\phi}{I}$$
[5.9]

$$N_{0}$$
 : 検出器軸方向 (0°) から入射する γ 線によるピーク計数率 (s⁻¹)
 ϕ : フルエンス率 (cm⁻²s⁻¹)



Fig. 5-74 1m 高さの空間線量率への寄与割合

(参考文献 [42]:IAEA-TECDOC-1092, Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency, 144-145(1999))

詳細は、原子力規制庁放射能測定法シリーズ No. 33、ゲルマニウム半導体検出器を用いた insitu 測定法(平成 29 年 3 月改訂)を参照されたい。

これまで Ge 半導体検出器の冷却は、液体窒素による冷却が主流であったが、バッテリーによ る電気冷凍の Ge 半導体検出器が普及し、持ち運びが容易になってきた。また、長時間の使用も 予備のバッテリーパックを持参すれば可能となった。これにより、特に緊急時に平均的な放射性 核種の土壌表面の沈着密度が迅速に測定できるようになった Fig. 5-75 の(a) 左図は電気冷凍式 のポータブル Ge 半導体検出器を、(b) 右図は液体窒素冷却型 Ge 半導体検出器を用いた In-situ 測定を示す。

もちろん、従来の土壌試料の採取と遮へい体付き Ge 半導体検出器による高感度の精密測定は 極めて重要であるが、土壌の採取、運搬、保管、クロスコンタミネーションの防止などが不要で、 Fig. 5-74 に示すように検出器を中心とした数 m 範囲の土壌中核種濃度の平均的な値を得ること ができる in-situ 測定も緊急時には有益である。なお、緊急時は放出された放射性核種が地上 表面に沈着しているが、時間の経過とともに地中に浸透することから、土壌の鉛直分布を実際の コアサンプラにて採取、Ge 半導体検出器によって確認し、その結果からβ値を求めておくこと が重要である。



Fig. 5-75 ポータブル Ge 半導体検出器を用いた In-situ Ge 半導体検出器

(a) 左図: 電気冷凍式 (Mirion Technologies 製 Falcon 5000), (b) 右図: 液体窒素冷却型

5.1.14 農産物(野菜、穀類等)

農作物は、食品として内部被ばくの評価、予期せぬ放出の検知、水準の把握(水準調査)等の 目的のために重要である。種類としては、野菜、穀類、果実類、嗜好品類が特に重要である。

1) 野菜類

野菜類は、①葉菜 (葉茎菜) 類 (ハクサイ、キャベツ、ホウレン草、レタス、ブロッコリー等)、 ②根菜類 (ダイコン、ニンジン、レンコン、バレイショ、サトイモ等) ③果菜類 (キュウリ、ナ ス、トマト、ピーマン、スイートコーン、サヤエンドウ等)、④果実的野菜類 (イチゴ、メロン、 スイカ等) に区分される。

① 葉菜(葉茎菜)類

葉菜とは、葉茎菜類のうち地中部を主に食するタマネギなどを除いた、ホウレン草、ハクサ イ、キャベツ、レタス、ブロッコリー、小松菜、チンゲン菜など地上に露出した葉を食用とす る野菜であり、大気中の放射性核種が直接葉面に沈着しやすい。また、成長が早く数か月間の 放出の影響や土壌蓄積に伴う経根吸収の影響が確認できる。なお、10cm(草)又は 20cm 深さ の土壌中放射性核種濃度(Cs:Bq/kg-乾燥重量)と植物中濃度(Cv:Bq/kg-乾燥重量)の比(Fv) は、平衡状態の場合は移行係数(TF)として計算評価に用いられている。しかし、地表に沈着し た放射性核種は、耕作など人為的な作用が働かなければ一般的に深度方向に指数関数的な濃度 分布を示すことから、植物の根の深さの土壌中放射性核種濃度と平均濃度との違いが変動要因 となるおそれがある。このため IAEA TRS472 では、5.10 式で表される単位面積当たりの放射 性核種面積密度に対する植物中放射性核種濃度の比として Aggregated transfer Factor (Tag) が用いられる。

 Tag= 植物中濃度(Cv : Bq/kg-乾燥又は生重量)/放射性核種の面積当たりの土壌沈着量

 (D_s : Bq/m²-乾燥重量)

 [5.10]

土壌に沈着した放射性核種が根を経由して可食部へ運ばれる経根吸収も、内部被ばく上重要 である。その地域の栽培時期に応じた葉菜を種類別に採取する。被ばく評価や水準調査など、平 均的な放射性核種濃度を求める場合は、広い範囲から抜き取り的に必要な量を採取することが 望ましい。また、3.15式で示した大気から葉菜への沈着速度(Vgi)等を求める場合は、一定の 面積内の葉菜を全量採取する。例えば一畝や一定の枠正方形などで区切った面積内の葉菜を採 取する。また同時に5㎝深さまでの土壌を、金型など採取面積を明らかにして採取する。

葉菜は、葉に土が付かないように根を地上から1~2 cm上で切り落とし、ポリエチレン袋(プ ラスチック袋)に入れ、おおよその重量を計測する。根ごと採取する場合は土が葉に付着しない ようにすること。

実験室(前処理室)に持ち込み付着した土壌を水洗する。なお、食用にできない傷んだ部位は 除く。よく水を切り、必要ならペーパータオルなどで水滴をぬぐい取り細断する。多量にある場 合は目の細かいネットに入れて脱水機にて低速で水を切っても良い。その後、乾燥・灰化のため に風袋をあらかじめ計量した磁製皿に試料を移し、生重量を測定する。

放射性ヨウ素等揮発性核種を測定する場合は水洗後、緊急時モニタリングのようにクロスコ ンタミネーションを防止したり、迅速性を優先する場合は水洗しないで、細断またはミキサーに てペースト状にしたのちマリネリビーカーに入れ直接測定する。

なお、保管期間が長くなる場合は、腐敗防止としてホルマリン(ホルムアルデヒド)を少量添 加することとしていたが毒性等の問題もあり、近年は冷蔵庫にて保管することが勧められてい る。常温で保管するとペースト状の野菜や牛乳は発酵し発生したガスのために内圧が上昇し、容 器から噴き出すおそれがあるので注意が必要である。

なお、マリネリビーカーを共用する場合は、クロスコンタミネーションを防止するため薄めの 内袋をマリネリビーカーの内面に空気が入らないように密着し、その中に細断若しくはペース ト状の試料を入れ測定すると、マリネリビーカーの汚染防止に役立つ。

定常モニタリングや水準調査として検出下限値を下げて測定する場合は、熱風恒温乾燥器に て徐々に温度を上げ最終的に105℃で恒量になるまで乾燥する。乾燥・冷却後、再度重量を測定 後、制御装置付き灰化炉にて放射性核種が飛散しないようにゆっくりと温度を上げ、最終的に 450℃で数日間かけて灰化する。なお、乾燥や灰化をする場合には、同じ電気乾燥機や電気灰化 炉内には、クロスコンタミネーションを防止するため他の試料と一緒にしない。

放冷後、重量を測り、ミキサーなどで粉砕する。保管は密栓ができる蓋つきのプラスチック容 器に保管する。Fig. 5-76、Fig. 5-77 は旧動力炉・核燃料開発事業団東海事業所環境監視課(日 本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所環境監視課)における採取風景。





Fig. 5-76 ほうれん草の採取



Fig. 5-77 白菜の採取

② 根菜類

ダイコン、ニンジン、カブ、レンコン、バレイショ、サトイモ等の根菜類は、可食部が地中 にあることから葉菜に比べ相対的には大気沈着の影響は小さいが、葉に沈着または気孔などか ら取り込まれた放射性核種の根などの可食部への転流、地表沈着した放射性核種が根から吸収、 可食部へ移行(経根吸収)などの経路の評価が必要である。

これらの根菜類は、できれば直接畑で採取することが望まれる。採取した根菜は、根を切り 落とし良く水洗いした後、可食部を分析試料とする。細かく裁断し、そのままマリネリビーカ ーにて測定するか、乾燥、灰化後、混合した後、灰を測定容器に詰め Ge 半導体検出器にて測定する。なお葉を食する場合は、根菜とは別に細かく裁断し根部と同様に、生、もしくは乾燥、 灰化し測定試料とする。詳細は、放射能測定法シリーズ No. 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。

③ 果菜類

キュウリ、ナス、トマト、ピーマン、カボチャ等の果菜類は、原則として子実などの可食部 を裁断、もしくはミキサーなどで細かくした後、そのまま生の状態か、乾燥・灰化した後に測 定する。詳細は、放射能測定法シリーズ No. 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。

④ 果実類及び果実的野菜

リンゴ、ナシ、ミカン、モモなどの果実類や果実的野菜(イチゴ、メロン、スイカ)等につ いても、皮ごと食する場合は皮ごと細かく細断、もしくはミキサーにてペースト状にし、緊急 時はそのままマリネリビーカーにて測定する。乾燥、灰化する場合は、3.11.2 放射化学分析 (基本操作) [245][129][130][131]に準じて行う。

詳細は、放射能測定法シリーズ No. 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。

2) 穀類

穀類には、主食のコメの他、ムギ、アワ、ヒエなどがあり、概ね収穫は年1回であるが、数年 にわたり貯蔵が可能で、かつ、菓子、パン、ウドンなど、様々な加工品の原料としても用いられ る。このため内部被ばく評価上、極めて重要なモニタリング対象である。

これらのモニタリングは、原則として可食部の子実体を農家及び農協などから、栽培された水 田、畑などの耕作地を特定して購入する。どこの場所で栽培された穀類であるかの情報が評価に 重要である。なお、コメの場合は、玄米または精米を購入する。東電福島第一原子力発電所事故 時には、食品基準として玄米に対して 100Bq/kg と定められたことから玄米を測定する。なお、 保存性の観点から乾燥したもみ米を購入し、分析前に脱穀、精米しても良い。

コメの場合は、放射性ヨウ素等は、籾・葉>玄米>精米の順に濃度が低くなる傾向がある。こ のため、大気からの直接沈着や土壌からの経根吸収などを調査する場合は、収穫期の水田で直接 採取(稲刈り)することも有効である。また、合わせて耕作深さの土も採取すると移行係数(TF) を求めることができる。

水稲、陸稲、麦類(大麦、小麦、エン麦、ライムギ)、トウモロコシ、キビ、アワ、ヒエ、ソ バ等が挙げられる。穀類は水稲など、我が国では年に1度、秋に収穫されるが、被ばく評価上は 一年間食べ続けるとすることから、内部被ばく評価上重要な対象である。

イネの場合は、収穫後、天日干し、最近はコンバインなどで刈り取り、乾燥機で水分が19%程 度まで乾燥し貯蔵される。乾燥後のモミまたは玄米の状態で入手する。通常、出荷時の保管状況 を生重量として記録する。また、採取した圃場の場所や収穫の月日を聞き取っておく。長期保存 する場合はモミ米が適しているが、測定する前に脱穀し玄米、または精米にする必要がある。

緊急時は、玄米化した試料をそのまま測定容器(U-8、またはマリネリビーカー)に入れ、Ge 半導体検出器にて直接測定する。

定常モニタリングとして定量下限値を下げ、水準を確認したい場合は、乾燥後、温度コントロ ール付き電気灰化炉を用いて灰化する。

3) 豆類

大豆、落花生、インゲンマメ、ソラマメなどの豆類は、インゲンマメのように鞘ごと食する 場合は鞘ごと測定する。大豆、落花生などは、子実を可食する場合は子実のみを測定する。豆 類も穀類同様長期間の保存が利くことから内部被ばくへの影響との観点から重要である。

緊急時モニタリンリングではそのままマリネリビーカーにて直接測定する。平常時モニタ リングでは、必要に応じてミキサーなどで粉砕、乾燥したのち Ge 半導体検出器にて測定する。 詳細は、放射能測定法シリーズ 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。

4) イモ類

イモ類は、ジャガイモ、サツマイモ、サトイモ、ナガイモ等が挙げられる。試料は土などを洗 い落とした後、可食部のみを選別し測定する。水分を拭き取り薄切りにする。緊急時モニタリン グの場合は、マリネリビーカーに内袋を用いて充填し、直接 Ge 半導体検出器を用いて測定する。 定常モニタリングでは、必要に応じてミキサーなどで粉砕、乾燥し、測定容器に隙間なく充填 後、Ge 半導体検出器にて測定するか、乾燥後、灰化し、Ge 半導体検出器にて測定する。詳細は、 放射能測定法シリーズ 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。

5) し好品(茶)

お茶は、葉菜と同様、大気からの降下物を葉の表面に沈着しやすい。加工により濃縮される が、Csの茶葉への残留率(1-お湯への抽出率)は0.4~0.6程度である。保存性が良いことから 長期間摂取することが考えられ、栽培、流通状況によっては重要な被ばく経路となる。

お茶は、Fig. 5-78 に示すように生長点と上位三葉を摘むことが望ましいとされており、降雨 や風などによる洗い落とし効果(Wash out)等もあるものの気孔からの取り込み、経根吸収など も含めた生長期間中のおおよその積算放射能に関する情報が得られると考えられる。

詳細は、放射能測定法シリーズ No. 16「環境試料採取法」を参照されたい[129]。



Fig. 5-78 茶葉の摘採位置

(参考文献 [129]: 文部科学省;環境試料採取法、放射能測定法シリーズ No. 16(昭和 58 年))

5.1.15 畜産物(原乳、肉類)

1) 原乳

牛の他、ヤギなどのミルクも対象となるが、消費実態として最も重要な対象は乳牛から絞った 原乳である。原乳は、生乳とも呼ばれるが、環境モニタリングとしてはこの原乳を採取して測定 する。通常酪農家は、採乳した原乳をFig. 5-79に示すように「バルククーラー」と呼ばれてい る冷却、冷蔵貯蔵タンクに貯蔵し、牛乳メーカーのタンクローリー(ミルクローリー)に引き渡 す。このバルククーラーから一部を分けてもらうのが通常である。



Fig. 5-79 酪農家のバルククーラーからの原乳採取

容器は、事前に蒸留水、イオン交換水で洗浄し、現地にて少量の原乳にて共洗いをする。運搬 に長時間かかる場合は、保冷剤、クーラーボックスなどを用いる。実験室に持ち帰ったら使用ま での間冷蔵庫にて保管する。放射性ヨウ素の測定は、2L マリネリビーカー等で直接原乳を Ge 半導体検出器にて測定する。腐敗等を防止するためホルマリンを加える場合もあるが、毒性も あり通常は冷蔵庫で保管し、Ge半導体検出器でのγ線核種の測定後は、放射性ストロンチウム 等の放射化学分析に用いる。

なお、原乳中の放射性ヨウ素は、放射性ヨウ素が大気中に放出され、プルームが牛舎を包む状況(サブマージョン:浸漬状況)の場合は、牛の呼吸による吸入経路によっても濃度が上昇する ことが確認されている。吸入摂取による牛乳中濃度の上昇は時間的には飼料摂取による経口摂 取より早く生じる。また、牛乳中放射性ヨウ素濃度は、その後に放射性ヨウ素を含まない清浄な 飼料を与えると代謝に伴い原乳中ヨウ素濃度は低下する。これをクリーンフィーディングと呼 ぶ。

このため、緊急時には、牧草や配合飼料も合わせて採取するとともに、給餌割合に関する情報も聞き取ることが防護対策を決定する上で望まれる。

Fig. 5-80 は、チェルノブイリ原子力発電所事故時に我が国で観測された原乳中放射性ヨウ素 (I-131)濃度の推移と見かけの半減期を求めたものである。





2) 肉類

ここでは畜産業として飼育、出荷される肉類について述べる。我が国の代表的な肉は、牛肉、 豚肉、鶏肉であるが、施設周辺において飼育されていても飼料が外国も含めた施設影響を受けな い地域で生産されたものの割合が高い場合もあり、畜産農家に飼料の産地を確認することが重 要である。国産の肉類は輸入品の割合も多く、生産地と消費地が離れているなどから我が国で は、これまで被ばく経路としての寄与は小さいと考えられてきた。

しかし、東電福島第一原子力発電所事故時には、主要な産業であった肉牛の生産のみならず子 牛の飼育に多大な影響を及ぼした。特に飼料として、汚染した稲わらを与えたことによる肉類の 放射性 Cs 濃度の上昇が問題となった。放射性 Cs は、筋肉組織に濃縮されやすいことから飼料 に含まれる放射性 Cs 濃度にも注意が必要であった。福島県は、全国の肉牛飼育における優良な 子牛の生産地であったことから、この供給が止まったことにより全国の肉牛生産者が影響を受 けることとなった。

一方、チェルノブイリ原子力発電所事故後には、放射性核種が含まれていない清浄な飼料を家 畜に数か月与えることにより、体内の放射性核種が代謝に伴い低下するクリーンフィーディン グが行われたが、我が国では出荷の時期がずれると肉質が変化してしまい、消費者が嗜好する肉 が生産できない、また風評被害などもありクリーンフィーディングは適用されなかった。

なお、鶏卵については、放射性核種の移行割合は他の肉類に比べ小さいものの生卵の場合は比 較的生育地周辺にて消費されることから環境モニタリングの対象となる。

環境モニタリングの対象としては、被ばく経路としての評価結果を踏まえて実施することを 判断することとなるが、東電福島第一原子力発電所事故の経験を踏まえ、緊急時の備え、水準の 把握との観点では、数年間隔で調査しておくことが必要と思われる。

牛肉、豚肉、鶏肉、羊肉(マトン、ラム)、馬肉なども食肉の対象となるが、肉類の採取は専 門の食肉業者に依頼する。その際、生育場所、生育期間、飼料の種類(特に牧草及び放牧期間) の確認が必要である。

5.1.16 飼料(牧草、デントコーン、稲わら)

チェルノブイリ原子力発電所事故では、地元で生産された牛乳の飲用が続けられたことから、 特に小児甲状腺の被ばく(等価線量)により、数年後から甲状腺ガンの発生が増加した。被ばく 経路としては、大気→牧草→乳牛→牛乳→人が重要である。また、核種としてはヨウ素-131 (I-131)の寄与が大きい。牧草は、地域により栽培の種類が異なり、イネ科:イタリアンライグラ ス、オーチャードグラス (カモガヤ)、ソルゴー、トールフェスク、ケンタッキーブルーグラ ス、チモシー、ペレニアルライグラス (ホソムギ)、スーダングラス、ローズグラス、マ メ科:アルファルファ、クローバー (ムラサキツメクサ、シロツメクサなど)などがある。 これらの牧草は成長時期によっても異なるが地表から1 cm~2 cm上を切断し採取する。できる だけ道路脇など、降雨時に土が跳ね上げられて付着する可能性の高い場所は避ける。また、可能 なら採取面積を記録する。採取した試料は重量を測定し、洗わずに細かく切断、ミキサーにてペ ースト状にしたのち、マリネリビーカーに移し Ge 半導体検出器にて放射性ヨウ素を測定する。 なお、マリネリビーカーに移した牧草は冷蔵庫で保管する。そのほかの牧草試料は、乾燥、灰化 しガンマ核種や Pu 等放射化学分析用に用いる。なお、放射性ヨウ素の測定が終了したマリネリ ビーカー内のペースト状試料は、乾燥用試料に合わせ、乾燥、灰化処理を行っても良い。

なお、東京電力福島第一原子力発電所事故時には、大気放出が殆ど停止し地上部への直接沈着 が減少した後に播種及び成長した牧草からも放射性 Cs が検出された。これは周囲の土壌等に沈 着した放射性 Cs の再浮遊や土壌から牧草への移行(経根吸収)によるものであると推定された。

5.1.17 淡水産物(川魚、湖沼産物、底生生物)

魚類(コイ、フナ、アユ、イワナ、ヤマメ、ニジマス、ワカサギ、ウナギ、ドジョウ)、貝類 (シジミなど)が対象となる。

東電福島第一原子力発電所事故後のモニタリングにおいて、Fig. 5-81、Fig. 5-82 に示すよう に、海水産物は東電福島第一原子力発電所事故後4年程度で基準(100Bq/kg)を超えるものが見 られなくなったのに対して、淡水産物は基準(100Bq/kg)を超えるものが2020年頃まで見られ た。特に、淡水魚は、体内の放射性セシウムの濃度の低下が遅いように見える。会田や山本らに よると海水魚は、周囲が海水で塩分濃度が高いため体液との浸透圧のバランスをとるため塩分 イオンの排出が速やかであり、NaやKと類似したアルカリ元素であるCsの体内外交換も速く、 これにともない放射性Csも排出されやすいと考えられている[247][248]。

これに対して淡水魚は、周囲が淡水であり塩分濃度が低いため体内の塩分イオン濃度を一定 に保つ必要性から対外に塩分イオンを排出しにくく放射性 Cs も排出しがたいとされている。特 に、ヤマメ、イワナなどには、水中の放射性 Cs 濃度が低いにも関わらず9年間が経過しても基 準値を超える魚が検出されている。また、河川や湖沼などの淡水環境では、放射性 Cs の大部分 が川底や流域の土壌などに沈降しており、水草、水生昆虫に存在している。このため、山本らは、 これらを餌として摂取する食物連鎖を経由した寄与が大きくなってきていると報告している [248]。

アユは水中の岩や石に付着している水生植物等を削り取って摂取するので、岩に付着した水 生のコケ等に依存する傾向が指摘されている。また、Md. Enamul Haque らは、水生生物から淡 水魚への移行係数(TF)の算出についての研究を報告している[249]。



(参考文献 [250]: 農林水産省水産庁,水産物の放射性物質調査の結果について~2月1日更新~, (https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html (2021年2月8日に利用))



Fig. 5-82 海産種(魚、貝、海藻類など)の放射性物質の調査の結果

(参考文献 [250]: 農林水産省水産庁,水産物の放射性物質調査の結果について~2月1日更新~, (https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html (2021年2月8日に利用))

5.1.18 野生生産物(山菜、キノコ、野生動物)

1) 山菜等

タケノコ、ワラビ、ゼンマイ等の山菜及びキノコ類は、里山など森林に生育し、リターと呼ば れる落ち葉や腐食層から栄養を摂取する。東電福島第一原子力発電所事故の影響を受けた森林 における放射性 Cs は、徐々に地中に移行し粘土鉱物などに吸着、固定されるものの表層に長く 存在している。このため表層 5cm 程度に長期間とどまることが報告されている。山菜は、この放 射性 Cs の高い表層から養分を吸収するため、畑等の野菜に比べ放射性 Cs の濃度の減少が遅れ ていると考えられている。

タケノコは、季節性があるが商品価値も高く根を除き、皮をむいたものを測定対象とする。採 取時は土壌等が付着しないように根の部分を除き、また、皮を剥いた可食部を試料とする。通常 は水洗し泥を落とす。なお、東電福島第一原子力発電所事故時のモニタリング結果では、先端の 成長点の放射性 Cs 濃度が高い傾向を示した。しかし重量としての割合は少ないためタケノコ全 体の平均濃度への寄与はそれほど大きくはない。このため採取したタケノコは、全体を細断し良 く混合することが重要である。

ワラビ、ゼンマイ、コゴミ(クサソテツ)などは、可食部を摘み取り水洗し試料とする。ワラ ビ、ゼンマイも穂の部分が茎の部分より高い傾向を示すとの報告がある[251]。また、表土中の 放射性 Cs 濃度との相関性を有することから、表土を採取し移行係数を求めておくことが評価上 役に立つ。なお、あく抜きや水煮、塩漬け-塩抜き等の調理によっても放射性 Cs が減少するとの 報告がある[252]。

山菜のなかで比較的高い値を示したのがコシアブラである。コシアブラは、タラノメと同じウ コギ科で、幼木の新芽が山菜として利用される。10m以上の樹木に成長することから、経根吸収 による放射性 Cs の吸収以外に直接樹皮に付着した放射性 Cs の取り込みの影響を受けていると の報告がある。コシアブラ、タラノメは新芽の部分を摘み取り分析試料とする。

2) キノコ類

キノコ類は、菌糸が広範囲に広がり、その子実体が食用などに利用されている。マツタケなど の生きた樹木から養分を得る菌根菌と、シイタケ、ナメコ等の死んだ木に生息する腐生菌に分け られる。菌根菌が腐生菌より放射性 Cs 濃度が高い傾向を示すとの報告がある。また、食品流 通として考えると野生のキノコと栽培キノコに分けられる。

原木栽培のシイタケなど野外環境で育成され市場に流通する栽培キノコは、緊急時の食品 摂取制限などの防護対策の観点からは重要であるが、しかし、施設周辺の環境影響評価にお いては、人為的影響が含まれるので優先順位は低い。このため、自然環境で採取される食用キ ノコが環境モニタリングとしては重要となる。

田上等は、地域的な降下量の違いが少ないと考えられる過去の大気圏内核実験フォールアウト(グローバルフォールアウト)の影響に基づき、自然環境下にて生育した43種類の野生キノ

コについてランク付けを行った[251]。Cs-134/Cs-137 放射能比等を用いて東電福島第一原子力 発電所事故由来の Cs-137 を除いたグローバルフォールアウト起源の Cs-137 濃度について、キ ノコの種類ごとに幾何平均値を求め、低い濃度順にランク付けした。それによると、菌根菌が腐 生菌より高い濃度を示す傾向が示された。しかし、腐生菌及び菌根菌の中でも移行しやすさには 最大二桁程度の差があり、例えばマツタケは菌根菌でも腐生菌のムラサキシメジよりもやや低 い濃度を示すと報告している。43 種類のなかで最も低い濃度は、ハタケシメジ、ヒラタケな ど、また、最も高い濃度になるキノコは、コウタケ、ショウゲンジ、キハツタケ等が上げられて いる[251]。

また、将来予測をするための環境モニタリングにおいては、子実体を形成するための菌糸の分 布とその環境中の放射性 Cs 濃度が重要である。放射性 Cs は土壌の粘土鉱物に吸着すると極め て強固で植物などが利用しにくくなるといわれているが、キノコが利用する菌糸の分布はリタ ーや腐食層であり、土壌に吸着固定されていない動きやすい放射性 Cs 濃度の影響を受けている 可能性が高いと考えられている[252][253]。

キノコは、生育場所が毎年変わる可能性があることから、対象地域をある程度の範囲で計画 し、採取時期も収穫期(生育期)に合わせ、子実体を採取し土等を除く。可能なら採取場所にお ける土壌を表層のリターや腐食層も含めて清浄なビニール袋に採取する。なお、採取日時、採取 場所、採取者、採取量、降雨の有無などの天候や周囲の状況等を記録する。写真などを撮影して おくと良い。また、森林内は GPS が使えない場合が多いものの、GPS が使える場合は緯度、経度 情報を記録する。GPS が使えない場合は、地図上に採取地点をマーキングすると良い。

3) 野生動物

野生生物は、食品として広く流通することが少ないので、平常時には、流通も含めた消費実態 に則して緊急時モニタリングのためのバックグラウンド調査として数年に一度調査しておくこ とが必要である。バックグラウンド調査行うことによって、緊急時の指標生物としても用いるこ とができる。

野生生物としては、キジ、ヤマドリ、カルガモ、ノウサギ、イノシシ、ニホンジカ、ツキノワ グマなどが対象となる。

採取は、専門家や害獣駆除等の際に採取されたものを分けてもらうのが現実的である。その 際、採取日時、採取場所、採取部位等を明らかにしておくことが、測定結果の評価に重要である。

東電福島第一原子力発電所事故時には、Fig. 5-83 に分析結果の一例を示すが、特にイノシシの肉(筋肉)中の放射性 Cs 濃度が高くなった。イノシシは、雑食性で木の根等も土を掘り起こして食す習慣があることから、土も同時に摂取する可能性が高いと考えられている。ただし、チ

ェルノブイリ原子力発電所事故において、イノシシ肉中の放射性 Cs 濃度は年月が経っても減少 が見られなかったのに対して、東電福島第一原子力発電所事故におけるイノシシ肉中の放射性 Cs 濃度は減少傾向が見られている。この違いがどのようにして生じているか各機関で研究中と 聞いているが、①イノシシの食性が違う(例えば、チェルノブイリではキノコ類を多く食してい るが、福島では根茎など多様化している)、②福島の汚染区域の範囲が狭く、高い地域と低い地 域を行き来することにより、摂取する放射性 Cs の濃度が希釈される、等が考えられている。

<平成23年度放射線モニタリング調査結果一覧表>

(平成23年度末公表分まで)

調査対象種		方部別サンプル数						e1	
		県北	県中	県南	会津	南会津	相双	いわき	Π
イノシシ	捕獲件数核種濃度	79 (62) 266	22 (4) 86. 3	23(16) 139	5 (0) 12	1 (0)	16(12) 361	7 (4)	153 (98)
3	(セシウム) Bq/kg	~ 14, 600	~ 13, 300	~ 1, 350	~ 124	43.8	~ 5, 720	~ 1, 410	
クマ	<u>捕獲件数</u> 核種濃度 (セシウム) Bq/kg	4 (2) 200 ~ 676	4 (0) 143 ~ 495	3 (3) 737 1, 850	5 (0) 29.7 ~ 147	3 (0) 43. 2 ~ 127			1 9 (5)
キシ・・ヤマト・リ	捕獲件数 核種濃度 (セシウム) Bq/kg	11(0) 59.9 ~ 480	6 (0) 25.8 ~ 141	3 (0) 検出セザ ~ 155	5 (0) 検出せず ~ 45.6		4 (0) 34.6 310	17(1) 17. 7 ~ 736%	4 6 (1)
カモ類	捕獲件数 核種濃度 (セシウム) Bq/kg	5 (0) 39.0 ~ 405	5 (0) 検出せず 91.9	4 (0) 14.4 ~ 165	6 (0) 検出せず 14.0	<u>1 (0)</u> 検出せず	4 (0) 59.4 ~ 268	7 (0) 57.6 ~ 143	32 (0)
ニホンジカ	捕獲件数 核種濃度 (セシウム) Bq/kg		3 (0) 138 ~ 234	3 (1) 209 ~ 573※	1 (0) 118	3 (0) 検出せず 464			1 0 (1)
ノウサギ	捕獲件数 核種濃度 (セシウム) Bq/kg	1 (1) ※ 2, 030							1 (1)
計		100 (65)	4 0 (4)	3 6 (20)	2 2 (0)	8 (0)	2 4 (12)	3 1 (5)	261 (106)

* ()は、暫定基準値(500Bq/kg)を超えた検体数(内数)

Fig. 5-83 福島県内野生動物中放射性セシウム濃度(Bq/kg)

(参考文献 [254]: 福島県、ふくしま復興ステーション復興情報ポータルサイト野生鳥獣の放射線モニ タリング調査結果、福島県、http://www.pref.fukushima.lg.jp/download/1/shizen23-itiran.pdf (2020 年 11 月 5 日に利用))

5.1.19 原材料(木材、肥料、飼料、建築資材等)

東電福島第一原子力発電所事故時には、被ばく評価上はそれほど関係しないものの、地域経済 には大きな影響を及ぼしたものに木材、砂利、砂などの建築資材、稲ワラ、薪、木炭、腐葉土な どの原材料が挙げられる。特に福島県は約70%が森林地域であり、林業に及ぼす影響は大きかっ た。

1) 木材

木材は、製材され木造住宅の構造物として使用される。したがって、放射性核種を含む木材を 用いた住宅内に居住したときの外部被ばく評価が重要である。特に床材の場合は直に接する可 能性もある。また、木材中の放射性核種の飛散のよる内部被ばくも長期的には重要な被ばく経路 となる。このため木材は、緊急時における長期的な影響に係るモニタリングの対象と考えられる。

森林は、大気から降下した放射性核種が、まずキャノピーと呼ばれる葉部が茂った木の上部 (樹冠部)で受け止められる。その後、風雨により乾生沈着、落葉、林内雨や樹幹流により、地 表(林床部)に移行する。林床部は、枯れ葉等の植物が堆積したリター層、腐葉土層、土壌層な どから構成されている。放射性核種は、リター層→土壌層へ移行し、放射性 Cs の場合は土壌中 の粘土鉱物等に強固に固定される。日本原子力研究開発機構では、Fig. 5-84 に示すような森林 における放射性核種の環境動態研究を行っている[255]。



Fig. 5-84 森林中放射性 Cs の分布

(参考文献 [255]:日本原子力研究開発機構, "放射性物質の動き(森林)", 答えます みんな が知りたい福島の今 - 根拠情報 Q&A サイト -, https://fukushima. jaea. go. jp/QA/index. html (2020 年 11 月 17 日に利用)) この結果、福島事故時の木材中の放射性核種濃度は、当初樹冠、樹皮(バーク)が高い値を示 した。当時は3月で広葉樹は葉を落としていたので、針葉樹の樹冠部が高かったが、徐々に落葉 し放射性 Cs 濃度が低下した。Fig. 5-85 に木材の断面を示すが、木材の外側に近い部分(辺材) と中心部(心材)の放射性 Cs 濃度は、当初、樹皮>辺材>心材の順であったが、スギに関して は 2017 年度頃には、辺材≒心材になってきた。樹木表面についた放射性 Cs が樹体内に移動す る現象が生じていると考えられた。また、枝の先端の伸長点の濃度が高く、切り株から成長する 萌芽枝の濃度も相対的に高くなる傾向もあり経根吸収の影響と考えられている[255]。

木材中放射性核種濃度の測定は、部位により濃度分布に違いが生じることから、地上 1m 高さ 付近の樹皮、辺材、心材別にノコギリ(またはチェーンソー)で輪切りにし、部位別に切り出し、 細断又は粉砕後・乾燥して分析試料とする。なお、輪切りにした段階で生試料を測定後、そのま ま乾燥、または細断後に生重量、乾燥後に乾燥重量を測定し、乾燥率を求めておくと良い。

また、伐採しないで採取する場合は、成長錘を幹に所定の深さまでねじ込み、木材試料を採取 している[255]。



Fig. 5-85 木材の断面構造

(参考文献 [239]:福島県森林計画課:「森林における放射性物質の状況と今後の予測について」報告会、2017年5月12日資料より)

2) 肥料、飼料など

東電福島第一原子力発電所事故時に問題となったものとして、腐葉土、堆肥としての森林堆積 物、園芸用土壌、肉牛などの飼料などに用いる稲ワラなどであった。

腐葉土や堆肥は、森林(里山)等の林床部から採取され、堆肥化する段階で容積が縮小するため、放射性核種の濃度が高く濃縮されやすい。これを肥料として畑や園芸に用いると、野菜など 食用に供する作物の場合は経根吸収による可食部への放射性核種の移行にともなう内部被ばく の発生のおそれがある。また、肥料などの用途が食用植物ではない場合は、まずサーベイメータにより表面の線量率を測定するなど、外部被ばくなどの影響を評価する必要がある。

その後、採取した試料を生のまま Ge 半導体検出器により核種分析を行う。

3) 建築資材

東電福島第一原子力発電所事故時には、砕石、砂などが資材置き場に野積みされていたことか ら、大気放出された放射性核種の降下沈着にともない汚染された。これらの建築資材は、モルタ ルと混ぜられコンクリートとして壁、床等に使われた場合は、外部被ばく源となる。また、建築 段階での取扱にて粉塵が発生すると建築作業者の内部被ばくを生じさせるおそれがある。

いずれにしても、緊急時におけるモニタリング対象として、採取した試料を、先ず乾燥等の前 処理をせず生のまま Ge 半導体検出器により核種分析を行う。

5.1.20 陸上指標生物

1) ヨモギ

ヨモギはキク科の多年草で日本国内に広く分布しており、野草として容易に採取できる。 Fig. 5-86 に示すように葉は羽状に深く裂け裏面が細かい毛でおおわれている。このため大気放 出された放射性核種が沈着しやすい。また、若葉はヨモギ餅など食用にも供することから、これ らの理由で指標生物として適している。

平常時モニタリングとして定期的に測定し、葉菜との相関を調べておけば、葉菜の採取が困難 な場合の代替えとなる。ただし、葉に細かい毛があり、また葉菜に比べ生育期間が長い、また生 育場所が道路に近い場合は再浮遊の影響を受けるおそれがあり葉菜に比べ放射性核種の濃度が 高くなる傾向があるので直接代替えするのではなく、通常からヨモギの放射性核種濃度の変動 や相関を把握し、葉菜との換算係数などを求めておくことが望ましい。



Fig. 5-86 指標生物(ヨモギ)(筆者撮影)

2) 松葉

日本に生息する松はクロマツとアカマツがあり、葉は針状をしている、粘着性の樹液を出すこ とから、空気中の粉塵などが捕集されやすい傾向がある。また、概ね1年毎に主幹が伸び、節と 節の間が1年間で成長する。一般に土壌中から根を通して吸収された放射性核種は成長点に集まる傾向がある。このためFig. 5-87に示すように2年生葉を採取すれば、大気中放射性核種濃度や経根吸収の1年間の影響が評価できるので、指標生物として適している。



Fig. 5-87 指標生物(松葉)

(参考文献 [129]:文部科学省、放射能測定法シリーズ No. 16、「環境試料採取法」)

通常は手摘みで、二年生葉を摘み取るがクロスコンタミネーションを防止するためにゴム手 袋を着用する。なお、高所の場合は高枝バサミなどで枝ごと切り落とす必要があるが、切りすぎ ると翌年の採取ができなくなる場合があることから、一か所に集中せず、広い範囲で抜き取り的 に採取する。枝切バサミの場合は、枝が地表に落下しないように捕集袋が付けられたものを利用 すると良い。または、地表にビニールシート(ブルーシート)などを敷いてその上に落下させる。

5.1.21 海水 (表層水、中層、深層水)

海上では採取ポイントの位置を特定することが難しいが、近年は GPS の精度が向上してきた。 船をあらかじめ定めた緯度経度の定点に停止させて、海表面下、約 1m 深さまでの表層水を、分 析対象に応じた量、採水する。日本原子力研究開発機構は、東海地区において専用のモニタリン グ船「せいかい」(Fig. 5-88)を所有しており、水面下 1m の位置の海水を揚水ポンプ及びホー スにて甲板上に組み上げている(Fig. 5-89)。

通常、作業者が持ち運べる容量として 20L のポリタンクを用いている。ポリタンクは事前に 洗浄し乾燥後、採水地点では海水での共洗いを通常 3 回程度行い、クロスコンタミネーション を防止する。また共洗いした海水は流れの下流側へ排水する。 JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-88 日本原子力研究開発機構モニタリング船「せいかい」



Fig. 5-89 表層海水のポンプアップ

採水したプラスチック容器には、海水 20L あたり硝酸を 100mL 程度添加し良く混合する。こ れは微量の放射性核種がラジオコロイドとして容器の内面に吸着することを防ぐことを目的と している。特に Pu 等のアクチノイド核種は吸着しやすいので酸の添加が必須である。ただし、 トリチウム分析や塩分測定用の海水試料には酸を加えず、必要量を別のプラスチックビンに採 取する。

なお、海水は水温や塩分濃度を測定し、河川水や雨水の混入、放出排水の影響などの評価の参 考とする。また、海水中放射性核種の鉛直分布を調査する場合は、専用の採水器を用いる。水深 が浅い場合は、バンドーン採水器などを用いる。

5.1.22 海底土 (海底堆積物)

海底土の採取は、船上から採泥器を海底に下して採取する。海洋は水深が深く、また海流に流 されないように重量も大きいことから、Fig. 5-92 に示すようなクレーンに採泥器 (Fig. 5-90 写 真はスミスマッキンタイヤー型グラブ式採泥器)を吊るして行う。採取場所は、GPS を用い表示 値を記録するが、海底堆積物は流れの影響を受けることから浅い地点では毎回堆積の状況が異 なる場合がある。採取直後に写真を撮るとともに色や性状を記録する。採泥は数回行い大型の貝 や石を取り除くプラスチックバック (ビニール袋)に封入する。保管はできればクーラーボック ス等が望ましい。

海底が岩盤質でスミスマッキンタイヤー型グラブ式採泥器では堆積物が採取できない場合は、 海底を円筒形若しくは箱型の採泥器を引きずるようにして採泥する。ドレッジ採泥器は、極表層 の採取に用いられるが、引きずる範囲が広範囲である場合の堆積物中放射性核種濃度は、その範 囲の平均値となる。評価に際しては注意を要する。Fig. 5-91 は箱型のドレッジ採泥器の一種で あるカンナ型採泥器を示す。この他、海底堆積物の鉛直分布を調査するなどの目的で、柱状採泥 器、通称コア採泥器が用いられる。なお、Fig. 5-90、Fig. 5-91、Fig. 5-92、Fig. 5-93、日本原子 力研究開発機構モニタリング船「せいかい」に装備されている機器、設備を示す。



Fig. 5-90 スミスマッキンタイヤー型採泥器



Fig. 5-91 カンナ型採泥器



Fig. 5-92 スミスマッキンタイヤー採泥器とクレーン



Fig. 5-93 スミスマッキンタイヤー採泥器の投入

また、Fig. 5-94 は、スミスマッキンタイヤー採泥器により採取した海底堆積物を鉄製の平皿 に写し、採取物を選別している風景である。



Fig. 5-94 採泥後の受け皿開けての石、貝、夾雑物の選別
5.1.23 海洋生物(魚類、無脊椎生物、海藻類等)

海洋生物としては、施設からの排水放出の影響を受けやすく、人間が食するものを対象とす る。基本的には施設の安全審査における環境影響評価に用いた被ばく経路上の対象を選択する。 また、発電用軽水型原子力施設周辺の線量目標値に対する評価指針では魚類、無脊椎動物、海藻 類に分けている。さらに放射性ヨウ素の甲状腺被ばくに関係する安定ヨウ素の摂取量の評価が 内部被ばくを評価する上で重要である。

1) 魚類

魚類としては、その生息域や漁獲実態などを考慮して種類を選定する。漁獲は漁業権を有する 漁協や漁師に依頼するが、原則として市場に水揚げされる種類を対象とする。

なお、食用であるものの指標生物としても利用する場合や緊急時のためのバックグラウンド 調査としては、その地域で水揚げされる魚種を数年に一度、幅広く採取、測定しておくことも有 益である。

- スズキ、タコ、ボラ(汽水域)、ワカサギ(汽水域)、ハゼ(汽水域)など
- 浮遊する魚種:シラス(イワシ類の稚仔魚)、シラウオ(サケ目)、シロウオ(スズキ目ハゼ
 科)など
- 海底付近に生息する魚種:ヒラメ、カレイ、コモンカスベ、コチ、イカナゴ(小女子)、ア イナメなど
- 食物連鎖上栄養段階の上位に位置する魚種:スズキ、サケ、タラ
- 回遊魚であっても東電福島第一原子力発電所事故時に影響を受けた魚種:サケ、タラ、ニベ、 ホウボウなど

Table 5-3 は東電福島第一原子力発電所事故時のモニタリングとして平成23年(2011年)3 月~8月までに福島県沖にて調査された魚のうち500Bq/kg-生を超えた魚種を測定結果の高い順 に並べたものである。事故初期に影響を受けやすい魚種としては、イカナゴ、シロメバル、アイ ナメ、ヒラメ、カレイ類など、沿岸の海底付近に生息する魚が挙げられる。イカナゴはコウナゴ とも呼ばれるが、幼魚時代や夏には暑さを逃れて海底の砂地に潜ったり、出たりして生息するの で高い値が検出されたと考えられる。なお、タラなどの大型回遊魚の場合は、事故時に付近で影 響を受けた個体が広範囲に回遊したことから北海道沖まで測定結果が有意となった可能性があ ることが報告されている。また、寿命の長い魚種については、数年後でも比較的高い放射性Cs 濃度の個体が確認されている。

なお、シラスとシラウオは間違いやすいが、シラスはカタクチイワシ等の稚魚であるが、シロ ウオはハゼ科の成魚である。どちらも沿岸や河口付近に浮遊することにより排水が海洋放出さ れた場合に影響を受けやすいとされている。また、イカナゴは、前述したように海底に生息する ので、浮遊しながら成長するシラスやシロウオなどと生態が異なっており、イカナゴをシラスの 代替えとして用いることはできないと考える。

Table 5-3 福島県沖で 2011 年 3 月~8 月に放射性セシウム濃度が 500Bq/kgを超えた魚(降順)(1/2)

(参考文献 [250]: 水産庁, 水産物の放射性物質調査の結果について~2月19日更新~,
 http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html (2018年2月22日に利用))

魚種	採取地	<u>^ + 0</u>	Cs-134+Cs-137	
		公衣口	(単位:Bq/kg-生)	
イカナゴ(コウナゴ)	久之浜沖	H23. 4. 19	14400	
イカナゴ(コウナゴ)	四倉沖	H23. 4. 13	12500	
イカナゴ(コウナゴ)	勿来沖	H23. 4. 27	3200	
シロメバル	久之浜沖	H23. 7. 6	3200	
アイナメ	久之浜沖	H23. 7. 20	3000	
イカナゴ(コウナゴ)	勿来沖	H23. 5. 5	2900	
イカナゴ(コウナゴ)	勿来沖	H23. 4. 27	2600	
シロメバル	久之浜沖	H23. 7. 20	2060	
アイナメ	久之浜沖	H23. 7. 6	1990	
アイナメ	久之浜沖	H23. 6. 16	1780	
アイナメ	原釜沖	H23. 6. 23	1780	
エゾイソアイナメ	平藤間沖	H23. 7. 27	1540	
イシガレイ	平藤間沖	H23. 8. 3	1220	
コモンカスベ	平藤間沖	H23. 8. 3	1200	
エゾイソアイナメ	勿来沖	H23. 6. 9	1150	
コモンカスベ	平藤間沖	H23. 8. 16	1070	
コモンカスベ	平藤間沖	H23. 8. 16	930	
コモンカスベ	平藤間沖	H23. 7. 13	920	
エゾイソアイナメ	四倉沖	H23. 6. 16	890	
シラス	勿来沖	H23. 5. 13	850	
アイナメ	小名浜沖	H23. 6. 9	780	
ヒラメ	久之浜沖	H23. 7. 13	760	
アイナメ	久之浜沖	H23. 8. 24	750	
アイナメ	平藤間沖	H23. 7. 13	720	

Table 5-3 福島県沖で 2011 年 3 月~8 月に放射性セシウム濃度が 500Bq/kgを超えた魚(降順)(2/2) (参考文献 [250]: 水産庁,水産物の放射性物質調査の結果について~2 月 19 日更新~,

http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html(2018年2月22日に利用))

魚種	採取地		Cs-134+Cs-137	
		公衣口	(単位:Bq/kg-生)	
ババガレイ	久之浜沖	H23. 7. 13	720	
エゾイソアイナメ	四倉沖	H23. 8. 24	710	
コモンカスベ	久之浜沖	H23. 8. 24	690	
イシガレイ	沼之内沖	H23. 6. 16	680	
ウスメバル	四倉沖	H23. 8. 3	680	
シラス	小名浜沖	H23. 5. 19	640	
ウスメバル	四倉沖	H23. 7. 20	640	
コモンカスベ	平藤間沖	H23. 8. 3	640	
シラス	小名浜沖	H23. 6. 9	630	
アイナメ	平藤間沖	H23. 8. 3	620	
ヒラメ	平藤間沖	H23. 8. 3	590	
イカナゴ(コウナゴ)	四倉沖	H23. 4. 9	570	
シラス	久之浜沖	H23. 5. 13	560	
マコガレイ	四倉沖	H23. 8. 31	550	
アイナメ	久之浜沖	H23. 7. 6	530	
コモンカスベ	植田沖	H23. 8. 24	530	
シロメバル	四倉沖	H23. 7. 20	520	
マコガレイ	久之浜沖	H23. 8. 24	520	
コモンカスベ	四倉沖	H23. 8. 31	510	

Fig. 5-95、Fig. 5-96、Fig. 5-97 は、採取(業業者に依頼)したカレイ類を、乾燥する前の魚の処理をしているところである。Fig. 5-95 は、生重量の計量、Fig. 5-96 は、魚体の体長等の測定をしている。一般的に体長の大きい個体の方が、放射性Cs 濃度が高い傾向にある。Fig. 5-97 は、魚の可食部の分別作業を示している。カレイ、ヒラメ類は海底付近に生息していることから、放射性核種の濃度が高くなる傾向がある。特に放射性 Cs は筋肉に集積することから、可食部を分析対象とすることが重要である。Fig. 5-97 に示すように可食部は磁性の皿に移し、専用の乾燥器で乾燥した後、450℃で灰化される。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-95 魚の生重量の計量



Fig. 5-96 魚体の体長等の測定



Fig. 5-97 魚の可食部の弁別

2) 無脊椎生物

無脊椎生物には、貝類、軟体動物(イカ、タコ)、甲殻類(エビ、カニ)、棘皮動物(ウニ)、ナマコ などがあり、環境モニタリングの対象は、食品として採取、流通しているものを、消費量の多いもの から対象とする。なお、イカは、Ag-110mを選択的に濃縮する傾向があり、主要な被ばく評価経路では 無いが地域産物として重要である。ただし、イカは、回遊することが知られており採取時の海域情報 が重要である。なお、タコも海域を移動するものがいるので採取場所や生息域に注意を要する。これ らの特性を考慮した採取・測定・評価が必要である。また、安定的に採取できる種類のものは水準調 査として重要である。

貝類は、排水や陸上からの影響を受けやすい沿岸近くの潮間帯などに生息している種類があり重要 である。ハマグリ、アサリ、ウバガイ(ホッキガイ)等の二枚貝と、サザエ、アワビなどの巻貝が主に 対象となる。アワビ等は海藻を餌にすることから二枚貝に比べ放射性核種の濃度が若干高い傾向を示 す場合が多い。Fig. 5-98 は、ウバガイの写真を示す。このウバガイは平常時モニタリングの計画にも とづき、定期的に仕入れたものである。その際、採取した漁業者に採取場所や採取日時を確認してい る。あらかじめ採取場所と時期を指定して採取をお願いすることが望ましいが、天候、海象、あるい は貝毒の発生などにより安定した採取が難しい場合がある。また、被ばく評価の目的では水揚げされ ない試料は、市場に出回らないのであるから採取できなくて良いとの考え方もある。そこで筆者が所 属していた部署では、市場で水揚げされた試料を購入することとしていた。ただし水準調査の目的と して代替え試料(貝類)などでモニタリングを継続することが望ましい。



Fig. 5-98 ウバガイ(ホッキガイとも呼ばれる)

3) 海藻類

海藻は、潮間帯や沿岸域に生息し、陸上からの放射性核種の流入、大気放出にともなう放射性核種の 沈着の影響を受けやすい。また、鉄、コバルト、放射性ヨウ素、Pu、Am、Cm等の元素の濃縮係数が1000 を超えており、濃縮しやすい[100]。

緑藻植物門(緑藻綱等)、黄藻植物門(褐藻綱、黄緑藻綱)、紅藻植物門などに分類される。緑藻綱に はアオサなど、黄藻植物門褐藻綱にはコンブ、ワカメ、ホンダワラ、ヒジキ、モズク、カジメ、クロメ、 アラメ(Fig. 5-99)、チガイソ、ヒバマタ、ウミノトラノオなど)、紅藻植物門にはテングサ目などが含 まれる[256]。

先ず、モニタリングの対象となるのは食用として採取量も多く、内部被ばく評価に重要なワカメ、コ

ンブ、ヒジキなどであり、次に年間を通して採取可能で放射性核種の濃縮係数が高く、地域を代表する 海藻を指標生物として選択する。



Fig. 5-99 海藻 (アラメ)

海藻の採取も漁業権を有する漁業協同組合等を通じて依頼する。被ばく評価上は水揚げ量が多い場 所での採取が望ましい。漁業協同組合に水揚げ量の多い対象沿岸海域を教えてもらい記録する。なお、 指標生物としては可能な限り、経年的に同じ海域での採取が望ましい。また、食用にならないなど通常 漁業として採取していない種類の海藻の採取を依頼する場合は船をチャータする経費がかかる場合が あり、食用として市場に水揚げされた海藻を購入するより高くなる場合がある。この場合は、採取業務 の年間委託契約を結ぶなど、安定して入手できるようにすることが望ましい。

なお、指標生物として採取する場合は、十分な量が継続して採取できる場所であって、年間の海象観 測結果や流向頻度に基づく放出口からの下流側を、概ね同じ沿岸で採取することが望まれる。これによ り経年的な変動が把握できる。

5.1.24 海洋指標生物

1) 海藻

褐藻類は、一般的に放射性核種、特に Pu、Am 等の超ウラン元素の濃縮係数が紅藻類よりも高い。また、元素的にはヨウ素の含有量が高いが、放射性ヨウ素が濃縮されたとしても安定ヨウ素の含有量が高いため放射性ヨウ素が薄められ、被ばくへの寄与はそれほど高くはならない。しかし放射性ヨウ素のモニタリングとしては濃度が高く分析しやすいので指標となる。カジメやアラメ、ホンダワラ等の褐藻類は、日本の沿岸に広く分布しており、ほぼ同じ場所で生育し比較的安定して採取できることから指標生物として活用できる。なお、この他、北海道、東北など寒い地方に多く生息する食用にもなるチガイソ、また、テクネチウム(Tc-99)の濃縮係数の高いウミノトラノオなども指標生物になる。褐藻類のカジメとアラメは非常に良く似ており、しかも、アラメをカジメと呼んでいる地方もある。見分け方は、Fig. 5-

100 に示すように茎状部が二又に分かれているのがアラメ、分かれていないのがカジメであるとおおよ その見方である。



Fig. 5-100 カジメ (左) とアラメ(右)の見分け方 (筆者スケッチ)

2) 貝類

貝類の中で指標生物として良く用いられるのは、イガイ(ムラサキイガイ)である。イガイは、岩礁 に密集して生息するが、防波堤の護岸壁面の潮間帯等に生息している場合が多く、沿岸海水及び海面に 沈着した放射性核種の影響を受けやすいと考えられる。Fig. 5-101 は、日本原子力研究開発機構のモニ タリング船が停泊する浮き桟橋に付着したイガイの写真である。なお、大型のものは、食用に供される。 採取が容易で一年を通して採取できることから指標生物としては、適しているものの一個体の大きさい が小さく、殻を外すなどの前処理に手間がかかることが難点である。

採取後、海水中で砂を吐かせたのち、洗浄し貝殻表面の付着物を除く。耐熱皿に広げラップをかけて 電子レンジなどで加熱すると容易に殻を開くので、スプーンなどで身と殻を分ける。なお、発生したス ープも身に合わせる。そのまま測定する場合は、マリネリ容器やプラスチック容器にて Ge 半導体検出 器を用いてγ線核種を測定する。γ核種以外の核種や水準などバックグラウンドを測定する場合は、乾 燥、灰化し分析試料とする。

なお、アワビ類、サザエ類などの巻貝は海藻を食するものがあり、二枚貝よりもプルトニウムなどの 超ウラン核種濃度が高い傾向を示すので、定常的に採取できる場合は指標生物になる。ただし、高級食 材であるアワビやサザエは稚貝の放流や海藻をエサとして与えるなど養殖されているものがあり、この 場合は指標生物として使えないので注意する。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-101 イガイ

(モニタリング船「せいかい」の浮き桟橋に付着したイガイ)

5.1.25 海岸砂

海岸砂は、排水として海洋に放出及び大気放出された放射性核種が海面に降下沈着した放射性核種 が、粒子状または海水中懸濁物質に吸着して海岸に打ち上げられる場合、並びに海水に溶存している放 射性核種が、分配係数(Kd)に従って海岸砂に吸着する場合を想定した海洋モニタリングの一部である。

被ばく経路としては、海岸での漁業作業及び海水浴などに伴う外部被ばくが想定される。このため、 汀線に平行に概ね 10m 程度の長さの 1m 間隔で空間線量率の測定と環境試料としては砂を表面から 5cm 深さまで採取する。

Fig. 5-102 海岸砂採取場所の決定のための距離、間隔の測定、Fig. 5-103 は、金型を用いた 5cm 深さまでの海岸砂の採取風景を示している。



Fig. 5-102 海岸砂採取場所の決定



Fig. 5-103 海岸砂の採取

5.1.26 漁網·船体、海岸構築物

漁網は、日本原子力研究開発機構のモニタリング船が海洋モニタリング時にえい航するとともに、及 び船体に設置された船体試料を回収して測定している。測定はβ線吸収線量率及びγ線線量率である。 特に、β線吸収線量率は、Fig. 5-104、Fig. 5-105 に示す薄厚型プラスチック検出器を用いて測定されて いる。



Fig. 5-104 薄厚型プラスチック検出器によるベータ線測定器外観





(参考文献 [97]:住谷 秀一,松浦 賢一,中野 政尚,竹安 正則,森澤 正人,小沼 利光,藤田 博 喜,水谷 朋,渡辺 一,菅井 将光,環境放射線(能)監視マニュアル(Manual for Environmental Radiological Surveillance), JAEA-Review 2009-064,37-39(2009)) スケーラ方式のβ線用 2mm 厚さのプラスチックシンチレーション検出器(アロカ社製 TCS-702B 型検 出器)にて、一定の距離に固定した試料及び BG を各々60 分間測定する。得られた試料計数から BG 計数 を差し引き、正味計数率(cpm)を求め吸収線量換算定数を乗じて報告値(μ Gy/h)とする(Fig. 5-105 参 照)。なお、β線は連続スペクトルであるので、エネルギーが異なると検出器の感度、つまり、効率が 変化してしまう。このため敢えて 2mm と薄いプラスチックシンチレータを用いて、高いエネルギー成分 を通過させる。これにより 2mm を通過するβ線であればエネルギーに依存せずに一定の感度で測定する ことができる。この原理を利用して標準のβ線源を用いて吸収線量率に換算できる。ただし、2mm 厚さ のプラスチックシンチレータを通過できず全エネルギーを付与することができないほど低いβ線エネ ルギー成分が多い場合には検出効率が変化するので注意を要する。なお、環境モニタリングの対象とし て重要な Sr-90-Y-90 のβ線は最大 2. 28MeV とエネルギーが高いのでこの心配はない。

また、γ線についてもエネルギー補償型の NaI(T1)シンチレーション検出器にて測定した空気吸収線 量率(μGy/h)の測定結果から、測定場所の BG 値を差し引き、試料からの正味の寄与分を求め、報告値と する。

5.2 緊急時モニタリングの実施

5.2.1 空間線量率分布(線量マップ)の作成

緊急時モニタリングは、多量の放射性核種が環境へ放出され、または放出するおそれが生じた場合に 行われる。我が国においては、原子力災害対策特別措置法及び原子力災害対策指針により、原子力施設 管理者からの事故進展に関する通報が生じた場合に、その内容に応じて発動される。原子力施設管理者 はあらかじめ定めた緊急時行動レベル EAL や、または施設周辺の空間線量率が上昇した場合には国、地 方自治体への通報が義務付けられている。また、周辺環境における地方自治体も含めた MP 等の空間線 量率が OIL を超えた場合にも緊急時の対応が開始される。

実際には、施設管理者は、事故故障等の不具合が発生した場合は緊急事態に至る前から立地自治体との安全協定に基づいて通報が義務付けられており、EAL に至る前から警戒段階に入る。環境モニタリングは、この警戒段階から平常時モニタリングの強化として開始される。また、施設管理者が気付かない放出経路以外の漏えいなどについても平常時モニタリングにより監視する。

初期の緊急時環境モニタリングの目的は、①施設周辺の公衆の被ばくを防止するため空間線量率の空間分布及び時間的な変動(上昇傾向)を把握し、確定的影響の防止と確率的影響の低減化のための 0IL 超過範囲の評価、②及び放射性核種放出に伴う放射性ヨウ素や超ウラン核種などにかかる内部被ばく防護のための空気中放射性核種濃度、時間変動を把握することにある。特に気象情報に基づいた風下方位や降雨を考慮した高汚染区域やホットスポットの空間線量率及び空気中濃度の分布、それらの時間変化に関して測定結果に基づいて評価し放射線防護対策の策定のための意思決定に資することである。

事故発生時には、施設周辺の MP や周辺環境に設置された MS、手持ちサーベイ及び歩行モニタリング、

モニタリング車による走行モニタリング、航空機モニタリング等、様々な手段を用いて空間線量率を 測定する。測定結果は、原子力災害対策指針等においては「防護措置の実施単位」毎に OIL と比較す ることとされているが、できればこれらの実測値を用いて地上 1m 高さの空間線量率分布図(空間線量 率マップ)を描き、OIL1、OIL 2 (5.2.1の3)参照)の超過の範囲、特に境界を特定することも有益で ある。これらのモニタリング情報は、意思決定者が市町村等の行政区分や住民の分布状況などを考慮 して、避難や屋内退避等の防護対策を決定するための判断材料となる。

モニタリングにより得られた生のデータは、異なる手法で測定されたものであり測定地点や測定日時 も連続したものではなく離散的なデータである。これらの空間的にも時間的にも離散的なデータを用い て、測定値が得られていない場所や時間における空間線量率を推定し分布図を求めることが、長期的な 影響評価や被ばく線量評価の観点からは必要となる。

ここでは、東電福島第一原子力発電所事故時後に行われた空間線量率マップの作成方法を紹介する。

- 1) 空間線量率測定データの種類
- 手持ち測定器を用いた測定(Hand held survey):測定地点における 1m 高さの周辺線量当量率(H*(10))がピンポイントにて測定できる。人が立ち入れる場所であれば測定できるが、 測定には人手と時間を要する。
- ② 歩行サーベイ:検出器、GPS、データ処理装置、通信装置から構成される可搬型の測定装置 を手持ち、または背負って歩きながら空間線量率を測定し電子地図上に表示する測定法。ガン マプロッターH、バックパック測定器、KURAMA-II等が挙げられる。
- ③ 車両サーベイ: KURAMA-II 等の検出器を一般の車両に積載するか、若しくは専用の車両に 測定器を搭載したモニタリング車を用いる方法がある。検出器、GPS、データ解析部、伝送 装置などから構成されている。測定方法には、車両を走らせながら測定する走行サーベイと車 両を停車させて測定する定点サーベイがある。
- ④ 航空機サーベイ: 有人ヘリコプターや有人固定翼飛行機、あるいは無人航空機(ヘリコプター、固定翼機)、ドローン等に放射線検出器を搭載して地上に沈着した放射性核種からの 放射線を上空から測定する方法である。
- 2) データの評価及び整理
- ① 測定値を地上 1m 高さに換算する。1m 高さへの換算は、周囲が広く平坦な場所において手持ち 測定器にて 1m 高さと車両などの測定値を比較する方法が用いられる。この場合空間線量率の 異なる複数の場所で測定し、横軸に車上の測定値、縦軸に地上 1m 高さの測定値をグラフにプ ロットし、最小二乗法にて一次式にフィッティングし換算式を求める。もちろん手持ち測定は 1m 高さの実測値なので換算は不要である。なお、車上の測定位置が 1m 高さよりも大きく異な る場合には、高さ補正が必要になる場合もあるので注意を要する。
- ② 時系列に副ったトレンドグラフを描く。グラフが大きく上下する場合は、あらたな大気放出の

影響など実際の空間線量率の変動か、測定地点や測定方法、測定器の違いかを区別する。

- ③ 放出源との空間的な関係を確認する。風向など放出源からの方向を考慮し、近傍の他の地点の 測定値と変動傾向を比較する、さらに対数正規確率分布図を作成し大きくずれていないかを確 認する。また、測定値が上昇、下降が不自然でないかを変動傾向を確認する。例えば、一度沈 着した放射性核種による空間線量率が瞬間的に減少することは考えにくい。
- ④ 測定時間を調整する。モニタリングポスト等のように連続してモニタリングする場合を除いて、同一時刻に一斉に測定することは不可能であり、測定時刻は時間帯ごとに集計する必要がある。対象核種の半減期にもよるが、放出が継続していてプルームの通過などにより空間線量率が大きく変動している間は、連続的に測定可能な MP や可搬型 MP などを用いて測定間隔を可能な限り短縮した方が良い。その後、地表に沈着し空間線量率が大きく変動しなくなってきた後は、頻度より測定場所の地点数を増やすなど、空間分布に重点を移すために測定値間隔をあけて日程度の変動を把握する。その後、地表沈着核種からの放射線(グラウンドシャイン放射線)による外部被ばく評価においては数日から1週間間隔とモニタリング結果、事故進展状況、放出状況に応じて測定地点数と頻度を限られた資源(人員、機材)の中で最適化することが現実的である。

時間間隔の異なる測定データや欠測した場合は、必要に応じてその間の測定値を推定し補正す る。補正方法は、前後の測定値の内挿、代表点の測定値の変動傾向を参考にしたり、周辺の測 定値から距離を考慮し荷重平均(IDW)する。また、スムージングなど滑らかに関数フィッテ ィングすることも有効であった。物理半減期等を考慮してフィッティングする方法等がある。 ただし、フィッティング法は、長期間の傾向把握には適するものの、短期間の測定値の推定に は変動が大きく向かなかった。このようにして空間的にも時間的にもできるだけ連続なデータ セットを構築する。

- 3) マッピング
- 直接表示

Fig. 5-106 に示すように測定地点に印をつけ空間線量率(数字)を直接、地図上に記載する。 測定地点数が少ないときには有効であるが、地点数が増えてくると引き出し線を用いるなどし て表記しないと重なり合って見づらくなる。作成は容易であるが全体の傾向を視覚的に把握し 難い。このため地点を表記する円の色を数値の大小に応じて変えるなどにより、高低を視覚的に 見せるなどのカラーグレードの手法が用いられている。

なお、筆者の経験では、放射性核種の濃度の測定結果に関しては、東電福島第一原子力発電所 事故時には、事故直後は放出が続いていることや沈着直後の降雨によるウェザリング効果も大 きかったことから、放射性核種の濃度を採取日時まで物理学的半減期によってのみ補正するこ とは難しかった。特に短半減期核種の場合は、親核種と子孫核種の関係もあり、必ずしも生成と 減衰が平衡状態ではなかった。このため物理減衰補正が行えなかった。また、測定時間の異なる 空間線量率に関しても同一の日時に減衰補正することは困難であった。このため一定の期間毎 に測定された空間線量率の値をまとめ、その時間帯内の測定値を減衰補正せずに地図上に表示 した。この時間帯は、事故直後は数時間毎、半日毎、1日毎と広げていった。なお、公開する場 合は、測定時の値であることを明記した。



Fig. 5-106 空間線量率測定結果の地図上表記例(2011 年 3 月 17 日 9:20~17:43)

(参考文献[257]:原子力規制委員会:東京電力株式会社福島第一原子力発電所の 20km 以遠の空間線量率の測定結果(平成 23 年 3 月)、原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/207/list-201103.html(2020年11月5日に利用))

② 等値線図 (コンターマップ)表示

筆者の経験に基づく注意点などについて、以下に述べる。

住民の被ばくを防ぐためには、十分な空間線量率の測定データが得られるまで長期間待つこ とはできない。数少ないデータを用いて防護対策の範囲を推定し政策決定者に情報を供給する 必要がある。この場合は限られた離散的測定値を用いて、測定地点間を推定した等値線図(以 下、「コンターマップ(Contour map)」という)を作成する必要がある。熟練者がフリーハンドで 範囲を推定する方法もあるが、個人差が生じてしまうので客観性、再現性の観点から数学的にコ ンターマップを描く手法を用いる必要がある。 コンターマップとは、天気図を思い出してもらいたいが、同じ気圧を線で結んで低気圧や高気 圧を表した等圧線図のような図である。測定地点は、空間的に離散的であるので測定地点間を内 挿、外挿して滑らかな線で結んでいる。天気図の場合は、空間に障壁が無いことから気圧はエネ ルギー保存則にもとづき連続的に変化していくとの性質から、測定されていない地点の気圧を 周辺の測定値を用いて推定する。空間線量率に関してもプルームは大気の移流・拡散現象であ り、地表や樹木に沈着した際のグラウンドシャイン放射線分布も連続性があると想定し空間線 量率や放射性沈着濃度分布も離散的な測定値を用いて内挿・外挿ができるとした。

ただし、内挿・外挿に基づくコンターマップは、実測値の空間的な配置に大きく依存する。測 定値が得られていない地域においては、周囲の測定値から推定できるが、測定間隔が空間線量率 の変化に対して広すぎたり、測定値が他の測定値に比べ極端に変化している場合は、その測定値 に影響され、コンターマップの描画の精度が低下する傾向にある。このため理想的には、測定地 点間の距離が十分に短く、かつ等間隔にデータを得る必要がある。しかし、事故初期にはデータ 数が少なく、かつ偏りが多いので困難である。限られた数少ないデータで避難や屋内退避等の防 護対策を適用する範囲を早急に決定しなければならない場合は、人為的なバイアスがかからな いので、このコンターマップを描く方法は有効な方法であった。

なお、地表沈着放射性核種による空間線量率分布を評価する場合は、空間的なデータ数が増加 すれば、より精度の高い分布図が得られることから空白地域の実測値が得られれば、順次取り入 れてコンターマップの精度を向上させる必要がある。コンターマップを描く方法は種々の方法 が開発されており、アプリケーションソフトウエアも多種類市販されている。特に有名なのは Arc GIS である。

Fig. 5-107 は、東電福島第一原子力発電所事故後に、北西方向に空間線量率の高い地域が存在 していることが明らかになったことから、当時の防護対策指標である年間の予測線量を評価す る際に描かれた積算線量マップである。このマップは簡易なコンターマップ作製ソフトウエア、 Hulinks 社の Surfer 10 を用いて作成された。

- 246 -



2. 積算線量の推定値の分布図
 (平成24年3月11日までの積算線量)

Fig. 5-107 積算線量予測推定マップ例

(参考文献 [258]:原子力安全委員会:実測値に基づく各地点の積算線量の推定値、 第22回原子力安全委員会、資料第1-2号)

また、Fig. 5-108 は、データ数の増加に伴いコンターマップの空間的な分解能が詳細になった 例である。左図のデータ数は 2138 地点が、右図は 8442 地点のデータが描画に用いられた。約 9 か月間の減衰があるものの、より詳細な分布図となっている。コンターマップを描く場合、空間 的に等間隔、例えば格子のグリッド状に測定地点が分布していることが望ましいが、特に初期の 右の図では山岳地域の測定値が十分に得られないことから、航空機モニタリングと比較すると 東電福島第一原子力発電所から西北西 20km 付近に空間線量率の高い地域が膨らんでいるように 見える。

コンターマップに含めたデータは、手持ちサーベイメータ測定、簡易積算線量率による測定 値、固定式モニタリングポスト等のデータが中心であった。航空機モニタリング等を含めてコン ターマップを描くことができれば、両者の利点を合わせたより正確な 1m 高さの空間線量率 マップが描け、防護対策に活用することが期待される。





右図:平成 24年1月11日時点(データ数:8442地点)

(参考文献 [164]:原子力規制委員会:放射線モニタリング情報、積算線量推定マップ等,原子力規制 庁,https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020 年 6 月 11 日に利用))

③ カラーグレード表示

測定地点を〇印、空間線量率を色(カラーグレード)で表記する方法である。測定地点数が十 分な密度で確保できた場合は、その各地点の個々の測定値を段階的に区分したカラーグレード により表示する。コンターマップのような内挿などの推定値ではないことから、全体的な空間線 量率の地域レベルを正確に評価できる。ただし、森林や山岳地域など測定値が得られない場所は 空白領域が生じるが、航空機モニタリング等の情報と組み合わせることにより補完が可能であ る。なお、空間線量率のカラーグレード区分けは、防護対策の区分と整合させ、安易に変更しな いことが望ましい。赤色を低線量率にまで用いると危険度の高いエリアが広範囲に及んでいる と解釈されたり、高線量率まで青色を用いると危険エリアが狭い印象を与える。また、測定値の 最小〜最大をその都度等分するなど、その都度カラーグレードが統一されていないと無用な混 乱を助長するおそれがあるので注意が必要である。なお、個々の地点の測定値が必要な場合は別 表とする。Fig. 5-109 は、東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率をカラーグレード表 示によりマッピングした例を示す。



Fig. 5-109 放射線量等分布マップ例

(参考文献 [259]: 原子力規制委員会,平成 23 年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」,原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/338/list-1.html,

https://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat03/entry02.html (2020年11月5日に利用))

4) 空間線量率の測定

空間線量率の測定には、1)で示したように色々な測定手法があるが、ここでは、最も基本と なる手持ち測定法(Hand held measurement)について記載する。この方法は空間線量率測定器 があれば誰でも測定することができる。このため未経験者であっても測定そのものは容易であ るが、前述の空間線量率マップなど防護対策に用いるデータを得るためには、注意しなければな らないテクニックが数多くある。

先ず、測定器であるが、代表的な空間線量率測定器を Fig. 5-110、Fig. 5-111 に示す。Fig. 5-110 は、エネルギー補償機能付きの NaI (T1) シンチレーション検出器である。原理の詳細は、3.11 節を参照されたい。放射線がヨウ化ナトリウムの結晶にあたると光を発するシンチレーション 作用を利用したもので、感度が高くバックグラウンドレベルの空間線量率を測定することがで きる。Fig. 5-111 は電離箱式サーベイメータであり、より高線量率を測定することができる。測 定された空間線量率は、正確に言えば周辺線量当量率であり 1 cm線量当量率を指示するように 校正されている(3.11節参照及び 3.8節参照)。



Fig. 5-110 Nal(TI)シンチレーション サーベイメータ(日立 TCS-172B)



Fig. 5-111 電離箱式サーベイメータ

以下、測定にあたっての注意事項を示す[117]。

- ① 測定器は、国家標準とトレーサビリティが取れた照射校正場等において校正されていること。
- ② 使用前に電池、指示値の異常を確認すること。
- ③ BG が適正であること。
- ④ チェック用線源を検出器プローブにあて、通常と同じレベルを指示すること。
- ⑤ 汚染防止のため薄いビニール袋などで養生すること。
- ⑥ 測定地点に移動し、測定器の電源を入れ正常であることを確認する。
- ⑦ 時定数を10秒に設定し、表示範囲にレンジを調整する。
- ⑧ Fig. 5-112 に示すような 1m 高さの印をつけた棒等を用いて検出器プローブを水平に持ち保持する。 この時、手を伸ばしプローブを身体から離すこと。検出器の方向は4方向、または5方向とする。
- ⑨ 時定数の3倍(この場合約30秒)保持し指示値を読む、その後方向を変え10秒間保持した後指示値を読み取る。同様に各方位を読み取る。
- ⑩ 4~5 方向の測定値を算術平均及び不偏標準偏差をもとめ測定値とする。



Fig. 5-112 1m 高さポールを用いた空間線量率測定法

なお、測定地点が定められていない場合は、対象エリアの空間線量率の分布、特にホットスポットの 存在を確認する観点から、サーベイメータの時定数を3秒程度に設定し、ゆっくり歩きながら広いエリ アの空間線量率の分布を測定する。この場合は 1m 高さの棒を使用する必要は無く、全体の最小、最大 値、及び特異的に高いホットスポットの位置を記録する。このサーベイ結果に基づき、測定地点を定め る。測定地点としては、人が立ち入る場所で 10m×10m の範囲で、Fig. 5-113 に示すように対象エリアに 対して概ね5地点を選択する。



Fig. 5-113 空間線量率測定地点の選択例

(参考文献[260]:環境省:汚染状況重点調査地域内における環境の汚染状況の調査測定方法に係る ガイドライン、除染関係ガイドライン 第1編(平成25年5月第2版),

http://josen.env.go.jp/material/pdf/josen-gl-full_ver2_supplement_1803.pdf (2020 年 11 月 16 日に利用))

東電福島第一原子力発電所事故時の初期の空間線量率測定においては、測定手順が明確でなかったこ とから、同一地点での空間線量率が、Fig. 5-114 に示すように不自然に上下した。この原因は、①測定 地点がずれていた、②測定器の校正が異なっていた、③時定数を考慮した適正な測定時間がとられてい なかった等が考えられた。



空間線量率の測定値の推移

Fig. 5-114 空間線量率の日時変動

(参考文献[164]:原子力規制委員会:放射線モニタリング情報、積算線量推定マップ等,原子力規 制庁, https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020年6月11日に利用))

また、Fig. 5-115 は、NaI (T1) シンチレーションサーベイメータ (TCS-173) による指示値の時定数 を切り替えてからの変動をプロットしたグラフである。概ね時定数の3倍程度で指示値が飽和(サチュ レーション) するのがわかる[116]。



Fig. 5-115 空間線量率測定時の時定数と指示値との関係

(参考文献[116]: 文科省「放射線測定に関するガイドライン(平成23年10月21日)」)

5.2.2 空気中放射性核種濃度の測定

緊急時における空気中放射性核種濃度の測定は、事故発生初期には呼吸にともなう吸入摂取による内 部被ばくの評価において必要となる。特に放射性ヨウ素が放出された場合は、小児甲状腺の等価線量評 価のために欠かせない。原子力施設においては、排気筒モニタにより放出放射性核種濃度、放出量が測 定される。環境中に放出された後は、大気サンプラにより放射性ダスト(浮遊じん)及び揮発性(ガス 状)の放射性ヨウ素が採取される。また、大気モニタが設置されている場合は、採取と同時に測定され る(詳細は、参考文献[206]、放射能測定法シリーズ「大気中放射性物質のモニタリングに関する技術参 考資料 No.1」などを参照)。特に原子力発電所周辺では、常設されたモニタリングステーション(MP) において、大気サンプラ、大気モニタが空間線量率計に加えて設置されている。

固定式大気モニタが設置されていない場合は、その方位及び住民の居住地域、気象予報に基づく風下 方位に可搬型大気サンプラまたは可搬型大気モニタを設置することが望ましい。

可搬型大気サンプラの台数が十分に確保できる場合は、放出源の周囲から見た各方位と距離毎(例え ば 5km 10km、20km)に、放出後の拡散を考慮した観測エリアを一部オーバーラップするように配置し、 風向が変動してもモニタリングできるようにする。排気筒放出の場合で大気安定度が D、F 等安定の場 合は、排出されたプルームは近傍では上空を通過してしまい、数 km 遠方で地面に接地することから地 表の空気中放射性核種濃度は、この接地地点付近の濃度が最も高くなる場合もある。この場合は接地地 点付近の人口の多い場所に大気サンプラまたは大気モニタを配置することが望ましい。

なお、東電福島第一原子力発電所事故時には、地震、津波による被害や停電にともない初期放出時の 大気中放射性核種濃度の測定値が十分に得られなかった。また、水素爆発により排気筒以外の経路から の放出も発生した。このため緊急時には、放出が開始する前に各大気モニタが方位毎に近傍から遠方に 渡って設置がされていることが望まれる。可能なら各方位に均等に配置し、風向が変動しても何れかの 大気サンプラがプルーム通過をモニタリングできるようにすることが望ましい。また、住民の居住及び 避難所における測定も必要である。

ろ紙の交換は、マンパワーにも依存するが、放出開始とともに6時間ごと、放出量が低下してきてか らは1日毎に交換する。放出がほぼ停止した場合は、及び短半減期核種の濃度が低下した時期からは、 一週間毎など段階的に頻度や検出下限値を下げながらモニタリングを行う。また、要員、測定器等の資 源のローテーションを行うなど、環境試料の測定や空間線量率の測定など緊急時モニタリング全体の資 源配分(人員、資機材など)の最適化を図る。

なお、要員の放射線安全には注意を払い、装備はダスト・ヨウ素吸収缶つき全面マスク、タイベック スーツ、保護帽子、ゴム手袋、安全靴(雨等の際は防水性半長靴)など、個人線量計、必要な場合は安 定ヨウ素剤の服用を検討することが望まれる。

全面マスクでの連続作業は通常1時間が限度であることから、適切な装着時間を設定することが望ま しい。モニタリングの現地活動要員は、高血圧や心臓病などの持病の有無など健康面での注意も必要で ある。Fig. 5-116 に防護装備を装着した東電福島第一原子力発電所事故時の空間線量率及び空気中放射 性核種のモニタリング実施風景を示す。

環境モニタリング要員の個人被ばく限度は、現状では所属機関によって定められている。大きく分け ると放射線業務従事者の線量限度とほぼ等しい自治体と、公衆の線量限度と同じ自治体に分かれる。立 地自治体のように日ごろから平常時の環境モニタリングを担当しており、放射線に関する教育を受けた 要員を育成して置くことが望ましい。

回収したろ紙は、現地で清浄なビニール袋に入れ、採取期間の日時、場所、積算吸引量、流量率、回 収者などを記載する。さらに清潔なビニール袋に入れ実験室等に持ち帰る。実験室では、袋の上から GM 管式サーベイメータで汚染検査を行い。測定順の優先度や測定時間を決める際の参考とする。

測定は、放射能測定法シリーズ No. 29「緊急時におけるゲルマニウム半導体検出器による y 線スペクトル解析法」[163]) に準じて Ge 半導体検出器にて測定する。短半減期核種が含まれている場合は、通常測定時間を 1000 秒程度で測定する。なお Ge 半導体検出器の台数が少なく、試料の数量が多い場合は、同じ地点の複数枚のフィルタを重ねて一度に測定するなども有効である。ただし、ジオメトリーが変わるので効率校正や高さ補正など、使用するフィルタの枚数に応じたエネルギー効率校正曲線をあらかじめ登録しておくことが望ましい。また、フィルタは、必要に応じて1枚ずつ再測定し空気中放射性核種濃度の時間変動を確認する。

- 254 -

JAEA-Review 2020-077



Fig. 5-116 東電福島第一原子力発電所事故時の 空間線量率及び空気中放射性核種のモニタリング(ダストサンプラ)

5.2.3 飲料水中放射性核種濃度の測定

飲料水は、空気と並んで人が生命を維持する上で欠くことができないものであり、平常時、緊急時を 問わず重要である。また、あらかじめ原水、処理場、水道の配水経路を調査し、採取地点を確認してお くことが必要である。

平常時の環境モニタリングおける内部被ばく評価を目的とする場合は、周辺公衆が実際に飲用する 蛇口水、井戸水を採取し異常が無いか確認することが重要であるが、複数の給水系統がある場合は、そ の系統毎にできるだけ末端での採取が望まれる。また、同時に供給もとの水源に関しても併せてモニタ リング対象としておくことによって、放射性核種濃度の混入経路を迅速に確認するために有益である。

採取及び測定は、5.1.10 飲料水、井戸水、及び放射能測定法シリーズの「No.16 環境試料採取法」 [129])、「No.13 ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法」[236]、「No.24 緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法」[227]等に準拠して実施する。

採水は、原則として前日も含めて降雨が無い時期に行う。採水容器は、採水量により異なるが、内蓋 付きのポリエチレンビンやキュービテイナーなどが蛇口水の場合は、配管内に滞留していた水を十分な 時間をかけて流し出したのち採水する。採水は、試料水で共洗いを数回繰り返したのち実施する。採水 の保管は、硝酸または塩酸を少量添加し、器壁への放射性核種の吸着を防止する。緊急時の放射性ヨウ 素の分析のためには、チオ硫酸ナトリウムを少量添加する[227]。

測定は、Ge半導体検出器を用いたガンマ線核種分析の場合はマリネー容器等が一般的に用いられる。

5.2.4 放射性核種土壌沈着面密度分布(土壌濃度マップの作成)

土壌中放射性核種の測定は、5.1.12を参照されたい。土壌沈着放射性核種面密度分布(汚染マップの 作成)でもっとも重要なことは、採取地点の選択と試料採取の代表性である。Fig.5-117 は、東電福島 第一原子力発電所事故時の土壌中放射性核種濃度(面密度)マップ図である。放出点を基準に80km 圏内 は縦横2kmメッシュ、80km 以遠では10kmメッシュ毎に土壌を採取し測定値を地図上にカラーグレード で色付けし表示したものである。浜通りに内陸で南北に渡って測定値の表記の無いエリアが帯状に広が っているが、これは山岳地域で人が地上からアクセスが困難な地域である。



沈着量(口)に空間線量率と放射性セシウムの沈着量の相関関係を高に評価したセシウム 137の 沈着量の評価値(〇)を追加)(台風期後:平成24年11月5日~12月12日に測定)

Fig. 5-117 土壤中放射性 Cs 分布図

(参考文献 [261]: 齋藤公明,福島第一原子力発電所から80km 圏内の空間線量率及び放射性核種沈着 量の測定,平成24年度放射能測定調査委託事業 「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長 期的影響把握手法の確立」成果報告書,16-52, JAEA,

https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/try/pdf/pdf05/02-2.pdf,

https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/try/entry05.html (2020年11月18日に利用)

緊急時における土壌採取地点及び採取方法に関しては、初期、中期、終期、復旧期など目的が異なっ てくる。大きく分けると以下のように考えられる。

1) 初期

事故が発生し放出が開始され、住民など周辺公衆の避難や屋内退避などの防護対策を決定するため、 先ず核種組成情報を得ることが重要である。また、核種組成が明らかになったのちは核種毎の地表沈着 密度の分布(土壤濃度マップ)を作成する。放出源を中心に距離、方位別に同心円上の交点及び住民が 居住している地域、さらに避難所周辺の表土を採取する。この場合は、核種毎の土壌沈着面密度(単位 面積当たりの放射性核種濃度:Bq/m²)を求める。したがって、採取面積が明確な方法で土壌を採取する ことが必要である。また、深さは、放出直後(地表沈着直後)は表面に留まっていることから、概ね 5cm 深さの表土が採取できれば良い。詳細は、5.1.12を参照のこと。なお、短半減期核種、特に甲状腺被ば くに関係する放射性ヨウ素等に関してのモニタリングについても強化する。

2) 中期

放出が低下、放射性核種が地表に沈着しほぼ固定化された状況である。長期的な公衆の被ばく線量を 評価するためのモニタリングを実施する。また、農作物、畜産物などの流通制限のためのデータを提供 する。詳細な土壌汚染マップを作成し、地表沈着放射性核種からの放射線(グラウンドシャイン放射線) による外部被ばくを評価するとともに、除染や長期予測のためのモニタリングを実施する。土壌汚染マ ップは、原則地表から5cm深さで面密度の他、単位重量当たりについても作成する。なお、農作物が栽 培される耕作土、水田などにおいては根の深さに応じて15cm~20cm深さの土壌を採取する。また、地 中への移行が始まっていることからスクレーパープレートのようなコアサンプラによる深度分布が必 要になる。

3) 復旧期

放射性核種の放出、再沈着のおそれがほぼなくなった状況である。除染等の推進と住民帰還のため長 期的な将来予測のためのモニタリングが必要となる。時間変化の傾向を把握するため定点でのモニタリ ングを継続するとともに、居住地域や産業再生に係る放射性核種のモニタリングを強化する。また、住 宅地、農地、森林や河川などの放射性核種の長期的な環境動態に関する包括的なモニタリングが必要と なる。

さらに、自然減衰や除染等により空間線量率が低減化し、防護対策基準を下回った地域に関しては、 防護対策を解除する。長期的傾向把握や予測のための定点モニタリングを継続するとともに、住民が帰 還するための住宅地域や、畑、水田などの農業、水産業などの産業復興のためのモニタリングに重点が おかれる。外部被ばくや内部被ばくに直接影響を及ぼすモニタリングが重要で、再汚染が無いことの確 認やホットスポットへの配慮も重要である。

5.2.5 食品中放射性核種濃度の測定

通常、環境モニタリング結果に基づく周辺住民の被ばく線量の評価は、3.7 節に示した被ばく経路に 基づく代表的個人に対して行われる。しかし、緊急時は、平常時に想定される経路ではない経路、例え ば季節的に露地野菜などが多く出荷される時期における経路や、農家による農作物、酪農物などの自家 消費などによる経路の評価が重要となる。また、食品の流通制限や摂取制限は公衆の防護のために安全 側に設定することから、各個人が実際に受ける被ばく線量は、代表的個人の被ばく評価値よりも小さく なる傾向がある。このため緊急時被ばく状況においては、食品摂取制限や流通制限などの防護対策を検 討するための農作物、酪農産物、海産物などのモニタリングによる他、住民が摂取する直前の食品を分 析し、現実的な内部被ばくに係る預託実効線量を推定評価することが重要である。これにより食品の種 類の季節的変動、他の産地からの食品による市場希釈、消費量、調理による除去効果などが考慮された 実際の被ばくに近い評価を行うことが可能となる。

なお、食品のモニタリングの方法としては、一般的に、以下の二つの方法が用いられている。

1) マーケットバスケット方式

日常の料理の献立を立て、その献立に従って市場からその食品を購入し、その食品の測定結果に基 づき、1 食あたりの放射性核種の摂取量をもとめ預託実効線量を評価する。個々の食品の放射性核種濃 度を用いれば、種々の料理におけるレシピから食材量を求め、放射性核種の総摂取量が計算により容 易に求められる利点がある。各家庭の献立の調査が重要であるが被験者の負担は少ない。ただし、購 入等の調達方法や現実の食事との違いが出ないように聞き取り調査などを十分に行うなど注意が必要 である。

2) 陰膳方式

実際に調査対象地域の平均的な住民に協力を仰ぎ、その被験者に日常の生活における料理を作って 頂き、その料理を毎食分について放射性核種濃度を測定する。故人の仏壇に家族と同様な食事を供え る陰膳をイメージした方法である。実際に家族が食している料理を試料として測定するものである。 なお、調理に用いる材料及び調達方法などについても合わせてデータを収集する必要がある。調理に よる損失も考慮できるので、より実態に近い放射性核種の摂取量を求めることができる。ただし、こ の方法は被験者の負担が大きいとともに、調査世帯を統計的に評価できる数を調査する必要がある。 通常、一食分を全て細断、混合してマリネリビーカー等を用いて測定する。各家庭の嗜好や年代にも 影響されるので、対象グループ毎に適切に選択することが重要である。特に農業者、漁業者は、それ ぞれ生産している地場産の農作物や水産物の摂取量が大きい傾向を有するので調査対象としては重要 な要素である。また、年令、世代、居住地域によっても違いが生じる可能性があるので年代別に集計 することも必要と考える。食品の地域別の消費動向などを確認し、かつ、同一地域であっても統計的 に評価できる世帯数を確保することが重要である。消費動向に関しては、例えば、厚生労働省が取り まとめている「国民健康・栄養調査」などが参考になる[262]。

5.2.6 地域特用産物の測定

東電福島第一原子力発電所事故時には、肉牛の飼料用の稲ワラ、シイタケ栽培用のクヌギ、コナラ 等の原木、木炭、薪、腐葉土、堆肥、砂利、砂などの建材の流通により、放射性核種を含んだ商品が一 時的に全国に流通した。幸いこれらの商品による被ばくは健康に影響を与える量に対して極めて小さ かったが、風評とともに経済活動に大きな損害を与えた。

特に肉牛を出荷する前に稲ワラを与え牛肉の質を向上させるとの話は、筆者も知識が無く盲点であ った。チェルノブイリ原子力発電所事故の際は、肉牛の放射性核種濃度を低下させる方法として、汚 染していない飼料を与え飼育することにより放射性核種の体外への排出を促進させる「クリーンフィ ーディング」が行われた。しかし、我が国では、風評による影響の他、出荷予定の数か月前から飼料 を稲ワラに切り替え肉質を改善することが行われており、クリーンフィーディングに切り替えて体内 放射性核種の濃度を低下させても経済的に成り立たないとのことであった。このため風評被害も相ま って多くの肉牛、乳牛が殺処分されたとのことであった。

また、福島県では砂利や砂などの建材も多く出荷されており、出荷前に保管されていた建材が事故 による流通規制前に出荷され、建設中の家屋の空間線量率の上昇が認められた事例が生じた。被ばく 線量評価上は安全上問題となるレベルでは無かったが、社会的な反響を呼んだ[263]。

緊急時モニタリングは、住民の防護対策を迅速に決定することが重要であるが、これらの地域流通 品のモニタリングも、緊急時モニタリングと情報共有を密にしながら連携をもって進めていくことが 重要である。なお、これらの地域流通品は、人の被ばくへの影響は流通経路や取り扱い方法、消費方 法に依存するものの、直接人が摂取するもので無い場合は、現実的な流通基準の設定が重要である。 この基準の最適化においてもモニタリングが重要となる。

第6章 解析・評価

6.1 施設寄与の弁別

平常時モニタリングは、施設(ここでは「原子力施設」を念頭に述べる)から放出された放射性核種 の環境中の濃度を監視し、周辺公衆に対する影響の有無を評価すること、ならびに予期しない放出を早 期に検出することである。このためには、平常時から常にバックグラウンドレベルまでの放射線や放射 性核種濃度を監視し、その変動に異常が無いかを確認することが必要である。

通常、施設の放射線管理においては、施設内に設置した放射線測定器を用い放射線を連続的に監視し、 万一基準値を超えた場合には警報を発するような安全管理が行われている。施設は、放射性核種を取り 扱うことを目的に設計、運用されており、原子力施設内への閉じ込め機能を有することから、作業者の 被ばくを管理、制御することが容易である。これに対して自然環境は、住民が生活する場であり、一旦、 放射性核種が環境中に放出されると生態系の中を複雑に移行、あるいは濃縮してしまい管理や制御が困 難である。このため環境モニタリングにおいては、基準値を超えなければ良いといった監視だけでは必 ずしも十分とは言えない。原子力施設から放出された放射性核種の検出、及びその濃度のレベルが、通 常のバックグラウンドと比べ上昇していないかを常に注視する必要がある。安全上の基準よりもはるか に低いレベルで、異常の予兆を早期に検出することを目指すべきである。このため環境モニタリングに おいては、どのような微小な変化も早期に検出することが要求される。環境モニタリングにおいては、 収集されたデータに基づき、放射性核種の環境中の挙動や代表的個人に対する被ばく線量を評価し、そ の結果を自治体、地域住民、施設管理者に提供するとともに、評価を加えてインターネット等で公表し ていくことが重要である。環境モニタリングは、繰り返しになるが評価も含まれており、この評価がも っとも重要である。

平常時の環境モニタリングにおいては、通常は検出されないような放射性核種がたとえ微量であって も検出された場合は、測定結果の信頼性の確認や再測定、再分析、並びに追加の調査を実施するなど、 必要に応じてその原因の解明に努めることが重要である。また、施設管理者に対して施設の故障や予期 しない経路からの漏洩等の可能性が無いかどうか、確認を求めるなども必要である。

なお、施設の運転にともない定常的に放出基準未満で放出される核種に関しては、検出の有無を問う のでは無く、放出された核種の環境試料中の濃度があらかじめ安全審査等における評価の範囲であるこ と、環境中での濃集や生物体内での濃縮などの現象などが生じていないかを確認することが重要である。 この場合は、検出された濃度が平常の変動範囲内にあるか、放出との因果関係が成立するかどうかが重 要となる。

放射性核種の放出量が、通常のレベルを超えて上昇した場合や放出基準を超えた場合、また、施設管 理者からトラブル情報や異常放出の通報があった場合は、空間線量率や空気中放射性核種濃度の監視を 強化するなど、平常時モニタリングを強化すること、また、警戒事態に至った場合は、緊急時モニタリ ング体制への移行を準備するなど、より詳細な測定データの収集に努めることが重要である。緊急時モ ニタリングへ移行への判断基準値の一つとしては、空間線量率における 0IL1 や 0IL2 等や、食物摂取制 限濃度(0IL6)が原子力災害対策指針に定められている[81]。ただし、この 0IL は、平常時モニタリン グが対象とするレベルに比べて極めて高いことから、これらの基準にとらわれることなく空間線量率の わずかな上昇を早期に検知するための測定データの収集に努めるべきである。

平常時モニタリングでは、前述のように安全かどうかの判断ではなく、空間線量率や空気中放射性核 種濃度、環境試料中放射性核種濃度などの環境レベルの変動に施設からの影響(施設寄与)があったか、 無かったかを定性的に評価するとともに、施設寄与分を弁別し公衆に対する代表的個人の年間の実効線 量を定量的に評価することが重要である。この目的においては公衆の線量限度を十分に下回る検出下限 値であれば目的は達せられるが、できれば検出下限値を下げバックグラウンドレベルまでの測定値を得 ることが望ましい。

しかし、現実には、環境試料のようにバックグラウンドレベルまでを分析しようとすると、例えばPu 同位体、I-129、有機結合トリチウム(OBT)などのように、必要な試料の量(供試量)が増え、分析法 も複雑で難しくなる。このため特殊なスキルを有する分析技術者の確保、育成が必要となる。自前で分 析できない場合は外部分析機関に依頼する必要がある。分析結果を得るために要する期間も長くなり、 また、分析できる件数も限られてしまう。これを防ぐためには、すべての環境試料の検出下限値を一律 に下げるのではなく目的に応じて差を設け最適化することが現実的である。検出下限値を測定件数(測 定地点数×頻度)と分析・測定時間の両者を勘案し設定することが必要である。

目的別に検出下限値を設定する考え方としては、大きく分けると次の2つが考えられる。一つ目は、 (1)施設寄与の検知と線量評価を目的とする検出下限値(以下、「線量評価検出下限値」という)と、 (2)「蓄積状況調査」及び「水準調査」のための検出下限値(以下、「水準調査等検出下限値」という) である。

線量評価検出下限値は、公衆の線量限度 1mSv/年や発電用原子炉施設の線量目標値 50 µ Sv/年に対し て十分に下回っていることを評価できるレベルに検出下限値を設定する考え方である。通常、この検出 下限値を「検出目標レベル」と呼んでいる[157]。注意すべきなのは、「検出目標レベル」は安全の有無 を判断する基準値ではないということである。「検出目標レベル」は、あくまで分析技術上の難易度と測 定件数や迅速性等のバランスから求められる平均的な検出下限値を示したものに過ぎない。検出目標レ ベルは、例えば放射能測定法シリーズなどで分析法とともに掲載されており、各県は、概ねこの検出目 標レベルを参考にしている。この検出目標レベルで測定した場合には、過去の大気圏内核実験レベルが 低下してきたことにより、近年は環境試料の大部分が検出下限値未満となる場合が多くなってきた。し かし、検出目標レベルを下回っているということは、平常時モニタリングの目標の一つである公衆の線 量限度 1mSv/年等の限度に対して十分に下回っているレベルであることは確認できたことを意味してい る。 2つ目の「水準調査等検出下限値」は、蓄積状況や過去の大気圏内核実験などに伴うCs-137、Sr-90、 Pu同位体等の長半減期人工放射性核種のバックグラウンド濃度の変動状況(水準)を把握するための検 出下限値である。通常、蓄積状況調査のためには土壌や海底土、水準調査には、土壌、海水や陸水等が 対象となる。これらの調査結果は、事故等により異常な放出が生じた場合の評価のための基礎資料とな る。

特に、再処理施設のように様々な長半減期核種を非密封状態で多量に取り扱う施設の場合は、Pu同位体 (Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241等)、U同位体 (U-238、U-235、U-234等)、Am-241、Np-237、Tc-99、C1-36等長半減期核種や I-129 のように分析法が複雑で時間を要する核種など、通常の平常時モニタリングで行われる技術レベルを超えた調査が必用となる場合もある。詳細は第8章の8.1を参照されたいが、東海再処理施設の運転に際しては、我が国初めての再処理施設とのこともあり、原子力委員会より補足的な環境影響調査が求められた。この調査には分析技術の開発も含められており、検出下限値を可能な限り低くしバックグラウンドレベルまでを把握することが求められた。このため分析法の開発や専門性の高い分析技術者が必要となった。

東海再処理施設の例のように、長期的な環境影響の把握のためには、長期にわたる調査計画を策定し、 分析技術の開発も含めた時間変動や空間的な分布状況の把握や環境中での移行挙動等の調査が行うこ とが、環境安全に係る科学的データに基づく安全、安心を得るためには重要である。この際の検出下限 値は検出目標レベルと異なり、有意な値が得られるまで低くすることが求められる。また、検出下限値 は、測定条件に応じて測定の都度、変動する。また、通常、測定値とともに±の計数に係る標準偏差を 付記することが望ましい。それにより対象とする放射性核種の空間的な分布が把握でき、放出の影響が 正しく評価できる。また、緊急時における基礎資料となる。この調査を「長期環境影響調査」と呼んで いる。なお、長期環境影響調査は、高度な分析技術が用いられることがあるから、採取した試料の分析 を可能であれば専門の分析機関に依頼することも選択肢としては必要である。

次に平常時モニタリングで最も重要な、1)施設寄与の検出方法(定性方法)、及び2)施設寄与の弁 別方法(定量方法)について紹介する。

1)施設寄与の検出法

「3.9.1 施設寄与の検出(定性)と弁別(定量)」でも紹介し、繰り返しになる部分もあるがさらに 詳細に記載する。

① 時間的変動(トレンドグラフ)の確認

施設寄与の確認方法として、測定結果を地点毎に、横軸を時間、縦軸を測定値(空間線量率また は濃度)としてトレンドグラフを描き、時間的な変動傾向を確認していく方法である。測定値の変 動幅をトレンドグラフで確認し、過去数年間の変動幅と比較し、上限を超えているかどうかを判断 する。もし超えている場合は何らかの影響があったとして原因調査を開始する。通常は、過去の一 定期間における平均値±標準偏差の3倍(以下、平均値±3σと記す)を目安とする。これを「平常 の変動幅」と呼んでいる。ただし、環境試料のように測定値の多くが検出下限値未満の場合は、統 計処理することができない。このため最小~最大値を「平常の変動幅」として用いる場合もある。 なお、「平常の変動幅」は、原則として対象地点毎に求めることが望まれるが、空間線量率を除く環 境試料などでは検出下限値未満の値が多く、統計処理できない場合が多い。なお、最小~最大値を 「平常の変動幅」として用いる場合は、たった1つの最大値の変動により「平常の変動幅」が大き く変わることになり、施設寄与の評価が難しくなるので注意が必要である[54][56]。

なお、対象地点毎では検出下限未満の測定値が多く統計処理が困難となる場合には、複数の地点 の測定値を用いて平常の変動幅を求める方法もある。現在、バックグラウンドとして存在する人工 放射性核種の大部分は過去の核実験フォールアウトに起因する核種であるので、広範囲にほぼ同じ 量が降下、沈着したと推定される。そこで空間的に広い範囲の測定値を用いて統計処理をして「平 常の変動幅」を算出する。ただし、沈着した地形や土壌の種類などにより局所的な変動も生じるこ とから、事前に分布調査を行い「平常の変動幅」の算出に含める範囲を決めることが必要である。 なお、場所による濃度の違いが大きい場合は、平常の変動幅を算出する範囲のグルーピングを変え る必要もある。なお、空間的な位置関係に加え、表土、耕作土、森林などの土地利用状況などに応 じてグルーピングし、それに応じて統計処理し「平常の変動幅」を算出すると範囲が無用に広がる ことを防ぐことができる。

また、「平常の変動幅」を算出する期間に対しても評価対象前年以前の施設寄与が無いと確認さ れたデータを用いて、統計処理可能な最低数が確保できる期間を対象とする。「平常の変動幅」は、 個々の変動を考慮し複数年で算出される。空間線量率のように有意な測定値が得られる場合は、通 常は3年~5年程度の測定値を用いて平常の変動幅を算出しているが、検出下限値未満のデータが 多い環境試料の場合は10年程度の複数年を統計処理することが一般的である[113]。

なお、「平常の変動幅」は、施設における放出管理が適正に行われていれば、運転直後は上昇し たとしても、その核種の環境中の濃度は一定の変動範囲に収まるとの考え方である。つまり、「平常 の変動幅」には平常運転に伴う放出の影響を含むということである。しかし、I-131のように半減 期(約8日)が短い核種に関しては、検出されたことのみで施設寄与の可能性が高いので「平常の 変動幅」の範囲内であっても放出源に放出状況を問い合わせ、因果関係を明らかにし、公衆の線量 評価に含めていくことが必要となる。

しかし、東電福島第一原子力発電所事故後の環境中の空間線量率や環境試料中のCs-134、Cs-137 濃度のように、物理的減衰やウェザリングなどで、毎年、濃度が徐々に低下している現状において は、過去の平均値+3σが現在のそれより高いことから、前年であっても単純な統計処理に用いて比 較することができない。

中野等は、東電原子力発電所事故後の東海再処理施設周辺の環境モニタリングにおける平常の 変動幅の設定に関しては、影響を受けた度合いに応じて対象ごとに平常の変動幅の設定期間を変 える方法を提案している。例えば、【設定方法1】従来どおり過去10年間で設定する核種として は、Pu-239+240 等、東電原子力発電所事故の影響が東海再処理施設周辺で観測されなかった核種 については、従来どおり過去10 年間で設定する。【設定方法2】事故影響が顕著に見られた期間 を除く過去10 年間で設定する。【設定方法3】過去1 ~ 2 年間の上限で設定が提案できる項目、

つまり過去の変動幅の対象期間を、影響を受けた核種毎に変えて目安とする方法である[113]。 なお、吉田らは、海産試料について、長期的な変動を指数関数にフィッティングし、評価対象年

の平常の変動幅を推定し、評価の目安に用いる方法も提案されている[264]。

空間的分布状況の確認(比較参照地点法)

施設からの放出の影響を受けない場所(参照地点)と比較する方法である。参照地点に比べ高 い測定値が得られた場合に調査を開始する。この場合の参照地点は1点では無く複数地点を平均 値±3σ、あるいは最小~最大値の幅として比較する。なお、参照地点を放出源の影響を受けない 遠隔地等とする場合が多いが、土質や土地利用などにより変動が大きいこともあり、事前に空間 分布を確認しておくことが望ましいと考える。また、できれば一方位だけではなく複数の方位に 参照地点を設定することも必要である。

ただし、排気筒から放出される放射性雲(プルーム)による空間線量率の変動のような短時間 の影響については、放出源との距離や風向などを考慮し、風上側、風下側の空間線量率の変動(ト レンドグラフ)の相関性を比較することによって施設寄与の判定が可能である。

空間線量率が施設周辺の各方位に複数配置されている場合は、方位間の空間線量率を比較する ことにより、施設寄与の有無を確認することができる。排気筒放出の場合は、風下側の空間線量 率が上昇するが、風上側の空間線量率は上昇しないか、または上昇率が小さい。しかし、降雨や ラドン子孫核種の影響により空間線量率が上昇した場合は、方位に関係なく空間線量率がほぼ同 時に上昇するので施設寄与でないことが確認できる。ただし、排気筒の高さが低い場合は、風上 側であっても空間線量率が上昇することがあるので注意する必要がある。この理由は、放出され た放射性核種は当然風下側に流れるが、γ線は風向に関係なく四方に放射されるので空間線量率 の測定地点が放出口に近い場合は、たとえ風上側であっても空間線量率は上昇する。

Fig. 6-1、Fig. 6-2 は、東海再処理施設において使用済み燃料のせん断、溶解を行った際に放出 された Kr-85 による敷地境界等で観測されたモニタリングポストでの空間線量率の上昇例である。 Kr-85 は、半減期は約 10.8 年、0.513MeV のガンマ線を 0.4%放出する放射性希ガスである。不活性 の希ガスであることからダストフィルタには捕集されない。このため大気中に放出されても地表 に沈着及び蓄積せず、食物への移行や濃縮もおこらない。Kr-85 は、放出されると大気で希釈、拡 散しながら、ちょうど煙突から放出される煙のように風下側へ流れていく。プルームが敷地境界 に設置されたモニタリングポストの周囲や上空を通過する際に、一時的に空間線量率が上昇する [104] [176]。 Fig. 6-2 の右図中青色の"■"で示した空間線量率の上昇は、赤丸印の空間線量率の分布と異なる分布を示している。通常降雨時における自然放射性核種の降下、沈着時の空間線量率の上昇は、全域で上昇するが、大気放出に起因するプルームは風下方向のみの空間線量率を上昇させるため容易に施設寄与を確認できる。

なお、排気筒放出の場合、大気安定度がF型等の安定の場合は、放出された放射性核種のプル ームは放出地点近くでは上空を通過するため、近傍の空間線量率があまり上昇しないのに遠方の 空間線量率が上昇する場合もあるので注意する必要がある。(3.7.2 被ばく評価モデル参照)

これに対して、臨界事故時のように MP までの距離に応じて γ 線が発生場所から直接放射され る場合は、風向に依存せず全方位で同時に空間線量率が上昇する可能性がある。なお、遮へいの 影響を受けるので、詳細に見ると臨界が生じた施設内の発生場所から壁や天井などの遮へい壁の 厚さが少ない方角で、かつ直線距離が短い MP の空間線量率が最も上昇する傾向があった。







Fig. 6-2 敷地周辺に複数配置された MP ポスト間の空間線量率相関性

(参考文献[176]:竹安正則他,東海再処理施設周辺の空間放射線線量率の変動要因について, 日本保健物理学会第41回研究発表会ポスター発表 P-③-5(2007))

③

同位体比及び核種間比較

通常は環境に存在しない半減期の短い放射性核種が検出されたことによって、施設からの放出で あることが確認できる。しかし、Cs-137、Sr-90、 Pu-239+240 のように過去の大気圏核実験起源の グローバルフォールアウトと同じ核種の場合で、施設からの放出の寄与分がグローバルフォールア ウトの寄与分に比べわずかな場合の確認は容易ではない。このような場合には、同位体比(または放 射能比)を用いる方法を用いてきた[265]。

例えば、東電福島第一原子力発電所事故のように複数の原子炉から放出された場合の放出源の特定に関しても、放出源における放射性核種の組成や同位体比と環境試料中の同位体比を比較して、施設寄与の確認及び定量的な弁別が行われた[266] [267]。

東電福島第一原子力発電所事故では、Cs-134(半減期:2.06y)と Cs-137 の放射能比が事故直後に は概ね1対1であった。これを利用して、福島県外でもグローバルフォールアウト起源の Cs-137 と 事故由来の Cs-137 が弁別された。なお、Cs-137 が核分裂生成物(Fission Product :FP)であるの に対して、Cs-134 は中性子捕獲反応による放射化により生成されるなど生成過程が異なるが、化学 的には同じ性質を有する元素であることから混合後は同一挙動をとると考えられる。一般的に核燃 料の燃焼度が高いと Cs-134/Cs-137 の放射能比は大きくなる。チェルノブイリ原子力発電所事故時は、1986 年 4 月 26 日時点の Cs-134/Cs-137 の放射能比は、0.55 と報告されている[230]。

ただし、Cs-134 の物理学的半減期が約2年と短いこともあり、2半減期程度、つまり5年程度の 評価には有効な方法であるが、検出下限値未満となった場合は用いることができない。また、東電福 島第一原子力発電所事故では放出量は多くなかったが、放射性ストロンチウムについても初期には 物理学的半減期が50.53日と短いSr-89 が検出されていることから、放出の影響の範囲が特定でき た。また、Sr-89/Sr-90 放射能比を用いることにより、グローバルフォールアウト起源のSr-90と事 故由来のSr-90を弁別することが可能であると考えられる[266]。

次に Pu-238 と Pu-239+240 の放射能比であるが、Table 6-1 に示すように、過去の核実験フォー ルアウト (グローバルフォールアウト)では、約 0.025 程度であるが、発電用軽水型原子力発電所の 場合、燃焼度が高いことから約 2.3 倍と明確に異なっている。東電福島第一原子力発電所事故時のモ ニタリングでは、Fig. 6-3、Fig. 6-4、Fig. 6-5 に示すように、この Pu 同位体比(放射能比)を用い て施設寄与が判定された。

Table 6-1 Pu 同位体及び Am の Pu-239+240 に対する放射能比の範囲

(参考文献 [268]:藤田博喜他,環境における Pu 同位体及び Am の濃度の経年変化について,サイクル機構技報 No. 25, 45-48, 2004.12)

		文 献 調 査		
	放射能比	フォール アウト*1	使用済み 燃 料 ^{*2}	
²³⁸ Pu / ^{239,240} Pu	0.019~0.068	0.025	2.3	
²⁴¹ Pu / ^{239,240} Pu	2.4~10*3	13	99	
²⁴¹ Am / ^{239,240} Pu	0.048~0.76			

*1 UNSCEAR 1982, 2000

*2 下記の条件で計算した軽水炉における使用済み燃料中 の放射能比 燃焼度:28,000MWd/t,比出力:35MW/t, 冷却期間:180日, 濃縮度:4wt%

*3 ²⁴¹Puについては, 試料採取時の放射能比である。

JAEA-Review 2020-077



Fig. 6-3 東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 沈着量測定結果(広域)

(参考文献[267]:文部科学省による、プルトニウム 238、239+240、241の核種分析の結果(第2) 次調査)について;平成 24 年 8 月 21 日,原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6030/view.html (2020年11月5日に利用))



Fig. 6-4 東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 沈着量測定結果(北西方向)

(参考文献 [267]: 文部科学省による、プルトニウム 238、239+240、241の核種分析の結果(第2) 次調査)について; 平成 24 年 8 月 21 日, 原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6030/view.html (2020年11月5日に利用))


Fig. 6-5 東電福島第一原子力発電所事故時における Pu-238, Pu-239+240 放射能比の分布

(参考文献 [267]: 文部科学省による、プルトニウム 238、239+240、241の核種分析の結果(第2) 次調査)について; 平成 24 年 8 月 21 日, 原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6030/view.html (2020年11月5日に利用))

なお、同じ元素でない場合でも放出源情報において核種間の放射能比が得られる場合は、核種間の相 関式を用いることにより、おおよその寄与割合の推定ができる。例えば、Fig. 6-6、Fig. 6-7 は茨城県沖 の過去の大気圏内核実験フォールアウト起源の Sr-90 と Cs-137、 Pu-239+240 と Cs-137 の相関関係を 示す。海底土の場合は、陸上土壌に比べ海水による流動の影響を受けるが、それでも Cs-137 が高いと Sr-90 と Cs-137 の濃度も高くなる傾向が確認できる[10]。

筆者が環境モニタリング結果の評価、特に施設寄与の弁別に用いたのは、Sr-90/Cs-137 放射能比であ る。Sr-90 はβ線しか放出しないため化学分析(放射化学分析)を用いないと正確な濃度が求められな いことから、分析に時間を要する。しかし、骨と親和性が高い Sr-90 の評価は放射線防護措置の判断に 極めて重要である。そこで、両者の化学的性質や環境中での挙動は異なっているものの、放出直後は放 出現情報の放射能比を反映した比率で沈着していると仮定して Sr-90/Cs-137 放射能比を用いる。Sr-90 の濃度レベルを Sr-90/Cs-137 放射能比で評価することは緊急時の防護対策の判断のためにも有益であ る。

東電福島第一原子力発電所事故直後には、Sr-90の迅速分析結果から Sr-90 と Cs-137 の放射能比が 求められ、その結果、Sr-90/Cs-137 放射能比は、千分の一から百分の一と低いことが推定された[269]。 Sr-90 は、水に溶けやすく動きやすいのに対して、Cs-137 は土壌中の粘土成分(雲母等)に強固に吸着 しやすい。一旦、粘土成分に吸着すると水には容易に溶け難くなる。Cs-137 と吸着した土壌粒子、その ものが移動しなければ Cs-137 も移動しない性質が確認されているので、長期的な環境中での移行挙動 には違いが生じるおそれがある。このため長期的な評価に Sr-90/Cs-137 放射能比を用いる場合は注意 を要する。

一方、Fig. 6-6 と Fig. 6-7 を比べると、Pu 同位体 (Pu-239、Pu-240) は Sr-90 より Cs-137 と相関性 があるように見える。海水中の Pu 同位体濃度と海底土中 Pu 同位体濃度の比を Sr-90 の比と比べた結 果、Pu 同位体は Sr-90 より海底に沈降しやすいと推察された[10]。つまり海水にあまり溶けずに海底に 沈降し易いように見えた。海水中における Pu 同位体と Cs-137 の挙動は異なるものの、結果として両者 は正の相関性を示している。ただし、東電福島第一原子力発電所事故時の調査では、土壌粒子に吸着し た Cs-137 は海水で溶脱するとの報告もあり、(Pu-239+240)/Cs-137 放射能比を用いた Pu-239+240 の評 価も普遍的に使えるかどうかは不明であり、放出源情報に注意を要する必要がある。

測定の容易なγ線放出核種である Cs-137 をもとに、β線核種である Sr-90、α線核種である Pu-239+240 濃度を、放射能比を用いて評価する目的は、緊急時における評価の迅速を高めるためである。 このため、同時並行、もしくは放出量の低減等、事故が落ち着いてきた時点では、Sr-90 やPu-239+240 の放射化学分析等による分析件数を増やし、直接、土壤濃度及び沈着量の空間分布を求めておくことが 重要である。





(参考文献 [10]:武石 稔 他,東海再処理施設における低放射性液体廃棄物の海洋放出にかかわる 環境モニタリング結果;ホット試験から役務処理運転終了までに海洋環境に放出した放射性核種の影 響評価について, JAEA-Review 2008-044 (2008))



海底土中Pu-239+240とCs-137の放射能濃度の関係 (1977年~2005年)

Fig. 6-7 過去の大気圏内核実験起源の海底土中 Pu-239+240 と Cs-137 放射能濃度との関係

(参考文献 [10]: 武石 稔 他, 東海再処理施設における低放射性液体廃棄物の海洋放出にかかわる 環境モニタリング結果; ホット試験から役務処理運転終了までに海洋環境に放出した放射性核種の影 響評価について, JAEA-Review 2008-044 (2008))

なお、Fig. 6-8 は東電福島第一原子力発電所に用いられた Cs-137 に対する Sr-90 の沈着量の比率を 求めたものであり、事故直後は化学的性質が異なる核種であっても放射能比の活用が有効であった例で ある。事故直後は放出された放射性核種が放出源の情報を保持したまま地表に降下、沈着した状況にあ る。放出口から大気を移動する間も粒径や化学的性質の違いにより分別的な変化は生じるものの、降雨 などの影響を受ける前であれば、放出組成に応じた沈着の比率を示す可能性が高いことが示されている。 事故放出直後の緊急時モニタリングの目的の一つとして、早期に土壌の採取と核種組成の確認を行うこ とが重要と考える。



Fig. 6-8 Cs-137 に対する Sr-90 の沈着量の比率

(参考文献 [269]:原子力規制委員会、文部科学省、① γ線放出核種の分析結果、及び②ストロンチ ウム 89、90の分析結果(第2次分布状況調査)について(平成 24年9月19日一部訂正)(平成 25 年7月1日一部訂正)、原子力規制庁、

https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6213/view.html (2021年2月9日に利用))

2)施設寄与の定量的弁別

① 空間線量率等における上昇前後のバックグラウンド (BG) 差し引き法

筆者の提案、考えを以下に述べる。

空間線量率は、自然放射線が地域において一定の幅に収まる。平常時モニタリングによる空間線 量率の変動を統計的に処理して、その平均値及び標準偏差をバックグラウンドとして差し引く方法 である。この方法として長期間の変動から求める方法と施設寄与が疑われる上昇の直近の値を用い る方法に分けられる。

従来は、膨大な空間線量率の連続データを処理することが多大な労力を生むこと、及びそれによって平常時には弁別された施設寄与に伴う外部被ばく線量が、公衆の限度(1mSv)に対して大きくない場合が多いと考えられたことから、一定期間、例えば1年間の測定値を統計処理して、MP毎の平均値+3σを求め、この値をBGとして差し引く方法などが用いられる場合があった。

ここでは、空間線量率の上昇が施設寄与と確認された場合について具体的方法を提案する。近年 はPCの性能が向上したこともあり膨大な数値データを処理することが可能となった。これを利用し て、空間線量率が上昇した以前の測定値、または前後の測定値をベースラインとして BG(自然放射 線成分)を差し引く方法が考えられる。比喩的には、γスペクトロメトリにおける全吸収ピークの正 味計数の求め方、いわゆるコベル法の考え方に近い。ただし、降雨時には天然核種(Rn 等の子孫核 種)の沈着の影響がある場合は、BG そのものも上昇する。この場合は、範囲を広げて降雨の無い期 間を BG として差し引く。なお、この方法によって弁別された施設寄与分は降雨による上昇分も含む ことになるが、安全側の評価として施設寄与分に含めても良いと考える。分離した施設寄与分は、方 位、距離別に年間を積算するか、または方位に関係なく時間で区分した最大値を、全方位を対象に年 間で積算する。なお、全方位で積算する場合は、同じ時間に複数の地点で施設寄与が弁別できた場合 は、距離を問わずその中の最大値を選択する。

環境試料中放射性核種濃度の場合は、必ずしも BG 値を差し引く必要は無いと考える。環境モニタ リングの対象となる人工放射性核種は、大部分が 1960 年代以降の大気圏内核実験フォールアウト起 源であり減衰してきた [273]。ただし、東電福島第一原子力発電所事故の影響が大きい地域において は、同事故の寄与分を差し引くことが望ましい。Cs-137 については、Cs-134 が検出された場合は、 Cs-134/Cs-137 放射能比を用いて弁別することが可能であるが、半減期が約 2 年の Cs-134 が検出さ れなくなってきている。この場合は東電福島第一原子力発電所事故以前の BG と比べ差し引くか、ま たは、事故起因の Cs-137 の割合が小さい場合は、安全側の評価として弁別せず、測定値全体を施設 寄与として扱っても良いと思われる。

以上の結果、施設寄与が確認された環境試料の濃度を被ばく評価に用いる。

緊急時モニタリングにおいては、迅速性と安全側の評価をするために BG を差し引く必要は無いと 考える。ただし、プルームの通過方位や時間変化等によって差が大きいことから、平常時と異なり空 間線量率マップや土壌汚染マップを作成し、その時間変化をもって被ばく評価を行うことが望まれ る。

なお、東電福島第一原子力発電所事故の影響を含む環境モニタリング結果から施設寄与を弁別す る方法に関しては、中野らの検討が参考となる[113]。

② 全α、全β放射能比の利用

全 β 放射能/全 α 放射能比の利用は、主に大気モニタ等における異常の検知として用いられる。 また、緊急時における大気ダストフィルタの一次スクリーニングとしても有効である。通常、大気中 には、ウラン系列の気体状放射性核種 Rn-222 が大地から放出され子孫核種である Pb-214、Bi-214、 Bi-210 等の β 線放出核種と Po-218、 Po-214、Po-210 等の α 線放出核種、Th 系列核種の β 線放出核 種、 α 線放出核種がエアロゾルとして混在している。Rn-222 の半減期は約 3.8 日であるが子孫核種 は Bi-210、Po-210 等を除き短い。Rn-222 は気体状でダストフィルタには捕集されず、子孫核種のみ 捕集されるのでフィルタ状の全 β 、全 α 放射能は直ちに減衰する。大気を吸引しながら全 β 、全 α 放射能を測定すると、大気中の子孫核種濃度にもよるが、供給と減衰が平衡に達し大気中の全 β 放射能 と全 α 放射能はほぼ一定の比に収束する。なお、原子力発電所周辺の空気中放射能のモニタリングで は、全 α 放射能を分母に全 β 放射能を分子にした全 β /全 α 放射能比が用いられる。通常、封じ込め がなされていれば燃料中に存在する α 線放出核種であるウランやプルトニウムが環境中に放出され ることはないが、一次冷却水中に生成する Co-60、Cr-51、Mn-54 等の放射化生成物(腐植生成物:CP) が放出されるおそれがある。また、燃料ピンが破損、核分裂生成物(FP)が放出された場合でも気体 状や揮発性の放射性希ガス、放射性ヨウ素、放射性セシウム等の β 線(γ 線)放出核種が放出されや すい。これに対して α 線放出核種は放出されにくい傾向がある。このため全 β /全 α 放射能比がプラ スに上昇する場合が大きい。異常時には指示値が上昇する方が人間の認知機能上、監視が容易となる ことから、通常は全 β /全 α 放射能比が用いられている。

Fig. 6-9 は、環境省が行っている主に離島における全β/全α放射能比を用いた大気中ダスト濃度のモニタリング結果の公開システムの例である。



Fig. 6-9 環境放射線等モニタリングデータ公開システムにおける全 $\beta / 2\alpha$ 放射能比の利用

(参考文献 [208]:環境省,環境放射線等モニタリングデータ公開システム,環境省, http://housyasen.taiki.go.jp/ (2020年11月16日に利用)) ③ 同位体比や核種間比を用いた BG 差し引き法

1)-③に示した同位体比を用いて施設寄与分を弁別する方法である。例えば、東電福島第一 原子力発電所事故発生時(2011年3月11日)には、Cs-134/Cs-137放射能比がほぼ1.0であっ たことを利用して、過去の大気圏内核実験起源のCs-137を弁別することができる。

$$A_{137F} = A_{137 \text{total}} - A_{134}/F$$
, $F = R \times \exp(-0.693t/T_{134})/\exp(-0.693t/T_{137})$ [6.1]

A137F:東電福島第一原子力発電所事故時の Cs-137 放射能推定値、

A_{137total}: Cs-137 放射能測定值

A134:Cs-134 放射能測定值

F:測定日における東電福島第一原子力発電所事故起源の Cs-134/Cs-137 放射能比

R:t=0におけるCs-134/Cs-137放射能比(1.0)

T₁₃₄: Cs-134の半減期(2.06年)

T₁₃₇: Cs-137の半減期(30.17年)

この方法は、Cs-134 が有意に検出された場合に用いることができる。同じ考え方で、Pu-238/Pu-239+240 放射能比を用いた弁別、また半減期が約 50 日と短いが Sr-89/Sr-90 にも用いることができる。 いずれにしても緊急時初期の防護対策を決定する場合は、無理に施設寄与分を BG から弁別する必要は ない。環境中の挙動がほぼ安定してきた現存被ばく状況及び平常時のモニタリングにおいて、BG を含め た線量評価が大きく過大になる場合に BG を弁別した方が良い場合の方法の一例である。

6.2 代表的個人の線量評価

6.2.1 外部被ばく

空間線量率の実測値から外部被ばくに係る実効線量への換算は、下記の式で行える。 施設寄与の弁別は、6.1 を参照、また、その値が平常の変動幅を超えていない場合は、年間の線量寄与 は小さいとして、積算に加えなくても良い。

$$D_{xya} = \sum (D_{xyt} - B_{xyt})$$
[6.2]

$$\boldsymbol{D}_{\max_a} = \max \int (\boldsymbol{D}_{xya})$$
 [6.3]

$$E_{\rm ex} = K_2 \cdot f_h \cdot f_0 \cdot D_{\rm max_a}$$
[6.4]

Dxya:距離 x 、方位 y 地点における施設寄与か確認された空気カーマの年間積算値 Dxyt:距離 x 、方位 y 、時刻 t において施設寄与が検出された空気カーマ率(μGy/h) (一時間値、距離x、方位yはある一定の区画の代表値で良い)

Bxyt:距離x、方位y、時刻t地点におけるバックグラウンド空気カーマ率(μ Gy/h) Dmax_a:周辺監視区域外の外部被ばくに関する年間空気カーマの最大値(μ Gy/y) Eex:周辺監視区域外の外部被ばくに関する実効線量の最大値(μ Sv/y) K₂:空気カーマから実効線量への換算係数(μ Sv/ μ Gy) f_h:家屋の低減係数

fo:居住係数

上記式は、方位・距離毎に扇形のメッシュを切り、空間線量率の自然 BG を差し引いた施設寄与分を メッシュ毎に積算し年間の最大地点とその値を求める方法であるが、大気放出時のプルーム通過時のみ 一時的に空間線量率が上昇する場合で、地表沈着放射性核種によるグラウンドシャイン放射線による空 気カーマ率の上昇が小さく無視できる場合は、方位・距離毎に空気カーマを年間積算せず、その時刻に おける最大値を年間に渡って積算しても良いと考える。この場合は前者の方法より過大評価となるが、 平常時における評価としては許容範囲と考える。

しかし、緊急時においては、地表沈着放射性核種からの放射線の寄与(グラウンドシャイン放射線) が長期的な被ばく評価に重要であることから、地点毎に年間積算線量をもとめ、内挿法によりコンター マップ(等値線図)を描いて外部被ばくによる実効線量の分布図を求めることが重要である。

なお、半減期が短い核種が存在している場合や地表沈着放射性核種からのグラウンドシャイン放射線 による年間の積算線量率評価は、各地点での測定地点毎の空間線量率を時間毎に積算して求める。 Fig. 6-10 は、筆者が参加した東電福島第一原子力発電所事故時の周辺環境における空間線量率測定値を 用いた年間積算線量の算出方法を紹介する。なお、積算は 6.5 式に示すが、事故発生の翌月 2011 年 4 月 からほぼ毎月、それまでに得られた空間線量率データを時系列に沿って積算するとともに、それ以後に ついては翌年、2012 年 3 月 11 日まで、その時点の最新の空間線量率の 3 日平均値を求めこの空間線量 率が減少せずに継続すると仮定した。核種が明らかな場合は物理学的減衰に従うが、初期の空間線量率 は短半減期核種の寄与が大きく、また測定値の変動が激しいことから見かけの半減期も大きく変動した。 この目的は防護対策基準である年間 20mSv の範囲を決めるための評価であったが、アクセスが困難な地 域もあり空間的に均等な地点での測定値が得られなかったこともあり、十分な安全裕度を見込んでこの 方法が選択された。



Fig. 6-10 空間線量率実測値を用いた年間積算線量の算出法

(参考文献 [258]: 原子力安全委員会、実測値に基づく各地点の積算線量の推定値、第22 回原子力安全委員会資料第1-2号)

$$D_{\rm p} = 0.6 \times (D_{\rm C} + D_{\rm m}) + 0.6 \times R \times t_{\rm r}$$
 [6.5]

Dc: 2011 年 3/12 6 時から 3/16 までの推定線量(mSv) No32(北西約 30km 地点)をもとにした推 定値

Dm:隣接する線量率実測値の間の時間を2分の1し前半を前者の線量率が後半を後者の線量率が 継続したとして積算。実測値が得られていない期間についてはNo.32地点の線量率に比例すると して算出(mSv)

R:最新の線量率測定値(最初1日値、後に三日間平均値:mSv/h)

tr:最新測定日から2012年3月11日までの時間(h)

0.6:木造住宅線量低減係数 0.4 (16 時間屋内、8 時間屋外[(0.4*16+8)/24=0.6])

(参考文献 [164]:原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、積算線量推定マップ等,原子力規 制庁,https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020 年 6 月 11 日に利用))

6.2.2 内部被ばく

内部被ばく評価は、大きく分けると呼吸による吸入摂取と飲水、食物摂取等の経口摂取に分けられる。 また、平常時モニタリングに基づく線量評価と緊急時モニタリングにおける評価方法も大きく変わるの で注意を要する。

1) 平常時モニタリングにおける内部被ばく評価

平常時には、施設放出核種が移行する農作物、畜産物、海産物などの食物の生産、流通経路と消費者 の摂取量等を勘案した放射性核種の被ばく経路を基にして被ばく評価を行う。これらの被ばく経路は、 3.7 節に既に示したが、実際の施設周辺での生産量や消費実態に基づきもっとも被ばくが大きいグルー プの個人(代表的個人:Representative individuals)として選定する。海洋放出が多い場合は、魚介 類の摂取が多い漁業者が決定グループとなる場合がある。陸上では農業、酪農者のグループが地物の消 費量が大きい場合がある。なお、代表的個人は、実際の個人の嗜好ではなく、その属するグループに対 する実効線量を算出し、その分布が正規分布している場合には 2σに相当する 95%値を以て代表的個人 の実効線量とする考え方である。決定グループは、対象地域を地勢や職種、人口密度などの特性に応じ たグループに分け、食品の摂取量等を定期的に調査することが必要である。

なお、原子力施設の設置時の安全審査のための線量目標を評価するための周辺公衆の被ばく評価(環 境影響評価)は、厳密には公衆の被ばく線量を指標とする施設の排気、排水性能や直接放射線を低減す るための遮蔽性能等による施設の安全性評価を目的としている。このため大気放出された放射性核種に よる外部被ばくの最大値、最大濃度地点で栽培された農作物、原乳を同一の個人が被ばくするとして外 部被ばくと内部被ばくの最大値を積算する。気象データは当該年の統計処理に基づき毎年求められるが、 移行係数、換算計数等のパラメータは指針等[48][93]で定められているものを用いるか、推奨される値 を用いるのが通例であり、原則として過大評価となる。

環境モニタリングの実測値を用いた評価においても、安全側に評価すれば良いとの考えからすべての パラメータを過大に設定する傾向があるが、環境モニタリングの実測値を用いた評価においては好まし くはない。なぜなら、施設を設置する際に行われる安全審査においては、施設がフル稼働し、放出量限 度、つまり最大値が年間に渡って放出されたと仮定した評価であり、その評価であってもが線量目標値 等に比べ十分低くできることを確認することが目的であるからである。稼働後は、実際に放出された放 出量や現実の気象情報、環境モニタリング結果の実測値を用いて公衆おける実効線量を評価することが 望ましい。しかし、平常時における実効線量の実測値を用いた評価においては、環境試料の最大値を用 いて1年間継続する、BGを差し引かないなど、評価上のパラメータを過大に設定すると、現実の評価や シミュレーションモデルでの評価に合わない恐れがある。環境モニタリングの実測値を用いた評価にお いても、周辺公衆が実際に受けている被ばくを評価するよう評価方法の精度を高める努力をしていくこ とが重要である。

2) 緊急時モニタリングにおける内部被ばく評価

緊急時においては、放射性核種の放出時期、放出量、また時間変動が一定ではなく、風向、風速も変 化する。また、人々の行動や摂取する食品も平常時と異なる。このため被ばく評価を、平常時の被ばく 経路を仮定したモデルを用いて評価することは必ずしも適切とはいえない。このためより現実に近い被 ばく経路を調査し、環境モニタリングの実測値を用いて評価することとなる。

外部被ばくに係る線量評価は、実際の空間線量率の測定結果と評価対象グループの代表的個人の行動 パターンに基づいて評価することが望ましい。空間線量率は、「5.2.1 空間線量率分布(線量マップ) の作成」で作成された日時毎の空間線量率マップを用いる。

これに住民の移動経路と滞在時間を乗じ被ばく線量を算出する。なお、サーベイメータ等で測定された空間線量率は、周辺線量当量率(1cm 深部線量当量率)として校正されており、実効線量率への換算はより小さくなる。東電福島第一原子力発電所事故時の環境では 0.7(約 70%)であった。

下記の式は、筆者が提案する空間線量率の測定結果を用いて1年間あたりの追加外部被ばく線量を評価するための計算式である。ただし、屋内、屋外滞在時間及び家屋の低減係数は、現在、東電福島第一原子力発電所の事故時における防護対策や除染をするかどうかの目安(0.23 µ Sv/h)で用いられているモデル[271]に従った。滞在時間については、実際の行動パターンに置き換えると更に現実的な推定ができると考える。

【1年間あたりの追加外部被ばく線量】

被ばく線量(mSv/年) = Σ【(屋外i空間線量率(µSv/h) - 自然放射線量率(µSv/h)) × {(屋外i
滞在時間(h/日)+0.4×屋内i滞在時間(h/日)) ×0.7×i地点滞在日数×0.001)】
注 1)個人線量換算係数(概ね 0.7)、屋内/屋外低減係数:0.4

第7章 品質保証

7.1 環境モニタリングにおける品質保証

先ず前提として、環境モニタリングは、自然環境という母集団を推定するための抜き取り検査と考え ることができる。その抜き取った標本を用いて統計学を用いて母集団を推定・評価できなければならな い。このため、採取地点、測定地点の選定が環境モニタリングの結果を左右するほど重要である。特に 測定地点、採取地点の代表性の確保が重要である。その測定値が、空間的にどの程度の範囲を代表して いるかである。建物や樹木の影響、降雨による流出や再濃縮の影響、河川敷のような氾濫原、耕作地や 客土など人為的な介入による攪乱等の局所的な影響がないことが理想である。その上で数 km の範囲の 濃度や沈着量を代表しているような場所が望ましい。しかし、局所的な影響は必ず発生する。このため 多くの地点を測定し分布状況を考慮して平均値や中央値を得ることが必要である。測定器が正確であっ ても、局所的な影響を受けた値をその地域の代表値として上昇、下降を評価したのでは適正な環境影響 評価はできない。たとえて言えば、穴の開いた網で異常という魚をすくい上げる(検知する)ことは難 しい。しかし、現実の環境は、サンプリング地点や測定地点を統計学的に理想的な配置することは、地 形や土地利用状況等を考慮すると一般的に困難である。

環境モニタリングの目的を念頭に品質を考える場合には、このように測定値の正確さのみを追求すれ ば事足りるわけではない、①測定地点や採取地点の選定には適切な代表性と継続性があること、②トレ ーサビリティが確保され、再現性、普遍性のある方法で測定値が得られることが重要である。①は、線 量率の測定場所の周辺状況、測定器の高さ、方向性、測定の方法や、試料の採取であれば代表性、採取 部位や土壌であれば採取深さやコンポジット、混合、縮分などが重要である。次に②は測定器や分析機 器の正確さや精度、国家標準とのトレーサビリティ、化学分析における分析技術者の力量等が重要とな る。

どんなに②、つまり測定器や分析装置が正確であっても、①が疎かであれば、環境モニタリングの目 的を達成するためのデータ(測定値)の品質は得られない。また、品質は、制度を確立するよりも一定 の水準を維持することの方が何倍も難しい。常に品質を維持、向上させる努力を続けなければ一定の水 準を保てない。このためには、いわゆる品質マネジメントシステムに基づく PDCA サイクルを回してい くことが重要である。

3.12 にて測定値の不確かさやトレーサビリティ、技能試験(Proficiency test: PT)等、測定値の品 質管理(QC)のための手法を基礎知識として記載した。ここでは環境モニタリングを業務としてマネジ メントするための品質保証体系全体に関して、必要な事項を考え方とともに紹介する。

例えば、品質を維持、向上するための組織、体制、手順、マニュアル、設備、機器、点検、国家標準 とのトレーサビリティ及び要員の力量認定や向上のための教育訓練、使用する資機材の調達管理、試料 や測定値の管理、記録、保存、異常の対応などの試験所等の組織能力を維持、向上させることが必要である。

今日の国際社会では国家間で物やサービスが流通しており、共通ベースでの品質を保証するために、 International Organization for Standardization (国際標準化機構)が、様々な国際基準の規格を定め ている[63]。

環境モニタリングでは、空間線量率や積算線量のようにその測定値が検出器や放射線回路、解析プロ グラムなど機器の性能(ハードウエア)に依存する項目と、環境試料中の放射性核種濃度の化学分析な ど、測定器の品質に加えて分析要員の分析技術等の力量等の(ソフトパワー)に大きく依存する項目が ある。

空間線量率等の放射線計測機器は、メーカー出荷時の性能検査、現地据え付け後の現地性能検査、日 常点検、年間校正などにより、測定値の品質は維持することができる。サーベイメータ等についてもほ ぼ同様であり、測定値の品質の維持は容易と言える。

モニタリングポスト等に関しては、日本工業規格 JIS Z 4325:2008「環境 γ 線連続モニタ」[170]に 指示精度や校正精度などの性能基準や校正の方法が、放射能測定法シリーズ No. 17「連続モニタによる 環境 γ 線測定法(平成 29 年 12 月改訂原子力規制庁監視情報課)」[120]などには、システムの取り扱 い、校正方法、測定と測定結果の解析・評価法などが定められている。また、製品としての検出器、放 射線計測系の品質管理や国家標準とのトレーサビリティはメーカーの責任において保証されている。

我が国では空間線量率測定業務に対してマネジメントシステムとしての規格は定められていないこ とから、将来的には、空間線量率測定業務としてのマネジメント規格が整備されると予測されるものの、 現状でも JIS 規格[170]や放射能測定法シリーズ[120]の整備などを通じて十分な品質管理(QC)がなさ れていると考える。

これらのことから環境モニタリングを業務として担当する人への依存度は、分析業務が相対的に大 きくなる。そこで、主に環境試料中放射性核種濃度の分析、測定に関する品質保証について、以下に示 す。放射性核種濃度の分析は、測定器はむろんのことであるが、分析技術者の力量(スキル)にも依存 する。例えば、試薬の純度管理、重量や容量の正確性など、混合、ろ過、加熱、イオン交換等の操作な どである。特に環境試料は、土壌のように場所のわずかな違いで性状やマトリックスの組成が大きく変 わることから、毎回、良く観察しながら分析することが必要となる。

放射化学的な分析に関しては、JIS Q 17025(ISO/IEC 17025) 試験所及び校正機関の能力に関する一 般要求事項が参考となる[272]。

Fig. 7-1 に体系を示す。矢印で示す依頼者→サンプル→試験実行→試験データ→報告書→依頼者が、 一定の正確性と精度を持って実施されるようにすることである。しかしこれを保証するためには、その 周辺に点線で囲んだ項目のように様々な要素が関係してくる。なお、ここでの試験とは、分析する行為 を指す。

- 281 -

考え方としては、①試験に係る技術的な能力と、②その品質を維持向上させるためのマネジメントシ ステムの確立が重要である。良い分析技術者と良い測定器があれば良い分析結果が得られるはずである が、実際には、この「良い」というレベルを常に維持し、向上させるか、また不具合が発生した場合に どのように回復、改善するかということが、より重要となる。このための方法として、各要素の手順や 評価基準を設ける必要がある。

その要求事項は下記の通りである[272]。

以下に、1) 管理上の要求事項及び2) 技術的要求事項の項目を示す。

- 1) 管理上の要求事項
 - (1) 組織
 - (2) マネジメントシステム
 - (3) 文書管理
 - (4) 依頼、見積仕様書及び契約の内容の確認
 - (5) 試験・校正の下請負契約
 - (6) サービス及び供給品の購買
 - (7) 顧客へのサービス
 - (8) 苦情
 - (9) 不適合の試験・校正業務の管理
 - (10)改善
 - (11) 是正処置
 - (12)予防処置
 - (13)記録の管理
 - (14) 内部監査
 - (15) マネジメントレビュー
- 2) 技術的要求事項
 - (1) 一般
 - (2) 要員
 - 力量
 - 教育、訓練
 - (3) 施設及び環境条件
 - (4) 試験・校正の方法及び方法の妥当性確認
 - (5) 設備
 - (6) 測定のトレーサビリティ
 - 校正

- 試験
- 参照標準及び標準物質
- (7) サンプリング
- (8) 試験・校正品目の取扱い
- (9) 試験・校正結果の品質の保証
 - ・ 認証標準物質の定期的な使用及び/又は二次標準物質を用いた内部品質管理
 - ・ 試験所間比較又は技能試験プログラムへの参加
 - ・ 同じ方法又は異なる方法を用いた試験又は校正の反復
 - ・ 保留された品目の再試験又は再校正
 - · 一つの品目の異なる特性に関する結果の相関

(10)結果の報告

- 試験報告書及び校正証明書
- · 試験報告書
- · 校正証明書
- ・ 意見及び解釈
- 下請負契約者から得た試験・校正結果
- ・ など

マネジメントシステムは、「試験に係る技術的な能力」を維持・向上させることを保証するための 仕組みであることから、分析件数や分析対象とする環境試料の種類等が限定的である場合は、過度 に負担を強いるのは良くない。むしろ品質を向上させ、分析業務を支える役割とすることが重要で ある。マネジメントの維持は、多くの場合、文書量の増大や手続きの煩雑さなど現場に負担を強い るケースが大きいので、そのルールが何の役に立っているか、このルールを守らないとどの程度の 影響及び品質低下につながるかを判断材料としてきちんと示すこと、並びにこれに基づいたマネジ メントシステムの最適化と分析技術者等の教育・訓練に含めていくことが極めて重要である。

マネジメントシステムは、いわゆる PDCA サイクルを回し、継続的な改善を続けることが重要で ある。具体的には、Fig. 7-1 に示すようにトップダウンによって品質方針をたて、要員、資機材、 消耗品を揃え、要員の力量を評価し、一定の技術能力を維持・向上させるための教育・訓練を実施 する。測定器や資機材の精度、トレーサビリティを維持し、測定値の信頼性や精度を維持するため、 手順書を整備し、技能試験や PT へ参加する。不確かさの低減や不適合事象が発生若しくは事前に 発見した場合の是正方法を定める。毎年、トップによるレビュー及び専門家による内部監査を実施 し、これらのマネジメントシステムが健全に維持、機能していることを確認する。



Fig. 7-1 環境試料分析における採取、分析、報告のフローに係る品質マネジメント対象項目

なお、日本原子力研究開発機構福島環境安全センター(現、環境影響研究ディビジョン)においては、 環境試料の Ge 半導体検出器を用いた y 線核種分析に関して ISO/IEC 17025 の認証を取得している。こ の時に整備した文書体系を Fig. 7-2 に示す。

分類	手順書名	ſ	分	類	記録名	収納ファイル名
【試験標	試験試料管理手順 放射能測定手順 不確かさの推定手順 試験データ管理手順 日常点検手順				職制指名書 打合せ議事録 マネジメントレビュー 品質システム文書リスト 外部文書リスト	品質システム管理等の記録
進	月例点検手順				試験依頼書	試験依頼・報告に係る記録
-	年次校正手順				購買品リスト	設備管理
	バックグラウンド測定手順				内部監査実施記録	
「倍	碱制指石于順 試験員管理手順				監査チェックシート 内部監査是正処置指示書	品質システム管理等の記録
理					不適合管理記録 是正 奶置記 録	加良シスノム皆理寺の記録
標	試驗所様式管理手順	\Rightarrow			予防措置記録	1
凖		1		様	試験員教育訓練計画書/報告書	
-			記	式	試験員認定取消記録	1
			録	あ	教育訓練実施記録	試験員管理等
			•	IJ	力量評価面談表	
			リ		試験員台帳	1
			ス		日常点検確認記録	口带,日间占按封续
			1		月例点検確認記録	口希·万例点俠記錄
			類		設備管理台帳	
					設備一覧表	設備管理
					設備機器リスト	
					電子天秤使用前点検記録	日常·月例点検記録
					ケルマニウム半導体検出器効率校正確認記録	効率校正記録
					不確かさ推定記録	試験依頼・報告に係る記録
					試料測定管理台帳確認記録	試料測定管理台帳
					バックグラウンド測定確認記録	Ge半導体検出器 BG測定記録
					技能試験結果等確認記録	技能試験結果
					試験報告書	試験依頼・報告に係る記録
				样	旧文書·廃止文書(原本)	PDF(電子データ)
				1	購買品の検査結果に係る記録	試験に係る購買品検査結果
				た	メーカー作成の設備・機器点検報告書	(メーカーにてファイリング済みのものは除く)
				i.	メーカー作成の計測機器校正報告書	
		L		C	試験方法の妥当性確認の記録	試験所R&D作業メモ

Fig. 7-2 ISO/IEC 17025 文書体系の例

第8章 技術開発及びトピックス

この章では、筆者が関わってきた環境モニタリングに係る技術開発や事故時における緊急時モニタリングをトピックスとして紹介する。

東海再処理施設に係る環境調査や環境モニタリング技術の開発、特に東電福島第一原子力発電所事故 時には、環境モニタリングに関する技術が急速に発展したのでこれも収録した。

8.1 大気拡散調査

東海再処理施設は、我が国最初の商業用原子力発電所からの使用済核燃料を再処理するために設置された。東海再処理施設は、使用済み燃料棒を数センチメートルにせん断し、濃硝酸溶液中に加熱しながら溶解、その後有機溶媒(TBP-ドデカン)を用いてウラン、プルトニウムを核分裂生成物(Fission Product:FP)から抽出分離するピューレックス法を用いた湿式再処理施設である。このため多量の液体廃棄物が発生し、この液体廃棄物中の放射性核種を限りなく取り除くことが求められ、蒸発缶を用いた多段蒸留設備などが設置された。しかし、原子力発電所と比べると多くの種類の放射性核種を含む排水が発生することとなった。このため沖合に延ばした海中放出管を用い放出基準を十分に下回ったことを確認したのち海底から海洋へ放出することになった。このため原子力委員会(後の原子力安全委員会)より、海洋放出に伴う拡散、希釈に関して、その妥当性をより詳細に調査することが求められた[54]。また、排気に関しても大気中への希ガス、トリチウム、炭素-14、ヨウ素-129 などの放出に関係した調査や分析法の開発が必要とされた。この詳細な調査は補足的調査と呼ばれた。その概要をTable 8-1 及びTable 8-2 に、また、補足的調査に関連する分析法の開発をTable 8-3 に示す。

調査項目	概 要	成果又は審議結果の概要
	大気拡散式の検証及び現状調査	一連の調査により、大気拡散式の検証及び
	(エアートレーサを用いた拡散	現実の拡散状況の把握について目的が達成さ
入気払取調査	調査等)	れたことから、昭和 55 年に本調査を終了し
		た。
		大気中 H-3 レベルが、定常モニタリング計
大気中 H-3 調査	大気中 H-3 の水準調査	画内で把握できることとなったことから平成2
		年に本調査を終了した。

Table 8-1 補足的調查項目(大気関係)

Table 8-2	補足的調査項目(I-129 及び海洋関係)
I abit 0 Z	

調査項目	概 要	成果又は審議結果の概要
	蓄積傾向の把握、分析法開発、 移行調査	各種環境試料中 I-129 の中性子放射化分析
		法が開発された。分析法の開発及び移行調査
T_190 の装積に		については初期の目的が達成されたことか
1129の 一 切 一		ら、平成6年に終了した。なお、蓄積傾向の
判りつ前祖		把握について長期的観点から引き続き継続す
		ると共に、新たに定常モニタリングに適用で
		きる分析法の開発が指示された。
		当海域の H-3 の拡散状況調査の結果、今後
海洋世势調本	海洋放出排水の希釈拡散状況の	の拡散レベルは、定常モニタリング計画内で
(毋什加 取 响 迫	把握	把握できることから昭和 55 年に本調査を終了
		した。
		ホット試験以降の調査の結果、海底土の蓄
流亡十調本	海底土の蓄積傾向の把握のた	積傾向は見られなかった。このことから定常
何心上则且	め、調査	モニタリング計画内で把握できることから平
		成2年、本調査を終了した。
		サーベイメータによる測定方法で監視でき
海媹笙調本	核種分析法とサーベイメータに	ることが確認できたことから、定常モニタリ
(思附守前)但	よる測定法との相関性の検討	ング計画内で監視できることから昭和 55 年に
		本調査を終了した。
		ホット試験の開始前まで(昭和46年〜昭和
事前バックグラ	ホット試験開始前のバックグラ	52年3月)に実施した調査結果を昭和55年に
ウンド調査	ウンドの把握	総合的に整理しバックグラウンド調査を終了
		した。

Table o-J 万仞広守の開光	Table 8-3	分析法等の開発
-------------------	-----------	---------

分析法	概要	成果
Pu 分析法	核燃料施設の環境モニタリング対象核	海産物分析法は、平成3年7月の見直
	種として重要な種々の環境試料中 Pu 分	しにおいて定常モニタリング分析法とし
	析法の開発	て採用した。
		本法は、昭和 54 年科学技術庁放射能
		測定シリーズに標準分析法として採用さ
		れた。
Am 分析法	環境試料中 Am 分析法の開発	平成2年科学技術庁放射能測定シリー
		ズに標準分析法として採用された。
C-14 分析法	再処理施設安全審査指針(昭和 61 年 2	開発した分析法は、平成3年7月の見
	月 20 日)により、C-14 が評価対象とな	直しおいて定常モニタリング分析法とし
	ったことから、これに対応するための環	て採用した。
	境試料分析法を開発した。	本法は、平成5年科学技術庁放射能測
		定シリーズに標準分析法として採用され
		TC.
I-129 の中性	環境試料中に極低レベル含まれる I-129	平成8年科学技術庁放射能測定シリー
子放射化分析	の高感度分析方法の開発	ズに標準分析法として採用された。
法		
ICP-質量分析	長半減期核種の測定が、迅速に測定で	分析法の確立が図られた。
法	きることから、新しい機器分析法とし	
	て導入し、Pu、Tc、Np の分析法を開発	
線量評価計算	再処理施設特有の長半減期核種を考慮し	陸上環境線量評価コード ORION 及び海洋
コードの開発	た線量評価計算コード開発	環境線量評価コード CORAL を開発した。

先ず、大気拡散式の検証及び現状調査として、エアトレーサーとして六フッ化硫黄(SF₆)を用いた大気拡散調査、並びにホット試験時に放出された Kr-85 を用いた大気拡散調査が行われた。

Fig. 8-1 は、通気性の低い捕集用のサンプリングバック(テドラーバックなど)に吸引ポンプ、バッ テリー、電磁弁、タイマー等を組み込んだ簡易大気ガスサンプラである。吸引口の高さを約 1m にセッ トし、方位、距離別に設置した。気象条件に合わせ排気筒からエアトレーサーを放出しサンプリングし た。また、実際の Kr-85 を放出する場合は、使用済み燃料をせん断、溶解する過程で一端、排気を貯留 し、条件を合わせて放出するなどにより行われた。その結果、実測値は、計算値と概ね良く一致するこ とが確認された。

なお、大気拡散評価は、「3.7.2 被ばく評価モデル」に示した原子力安全委員会「発電用原子炉施設 の安全解析に関する気象指針」(昭和57年1月28日、平成13年3月一部改訂)の前身である「原子 炉安全解析のための気象手引き(原子力委員会、昭和40年11月11日)」[273]等が参考とされた。



Fig. 8-1 大気中拡散実験(左:エアトレーサー放出、右:大気採取、1978年~1979年)

8.2 化学形態別大気中トリチウム分析法の開発

トリチウム (H-3,又はT) は、弱いベータ線しか放出せず、線量係数 (DF) が他の核種に比べ小さく、 また、水 (HT0) 状のトリチウムは環境中の水と同じ性質であり蓄積することなく拡散される。このため 東海再処理施設は、先行再処理施設に倣い使用済核燃料中に存在するトリチウムをほぼ全量を排気、排 水として放出する設計であった。その大部分は主に HT0 の形で排水として海洋に放出された。しかし、 排気には、水蒸気として蒸発した水分状のトリチウム (HT0) の他、使用済燃料ピンをせん断及び溶解す る際には気体状 (水素ガス:HT、メタン等有機形:CH₃T) のトリチウムが排気筒より放出されることが 予測された。このためこれらの化学形の違いを踏まえた排気モニタリングシステムが検討された。下記 の文献を参照されたい。

小嵐 淳 他, 東海再処理施設における排気中トリチウム, 炭素 14 及び放射性ヨウ素の捕集方法と捕集効率, JNC TN8410 2004-003 (2004)

- ・ 小嵐 淳 他, 排気中トリチウムモニタリング手法の検証(再評価)と高度化への提言, JNC TN8410 2005-004(2005)
- J. Koarashi et al., A simple and reliable monitoring system for ³H and ¹⁴C in radioactive airborne effluent, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 268, No.3 (2006) 475-479; DOI: 10.1556/JRNC.268.2006.3.6)
- ・ 篠原 邦彦 他, 大気中トリチウム測定法の検討, PNC TN841 82-30(1982 年 5 月))

また、環境中のトリチウムの化学形態別のモニタリング方法についても、以下の方法が開発された。 この方法は、モレキュラーシーブスが湿度の変動の影響受けにくい性質を利用し、大気中の水分を捕集 する方法である。大気中の水素ガス状トリチウム(HT)は、パラジウム触媒により水素ガス(HT)を水 (HT0)に酸化させた後、モレキュラーシーブスに捕集する。ただし、大気中に含まれる水素ガス濃度は 極めて低いことから、あらかじめトリチウムを含まない水を電気分解し、発生した水素ガスと酸素ガス を担体として混ぜることにより HT を含む水素ガスとしてパラジウム触媒で酸化し、水(HT0)としてモ レキュラーシーブスに吸着捕集する仕組みである。もし、メタンなど有機ガス状のトリチウムも捕集す る場合は、白金触媒を用いて酸化し、同じく水として(HT0)としてモレキュラーシーブスに吸着捕集す ることも可能である。

これらの原理は、既に論文等で報告されていたが、これを連続的に安定してサンプリングから測定ま で不備なくルーチン業務に耐えられるように、装置やシステムなどが開発された[215]。

開発したトリチウムサンプラの構成をFig.8-2及びFig.8-3に示す。サンプラは、ステンレス製の箱 の中にエアポンプ、流量計、モレキュラーシーブスカラム4本、パラジウム触媒カラム1本及び電解セ ル1本から構成されている。サンプリングした空気は、第1段目及び2段目のモレキュラーシーブスカ ラムで水分が除去され、次に低トリチウム水(深井戸の地下水)を電気分解して得た水素がキャリアー として添加される。電器分解の際に発生するミストは、3段目のモレキュラーシーブスカラムで除去さ れる。水分を取り除かれ水素を添加された空気は、パラジウムカラムに導かれ、ここで酸化され H2及び HT はH20及び HTO となり、最終段のモレキュラーシーブスカラムに捕集される。空気のサンプリング流 量は、多湿期で 200~500mL/min、乾燥期で 800~1500mL/min とし、1 週間の連続サンプリングを行って いる。モレキュラーシーブスカラムやエアポンプ、流量計などは、実際に野外の局舎に設置するために ステンレスの可搬型ケースに収納した様子を示す(Fig.8-3)。なお、モレキュラーシーブスカラムの大 気水分保水量を確認した結果を Fig.8-4 に示す。同カラム1本で約80gの水分が保持できる。なお、日 本海側等の多湿地域などでは、前段に除湿器を設けている場合もある。

捕集した大気湿分中のトリチウム濃度の測定は、低バックグラウンドの液体シンチレーションカウン タ(LSC)で測定している。測定用供試料量は役 40mL/min である。大気中濃度は(8.1)式にて算出してい る。

$$Ca=V \cdot C/A \cdot 100$$
 [8.1]

ここで、Ca : 大気中とリチウム濃度 (Bq/m³-air)

- V ; 捕集湿分量(L)
- C : 湿分中とリチウム濃度 (Bq/L)
- A :総空気流量(L)

8.1 式において、V については、HTO の場合には第1及び2段カラムの捕集量を、HT の場合にはパラジウムカラム及び最終段カラムの捕集量の合計を用いている。



Fig. 8-2 トリチウムサンプラ構成図

(参考文献 [215]: 篠原邦彦, 野村保, 大和愛司, 三浦信, 大気中トリチウム測定法の検討, PNC TN841 82-30(1982))



Fig. 8-3 トリチウムサンプラ組み立て図

(参考文献 [215]: 篠原邦彦, 野村保, 大和愛司, 三浦信, 大気中トリチウム測定法の検討, PNC TN841 82-30(1982))



Fig. 8-4 モレキュラーシーブスカラムの大気水分保水量の確認結果

(参考文献 [215]: 篠原邦彦, 野村保, 大和愛司, 三浦信, 大気中トリチウム測定法の検討, PNC TN841 82-30(1982))

石田らにより報告された環境中のトリチウムのモニタリングデータとして、ひたちなか市の長砂及び 高野における 1995 年から 1999 年において測定された大気中のトリチウム濃度(月平均値)の変化を Fig. 8-5、Fig. 8-6 に示す[216]。

長砂及び高野における大気中のトリチウム濃度は、水分1リットル当たりの HTO では 1~5Bq/L で、 空気 1m³中の HTO 及び HT では 0.005~0.08Bq/m³程度であった。また、この変化においては 1m³の大気 中の HT 及び HTO 濃度は季節変動しているが、季節により大気中の水分の量が異なることによるもの で、冬場の乾燥期には低濃度となり夏場の多湿期には高濃度になるという傾向が顕著に見られている。 大気中湿分量の変化の例として、高野における 1999 年の観測データを Fig. 8-7 に示す。一方、回収水 分あたりでの HTO の濃度は季節による変化は、春頃にやや高めの傾向が見られるものの大きな変動は見 られなかった。



Fig. 8-5 大気中トリチウム濃度の変動例(1995年~1999年:長砂)

(参考文献 [216]:石田順一郎,渡辺 均,北原義久,東海村大気中におけるトリチウムの 測定とその挙動,動燃技報,No.62(1987))



Fig. 8-6 大気中トリチウム濃度の変動例(1995年~1999年:高野)

(参考文献 [216]:石田順一郎,渡辺 均,北原義久,東海村大気中におけるトリチウムの 測定とその挙動,動燃技報,No.62(1987))



Fig. 8-7 東海村における絶対湿度の年間変動(1999年)

(参考文献 [216]:石田順一郎,渡辺 均,北原義久,東海村大気中におけるトリチウムの 測定とその挙動,動燃技報, No. 62(1987))

東海事業所内、茨城県ひたちなか市長砂、高野において観測した大気中水蒸気状トリチウム(HT0)の1984年~2000年までの濃度の変動をFig. 8-8に、大気中水素ガス状トリチウム(HT)濃度の推移を

Fig. 8-9 に示す。HT 濃度の方が HTO 濃度より高めであるが、減少の傾きは HTO に比べ大きいことが分か る。一般的に大気中 HT は過去の大気圏内核実験により成層圏まで達した HT が対流圏に落ちてくるのに 対して、HTO 濃度は対流圏における水蒸気と同化し、いわゆる水循環(雲、雨、陸水、海水、蒸発)の 中に取り込まれ、急速に希釈されることによると考えられている。このため大気中 HT 濃度が大気中 HTO 濃度より高めに推移してきたと考えられている。ただし、大気中へのトリチウムの新たな供給が減った ことから、徐々にその差は小さくなり、また、大気中トリチウム濃度そのものも減少してきている。



Fig. 8-8 大気中水分状トリチウム(HTO)濃度の推移

(参考文献 [216]:石田順一郎,渡辺 均,北原義久,東海村大気中におけるトリチウムの測定とその挙動,動燃技報,No.62(1987))



Fig. 8-9 大気中水素ガス状トリチウム(HT)濃度の推移

(参考文献 [216]:石田順一郎,渡辺 均,北原義久,東海村大気中におけるトリチウムの測定とその挙動,動燃技報,No.62(1987))

8.3 環境試料中ヨウ素-129分析法の開発

1977 年にホット試験を開始した東海再処理施設の設置に関しては、1960 年代初めより原子力委員会の再処理部会で検討がなされてきた。先行施設である英国の Sellafield(セラフィールド) 再処理施設 やフランスの La Hague(ラ・アーグ)再処理施設を調査した結果、これらの再処理施設の運転に伴う放射 性核種の環境(大気、海洋)への放出量が原子力発電所に比べ多く、かつ核種が多岐にわたっているこ とが、東海再処理施設設置の事前検討において確認された。ただし、英仏の両施設は、放出低減に努め た結果、設置当初に比べ現在の放出量は低下して来ている[274]。

大気放出では、H-3、 C-14、Kr-85、I-129、I-131の気体及び揮発性の核種が注目された。これらの 核種を対象とした排気筒モニタ及びサンプラとして、希ガスモニタ(ガス桶+GM 検出器、NaI (T1) 検出 器、プラスチックシンチレータ検出器など)、H-3 モニタ(ガス流通式電離箱、水分回収サンプラなど)、 C-14 サンプラ(触媒酸化+二酸化炭素吸収バブラー等)、ヨウ素モニタ(活性炭捕集、NaI (T1) スペク トロメータ等、その他の核種、例えば Pu-238、Pu-239 や Pu-240、Pu-241、Sr-90、Cs-134、Cs-137、Ru-106 等は、粒子径及びエアロゾルとしてダストフィルタに捕集し、全α、全β放射能として測定されて いる[275]。

この中で、特に I-129 は半減期が約 1570 万年と長く、環境に放出されると長期にわたって蓄積する おそれがある。また揮発性であることや多くの化学形を有し、環境中での挙動が複雑である。放射性ヨ ウ素であることから化学的性質としては甲状腺に濃集することが考えられ、I-131 程ではないが小児甲 状腺の預託等価線量が重要となった。しかし、比放射能が小さく、かつ放出する y 線エネルギーが (39.6KeV)、ベータ線の最大エネルギー(約 150keV)も弱い。環境中に放出された際の濃度は極めて 低く通常の低エネルギー用の Ge 半導体検出器であっても測定できないと推定された。このため、被ば く評価上は極めて小さいものの原子力安全委員会(環境放射線モニタリング中央評価専門部会)から再 処理施設周辺の長期蓄積状況の調査とそのための分析法の開発が求められた。

バックグラウンドレベルの I-129 分析法の開発は、1970 年代より開始されたが、当時の状況では中 性子放射化分析法(Neutron Activation Analysis: NAA)が最も高感度であった[276]。当時の動力炉・ 核燃料開発事業団東海事業所の近隣には、日本原子力研究所の研究炉(JRR-3、JRR-4)が利用可能であ ったこともあり、NAA 法が採用された。文献調査にもとづく諸外国の先行研究にならい、ヨウ素の揮発 性を利用した石英管燃焼法により試料中のヨウ素を揮発させ、燃焼ガス中のヨウ素を少量の活性炭に吸 着捕集する方法が採用された。分析フローを Fig. 8-10 に示す。先ず大気放出による蓄積状況調査の対 象として最も重要な土壌の分析法が開発された。筆者の経験も踏まえて、I-129 の中性子放射化分析法



Fig. 8-10 中性子放射化法を用いた土壌中 I-127 及び I-129 分析法

(参考文献:[213],武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料 中¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))

(参考文献:[131],飛田 和則、渡辺 均、清水 武彦、住谷 秀一、森澤 正人、森田 重光、 吉田 美香、中野 政尚、動力炉・核燃料開発事業団東海事業所標準分析作業法 周辺環境管理編、 PNC TN8520 94-009(1994年10月))

先ず、土壌を、Fig. 8-11 に示す燃焼装置を用い石英ガラス管内、酸素気流中で燃焼し、揮発したヨウ素を含む燃焼ガスは、2 段目の電気炉部を 1000℃に保ち完全燃焼させる。その後、最左側の 150℃に保 温した少量の活性炭にヨウ素を吸着捕集する。



Fig. 8-11 石英管を用いた燃焼装置外観

(参考文献:[213],武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料 中¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))

ヨウ素を吸着した活性炭は、超音波洗浄器を用いて水酸化ナトリウム溶液に浸漬し、ヨウ素を溶液に 脱離させる。なお、活性炭に捕集しない場合は、燃焼ガスを直接水酸化ナトリウム溶液にバブリングさ せても良い。活性炭に一端吸着させる目的は、安全上の問題としては万一のバブラーのミストの電気炉 加熱部への逆流のおそれ、活性炭に吸着しにくい成分を通過させる粗精製、最後に多くの試料を処理し なければならない場合の固体としての保存性を良くするためである。つまり多くの種類の試料を燃焼し 活性炭に吸着した状態でプラスチック袋に密封、デシケータなどに保管することで、多くの試料の燃焼 を先行して行えることが上げられる。

水酸化ナトリウム溶液としたヨウ素溶液を硝酸で pH2~3 に調整後、亜硝酸ナトリウムを加え、ヨウ 素の化学形を I₂に変えた後、有機溶媒にてヨウ素を有機相に抽出する。なお、有機溶媒は、当初、四塩 化炭素(CC14)を用いていたが、オゾン層破壊物質として使用が禁止されたことから、その後は、ベン ゼン又はトルエンを用いている。ヨウ素を抽出した有機相は、あらかじめ亜硫酸水または亜硫酸ナトリ ウムを含んだ水溶液を入れた分液ロートに移し、化学形を Γに戻し水相に逆抽出する。さらに有機溶媒 をもとの水溶液に加え有機相に抽出させ、有機相を逆抽出する。この操作を少なくとも3回程度、有機 相に色付かなくなるまで繰り返す。すべての有機相を、亜硫酸水を含んだ水溶液に合わせ振とうし、ヨ ウ素の化学形を Γに変え有機相から水相に逆抽出する。逆抽出した水溶液を時計皿で蓋をした状態で、 ホットプレート上で加熱、煮沸し亜硫酸ガスを揮発させ除く。この状態ではヨウ素の化学形が Γに保た れるので、煮沸状態でもヨウ素の損失はわずかである。冷却後、塩化パラジウム(PdC12)溶液を加え、 ヨウ化パラジウム(PdI2)を沈殿、熟成させる。ヨウ化パラジウム沈酸は1インチガラスフィルタ上に 吸引ろ過し、ガラス管にガラスフィルタ毎詰め、ヘリウム気流中 500℃で PdI2を熱分解させ、揮発した 元素上ヨウ素 I₂ を液体窒素コールドトラップに捕集し、Fig. 8-12 の写真に示す様にガラスアンプルに 封入する。



Fig. 8-12 アンプル封入例

(単離されたヨウ素が黄色く見える)

(参考文献: [213],武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料 中¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))

その後、JRR-3 又は JRR-4 にて熱中性子照射を行い I-129 (n, γ) I-130 及び I-127 (n, 2n) I-126 反応で生成した I-130 (半減期: 12.36 時間)及び I-126 (半減期: 12.93 日)を、照射前と同じ溶媒抽出法で生成後、最終的にヨウ化銀 (AgI)の沈殿としてろ過し、Ge 半導体検出器にて各々を分析する。

測定値は以下の減衰補正及び同時に照射した I-129 及び I-127 の既知量(比較標準: Standard comparator)を用いて I-129 及び I-127 濃度を求める。

1) 照射時への減衰補正

$$A_0 = A_s \cdot \exp(-\lambda_s T) \cdot \frac{t_m \lambda_s}{1 - \exp(-\lambda_s t_m)}$$
[8.2]

A₀ : 照射終了時点における放射能

As: :測定終了時における放射能測定値

λ_s:注目核種の壊変定数

T : 照射終了時から測定開始時までの時間

t_m:測定時間 (true time)

$$t_m = t_l/(1 - F)$$

 $t_l : ライブタイム$
 $F : デットタイム比$
通常はF≒0 $t_m = t_l$

2) I-129、I-127の定量

$$I = G_{m} \times \left[\frac{A}{\eta} \cdot \frac{\eta_{m}}{A_{m}}\right] \times \frac{1}{W} \quad [Bq/g \text{ or } \mu g/g]$$
[8.3]

G_m:モニタとして用いた I-129 の量(Bq)、または I-127 の量(µg)

- A : 試料の照射時の I-130、または I-126 の放射能
- Am: :スタンダードコンパレータの照射の I-130、または I-126 の放射能
- η : 試料の回収率
- ₩ :試料の重量(g・dry)

3) 標準偏差

測定における統計的偏差のみであるが、データの信頼性の目安として計算しておく。 計算は通常の統計計算による。

$$(A \pm \sigma_A)/(B \pm \sigma_B) = (A/B) \pm (A/B) \sqrt{\left[\frac{\sigma_A}{A}\right]^2 + \left[\frac{\sigma_B}{B}\right]^2}$$
[8.4]

4) **回収率**

回収率は ICP-MS 法による I-127 の値と中性子放射化分析法による I-127 の値の比で求められる。

$$\eta = \frac{A}{A_0 \cdot \exp\left(-\lambda \cdot t_r\right)}$$
[8.5]

A_{NAA}: 中性子放射化分析法により回収率 100%と仮定して算出した場合の I-127(μg)
 A_{ICP}: 炭酸塩培焼法(ICP-MS での測定)により求められた I-127(μg)

この方法の検出下限値は、土壌試料の場合は、供試量 100g 乾、回収率 50%、熱中性子束 6×10¹³n/cm²・ sec、照射時間 40 分、放射化後生成する I-130 を測定するための γ スペクトロメトリの検出限界値を 0.2Bq とした場合、標準偏差(σ)の3倍を検出下限値とすると約 4×10⁻⁷Bq/g・乾である。

測定結果の例を Table 8-4 に示す[213]。

表土中の I-129 濃度は、全国的には 0.029~2.9mBq/kg 乾土の範囲であり、特に日本海側の高原地帯 などで他よりやや高い値(冠山: 2.9mBq/kg 乾土、奥越高原: 1.6mBq/kg 乾土が観測されていることなど Cs-137 等と同様の傾向を示していることから、過去の大気圏内核実験(グローバルフォールアウト)起 源と考えられる。



Fig. 8-13 全国表土中の I-129 濃度測定結果

(参考文献 [277]: Masanao Nakano, Minoru Takeishi, Hirohide Kobayash, Iodine-129 in the terrestrial environment due to the authorized discharge from Tokai Reprocessing Plant, Proceeding of International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, 216-222(2006))

また、当初、I-129 は自然界に存在する安定ヨウ素(I-127)と容易に同化し同一挙動をとると考え られ、I-129 と I-127 の同位体比を調査すれば、施設からの放出の影響が I-127 の調査により評価でき ると考えた。しかし、土壌表面に沈着した I-129 は、グローバルフォールアウト起源であっても表層か ら深部へ指数関数的に減少する分布を示し、I-127 との同化には長期間がかかる。少なくとも調査期間 の 10 年程度では同一挙動をとらないことが分かった。さらに 1981 年~1984 年にかけて測定した東海再 処理施設周辺表層土壌の I-129 の深度分布を、Fig. 8-14 に示すが、表層から深層へ急激に濃度が下がる 分布を示した。ただし、とうもろこし畑やゴボウ畑等は、耕作深さまでほぼ一定の濃度であり、それよ り深い層では急激に減少した。これに対して I-127 では、Fig. 8-15 に示すように表層から深層部 (40cm) までほぼ一様な分布を示した。



Fig. 8-14 表土及び畑土中 I-129の深度分布測定結果例

(参考文献 [213]:武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料中の¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))



Fig. 8-15 表土及び畑土中安定ヨウ素(I-127)の深度分布測定結果例

(参考文献 [213]:武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料中の¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))

本分析法を用いて、Fig. 8-13 に示した全国のバックグラウンド調査も含め、表土、畑土、水田土、海 底土、葉菜、原乳等の分析調査が行われた。その結果を Table 8-4 に示す。先に示したが I-129 は土壌 表面近く程濃度が高いことから表層から 5cm 深さまでの土壌を採取し、放出の寄与を調査することとし た。また、発生源(放出源)の評価では、安定ヨウ素との同位体比が一般的に用いられており、注目す ることとした。Table 8-4 を見ると畑土中の I-129 の最大値(20mBq/kg)及び I-129/I-127 同位体比の 最大値(1.4E-7)はともに全国調査の最大値に比べ一桁高い値を示した。なお、畑土は東海再処理施設 周辺で採取されたものである[213]。

Table 8-4 日本及び東海村周辺環境試料中のヨウ素-129、127の濃度

(参考文献 [213]:武石 稔、並木 篤、片桐裕実、石田順一郎、野村 保、岩井 誠、環境試料中の¹²⁷I及び¹²⁹Iの中性子放射化分析法、PNC TN843 85-39(1985))

種類	試料 単位 *	¹²⁷ I (µg/試料*)	¹²⁹ I (µBq/試料*)	¹²⁹ I / ¹²⁷ I 原子数比
表土(全国)	1.000	0.9~44	N.D.~3.0	N.D.~2.5E-8
畑土	g-乾	2.7~62	0.93~20	3.3E-9~1.4E-7
水田土		1.1~12	1.4~6.3	2.3E-8~2.3E-7
海底土	~ 於	5.5~10	N.D.~0.56	N.D.~1.1E-8
海藻	G-早乙	47~1,680	N.D.~17	N.D.~1.9E-8
ホウレン草、 キャベツ	g-生	0.046~2.7	N.D.~0.28	N.D.~3.8E-7
原乳	L-生	48~230	63~670	4.2E-8~2.5E-6
大気	m ³		0.093~0.59	

さらに、東海再処理施設周辺の土壌中 I-129 の分布調査であるが、当初、表面が人為的に荒らされて いない表土を用いて経年変化や空間的な分布を調査しようとした。しかし、神社の境内などであっても 整地、客土、周囲の林からの影響、雨水の影響などにより、長期的に安定した採取地点を確保すること が困難であった。このため採取場所が数 m 離れても濃度が大きく変動し、表土を用いて経年的変動や空 間分布を把握することが難しいことが分かった。これに対して耕作土である畑土は、耕作により撹拌さ れるので空間的にも安定した I-129 濃度を示した。作物の種類の違いによる I-129 濃度の違いは、コア 調査の結果、ゴボウであっても約 20cm 程度の深さ、それ以外はそれより浅いことから、それほど大きく ないと推察された。表土に比べ I-129 濃度は耕作による撹拌効果によりやや低くなるものの空間的、時 間的濃度変動は小さくなり、わずかな施設寄与も評価しやすくなった。

Fig. 8-16 は東海再処理施設放出口を中心とした際の周辺 10km 範囲の畑土中の I-129 濃度の分布を示したものである。南西方向約 2km に最大値を示す細長い分布が見られた。

この結果は、あらかじめ評価された予測と良く一致していた。気象指針(原子力安全委員会審査指針 集)による気象観測結果に基づく拡散評価の妥当性が確認された。なお、I-129 濃度は、通常の方法(Ge 半導体検出器による直接測定)の検出下限の百分の一と極めて低いレベルであり、中性子放射化分析法 を用いて初めて検出できたものである。


Fig. 8-16 東海再処理施設周辺の土壌中 I-129 濃度の分布

(参考文献 [277]: Masanao Nakano, Minoru Takeishi, Hirohide Kobayash, Iodine-129 in the terrestrial environment due to the authorized discharge from Tokai Reprocessing Plant, Proceeding of International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, 216-222(2006))

次に経年変化に関して調査した結果を Fig. 8-17 に示す。なお、実線は毎年観測された気象観測デー タと東海再処理施設排気筒における I-129 放出量の測定値に基づいて土壌中 I-129 濃度を計算した結果 である。実測値が計算値より全体的に低く、特に 1995 年頃より実測値がむしろ低下傾向にあるように 見える。計算値は、土壌に沈着した I-129 は移動せず留まり続ける。つまり減少しないとの仮定である が、実際にはヨウ素は減少したと考えられる。特に 1999 年から数年間は東海再処理施設の運転が停止 されたこともあり、あらたな放出も殆どなかったことから、減少したと考えられた。



Fig. 8-17 東海再処理施設南西約 2km 地点における畑土中 I-129 濃度の経年変化

(参考文献 [277]: Masanao Nakano, Minoru Takeishi, Hirohide Kobayashi, Iodine-129 in the terrestrial environment due to the authorized discharge from Tokai Reprocessing Plant, Proceeding of International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, 216-222(2006))

一方、環境中のヨウ素-129 濃度が低いレベルであるものの、他の地域の濃度より高いとの結果は、新 聞紙上大きく報道された。I-129 濃度の測定に関しては、当時の科学技術庁放射線医学総合研究所が行 った調査であり、東海再処理施設の稼働を念頭に分析法の開発も含め調査したものである。当時は、お 互いに交流しながら分析法の開発や分析結果の評価などを続けてきた。

しかし、Fig. 8-18 に示すように、昭和63年4月2日の「いはらき新聞」の第一面では、「高濃度の 放射性ヨウ素 放医研のデータで判明、動燃、東海、再処理工場、土壌、松葉に蓄積」との見出しで、 通常の百倍以上のヨウ素-129 濃度が再処理工場周辺の環境から検出されたとの報道がなされた。通常の 分析法(γ線スペクトロメトリなど)では測定できないほど低い濃度で安全上全く問題ない濃度である ことや、事業者である動力炉・核燃料開発事業団も継続的に調査し、毎年その結果を原子力安全委員会 環境放射線モニタリング中央評価専門部会にも報告していたなどの事実を、実際の測定結果とともに示 して自治体や関係機関への説明に努めた。その結果、昭和63年4月6日付けの(新いはらき新聞)で は、「動燃調査で裏付け、再処理工場周辺で放射能蓄積、高濃度のヨウ素129」と動力炉・核燃料開発 事業団の調査データも紹介されるとともに、昭和63年5月26日付けのいはらき新聞では、「東海村の ヨウ素検出 人体に影響ないが、蓄積傾向で監視は必要」との見出しが出され、環境安全には影響しな いとの一定の理解が得られた。ただし、茨城県からは、調査の継続や再処理工場からのヨウ素-129の放 出量の低減化が求められた。

環境放射能の安全は、どれほどの言葉や説明よりも実際の測定結果、調査結果などに基づく事実を示 すことが極めて重要であることを、あらためて自覚した経験でもあった。

> 昭和63年4月2日(いはらき新聞見出し):「高濃度の放射性ヨウ 素 放医研のデータで判明、動燃、東海、再処理工場、土壌、松葉 に蓄積」

> > 昭和63年4月6日(新いはらき新聞見出し):「動燃調査で 裏付け、再処理工場周辺で放射能蓄積、高濃度のヨウ素

昭和 63 年 5 月 26 日(いはらき新聞見出し):「東海村のヨウ素検出 人体に影響ないが、蓄積傾向で監視は必要」

Fig. 8-18 東海再処理施設周辺土壌中のヨウ素-129 濃度の上昇に関する新聞報道の流れ

8.4 東海再処理施設に係る海洋拡散調査及び詳細海洋調査

再処理施設は、先に述べたように海洋放出管を用いた海底からの重力噴流放出による希釈効果、拡散 効果を利用することにより、排水中の濃度規制に拠らず線量限度(三か月につき 250 µ Sv)規制により 排水の放出が認められた。また、茨城県東海地区環境監視委員会も海洋放出に伴う環境影響を重点的に 監視する観点から、当面の措置として放出口周辺海域の海水を採取し測定する詳細なモニタリングを実 施することを、当時の事業主体(動力炉・核燃料開発事業団)に求めた。具体的なモニタリング項目を 下記に示す。

- ・月1回、東海再処理施設海洋放出口周辺の東西3km、南北10kmの海域内30地点
- ・表層海水(水深約1m)を採取
- ・全地点にて全β放射能、トリチウムを測定するとともに、抜き取り地点で放射性セシウム(Cs-134、 Cs-137)を測定する。

なお、Fig. 8-19 に示すように 1978 年から 1991 年までは、海中放出管を用いて汀線から沖合約 1.8km、 水深約 16m から、1991 年からはひたちなか港湾建設に伴い、沖合約 3.7km、水深約 24m から垂直に排水 を放出している。海洋放出は、1 日 1 回約 300m³弱を約 6 時間かけて放出している。



Fig. 8-19 詳細海洋調査採取地点(左図; 1978年~1991年, 右図: 1991年~)

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))

流向、流速や躍層の形成等の海象観測を行うとともに、シミュレーション計算等も行われたが、再処 理施設設置前から昭和40年代後半(1970年代)から複数回に渡り蛍光染料を流した拡散実験(Fig.8-20)に基づき、拡散式や拡散係数等のパラメータが検討された(Fig.8-21)。さらにホット試験時には、 実際に放出されたトリチウムを用いた拡散評価も行われ、Fig.8-22に示すような現実の東海村沖の海洋 条件に合わせた評価式が採用された。

JAEA-Review 2020-077





放出口

Fig. 8-20 蛍光染料を用いた海洋放出口からの排水拡散実験(1977 年~1978 年)

(参考文献 [10]: 武石 稔, 中野政尚, 國分祐司, 河野恭彦, 前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))



Fig. 8-21 排水拡散試験(1977 年~1978 年)等から求めた拡散パラメータ

(青実線:採用された拡散評価式)

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))

- 310 -



Fig. 8-22 東海再処理施設からの排水の海洋放出における拡散式

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における 低放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了まで

に海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))

これらの詳細調査を含め約 30 年間にわたり、東海再処理施設周辺海域の海水中 H-3 濃度のモニタリングが行われた[10]。

この結果、再処理施設からの排水放出に起因する H-3 濃度の上昇がスポット的に観測された(放出 中には放出口の直上の表層海水に最大 1700Bq/L)が、これらは、Table 8-5 に示すように、あらかじ め安全審査で評価された希釈倍率(放出口直上:約 600 倍)以上に希釈された拡散の結果であることを確 認した。

具体的には、Fig. 8-23 に示すように放出後、時間とともに流下し希釈されていくことや、放出基準近 くの排水濃度で放出した場合であっても、Fig. 8-24 のように大部分が検出下限値(3σ)未満に希釈さ れることが確認された。ただし、近傍海域において、半日程度は、環境モニタリングの検出下限値以上 の濃度が検出される可能性があること、さらに定量下限値を数 Bq/L 以下に下げれば、さらに遠方でも 有意値が検出される可能性があることを確認したものの被ばく線量評価上は極めて小さく、環境安全上 問題の無いことも確認された。また、安全審査で用いた拡散式が妥当であることを確認した[10]。また、 中野らは、Fig. 8-25 に示すように観測された海水中トリチウム濃度を用いて評価式を求め拡散効果を検 討しているが、その結果でも十分に拡散、希釈されていることを確認している[278]。



Fig. 8-23 放出開始から放出終了後の放出口周辺海域におけるトリチウム濃度変化

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))



Fig. 8-24 放出口周辺海水中トリチウム濃度の度数分布

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))

Table 8-5 排水中トリチウムの放出後希釈倍率

(参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低 放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに 海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))

放出口から の距離(km)	検出数	³ H濃度 (Bq/L)	希釈倍率
0	5	89~1700	240~71,000
0.35	5	$56 \sim 550$	15,000~88,000
1~1.41	7	57 ~ 500	7,300~97,000
2~2.25	5	52~120	47,000~110,000
3	2	41~89	100,000~140,000
5	3	41~83	71,000~290,000

・希釈倍率(放出水中³H濃度を海水中³H濃度で割った値)は、240~290.000倍

・距離別に見ると、放出口からの距離が大きくなるに従って希釈倍率が増加していく傾向。



Fig. 8-25 詳細海水調査結果に基づく実測値及び評価式との比較

(参考文献 [278]:中野 政尚, 國分 祐司, 武石 稔, 東海再処理施設から海洋放出されたトリチウ ムの海水中濃度及び拡散状況, 保健物理, 44 (1), 60-65 (2009))

8.5 大気圏内核実験に係る環境モニタリング

第2章で述べたように、環境モニタリングは、大気圏内核実験の影響調査から始まった。1963年8月 5日に部分的核実験禁止条約が締結され米国、ソ連、イギリスによる大気圏内核実験は行われなくなっ たが、中華人民共和国では、Table 8-6に示すように1980年まで毎年行われた。このため、我が国には、 偏西風にのり放射性核種がもたらされた。

回数	実験日	推定爆発量 (kT)	備考	回数	実験日	推定爆発量 (kT)	備考
1	1964. 10. 16	数 10		13	1972.1.7	<20	
2	1965. 5.14	数 10		14	3.18	$20\sim 200$	
3	1966. 5. 9	20~200		15	1973. 6.27	1,000∼ 2,000	水爆
4	10.27	$20\sim 30$		16	1974. 6.17	約 1,000	水爆
5	12.28	$200 \sim 300$	水爆	18	1976. 1.23	<20	
6	1967. 6.17	数 1,000	水爆	19	9.26	$20\sim 200$	
7	12.24	<20		21	11.17	4,000	水爆
8	1968. 12. 27	約 3,000	水爆	22	1977. 9.17	<20	
10	1969. 9.29	約 3,000	水爆	23	1978. 3.15	<20	
11	1970. 10. 14	約 3,000	水爆	25	12.14	20	
12	1971.11.18	<20		26	1980. 10. 16	200~1,000	水爆

Table 8-6 中華人民共和国による大気圏内核実験(推定)注)

注)中国政府等からの公式情報に基づくものではなく、推定情報を基に作成したものである。

これら大気圏内核実験による大気空気中全β放射能濃度の上昇をFig. 8-26に示す。

Cs-137 等も検出されたが飛来した核種の大部分が半減期の比較的短い核種であったこともあり、数 か月で当時のグローバルフォールアウトの影響を含んだバックグラウンドまで低下した。

Fig. 8-27 に 1976 年 9 月 6 日から 10 月末までに観測された空間線量率の変動と核種を示す。核種に 付記された括弧内の数字は、空間線量率への寄与割合を示す。特徴的には、放射性核種を含んだ空気塊 が通り過ぎるだけでは空間線量率の上昇は大きくないが、そこに降雨が生じると空間線量率が急激に上 昇した。湿性沈着の影響である。半減期の短い核種は 1 か月程度で急速に減衰したが、Fig. 8-27 を見る と湿性沈着が生じる以前のバックグラウンドに比べ、ベースラインの空間線量率が上昇し続けたことが わかる。これは地表に沈着した放射性核種からのグラウンドシャイン放射線の影響であると推定された。

放射性プルーム通過中の降雨による湿性沈着の影響は、チェルノブイル原子力発電所事故や東電福島 第一原子力発電所事故での高汚染地域やホットスポットの形成でも見られている。放射性プルーム通過 中の降雨は、緊急時モニタリングにおける強化地域の選定やモニタリング結果の解釈及び緊急事態にお ける避難、防護方法の立案にも影響することから、気象予測や気象庁が公開している気象レーダ観測; レーダー・ナウキャスト(降水・雷・竜巻)、解析雨量・降水短時間予報情報等に注視し判断する必要が ある。



Fig. 8-26 東海村周辺環境における大気中全β放射能濃度の変動

(日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所環境監視における環境モニタリング結果に基づいて作成、参考文献 [10]: 武石 稔,中野政尚,國分祐司,河野恭彦,前嶋恭子、東海再処理施設における低放射性液体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果、-ホット試験から役務処理運転終了までに海洋環境に放出した放射性核種の影響評価について-、JAEA-Review 2008-044 (2008))



Fig. 8-27 1976 年第 19 回中国大気圏内核実験直後の降雨時におけるモニタリングポスト空間線量率の上昇例

(参考文献 [186]:北原義久,岸本洋一郎,大和愛司,成田脩,黒須五郎,野村保,藤岡章,須藤雅之,篠原邦彦,郷田正,片桐裕実,宮河直人,木村均,竹松光春,並木篤,小山田常夫,宮永尚武,倉林美積,再処理施設周辺環境放射線監視年報1978年(1月~12月)3.1976年測定結果,PNC TN844 79-08(1979))

8.6 チェルノブイリ原子力発電所事故に伴う特別環境モニタリング

1986年4月26日(現地時間:午前1時23分、日本時間:午前6時23分)、ソビエト社会主義共和国 連邦(ソ連)ウクライナ共和国キエフ市の北方約130kmに位置するチェルノブイリ原子力発電所におい て RBMK型(電気出力1000MW)の原子炉が出力低下試験中に反応度が急激に上昇(暴走)し、燃料棒が 破損、爆発と火災により大量の放射性核種が環境中に放出された。4月27日には北欧のスウェーデン、 フィンランド等で放射能、放射線の異常が検出され、4月30日に我が国においても放射能対策本部拡大 代表幹事会が開催され、科学技術庁が主導して全国の空間線量率、必要に応じて雨水、降下じん等の全 β放射能の測定が実施されることとなった。以下、筆者も参加した茨城県東海村を中心とした特別環境 モニタリングに関して、「ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査;動力炉・核 燃料開発事業団, PNC TN8420 86-10(1986)[246]」に基づき概要を紹介する。

特別環境放射能調査の主な経過は下記のとおりである。

- 4月27日 スウェーデンのフォースマーク原子力発電所、フィンランドのカヤーニ等で通常より 高いレベルの放射能(線)が検出された。
- 4月29日 チェルノブイリ原子力発電所事故が報道された。

空間線量率変動確認(異常なし)。

4月30日 国の放射能対策本部拡大代表幹事会が開催され、特別モニタリングの実施が決定された。

動力炉・核燃料開発事業団においても特別環境放射能調査を開始した。ダストサンプラ 2 台を追加、ダスト及びヨウ素用活性炭カートリッジを装着し、日交換及び週交換開始 した。

- 5月2日 固定放射線観測局の測定値(平均値、最小値、最大値)を毎日、科学技術庁水戸原子 力事務所への報告を開始した。
- 5月3日 神奈川県衛生研究所、都立アイソトープ総合研究所等で、地表浮遊じん、同日の雨水 からヨウ素-131 (I-131) が検出された。
- 5月4日 放射能対策本部は、日本分析センター、日本原子力研究所、動力炉・核燃料開発事業
 団(以下、動燃事業団)などに対して、雨水、水道水、浮遊じん等の核種分析を実施するよう指示した。これを受けて動燃事業団東海事業所では、①全固定観測局での監視強化、②空気中 I-131 等の測定、③牛乳、飲料水、葉菜のγ線スペクトロメトリの実施、
 ④降雨時毎に雨水中の I-131 等の測定を開始した。測定結果は、水戸原子力事務所及び本社(東京)から科学技術庁本庁へ報告された。
- 5月23日 水戸原子力事務所の指示に基づき、海藻類の採取・測定を実施し同日中に報告した。
- 6月6日 放射能対策本部より、「我が国における放射能レベルは 中略 漸減し、現時点 ではソ連原子力発電所事故による放射能レベルは十分に低い状態になっている。」とし て、報告を要さないこととなった。
- 6月23日 牛乳及び植物中の I-131 が検出限界値未満となったことから、特別環境放射能調査体制を解除し、以後、定常モニタリングの一環としての調査へ移行した。

1) モニタリング項目

特別環境放射能調査として実施したモニタリング項目を、Table 8-7 に示す。

Table 8-7 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所事故特別環境放射能調査項目(1/2) (参考文献 [246]:木下睦 他、ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査、PNC TN8420 86-10(1986))

試 料	採取場所、方法等	採取開始日	件数
空間線量率	安全管理棟	4/26 ~	連続
	(環境監視テレメータ・システ	4)	
空気中浮遊塵	安全管理棟	4/30 ~	日交換 : 44件
	(ダストサンプラ、フィルタろ	紙(HE40T))	
空気中ヨウ素	安全管理棟	4/30 ~	日交換 : 44件
	(ダストサンプラ、チャコール	・カートリッジ)	
雨水	安全管理棟(降雨の都度)	5/6 ~	8 🗉
降下處	安全管理棟(水盤)	5/1 - 5/23	1件
		5/23 ~ 6/2	1件
飲料水			
蛇口水	安全管理棟	5/4 ~	29件(31/回)
并戸水	勝田市長砂	5/4 ~	11件(31/回)
植物			
ホウレン	草 那珂町昔谷	5/5 ~	8件(10kg/回)
ヨモギ	東海村阿漕ヶ浦	5/4 ~	15件(5kg/回)
牧草	那珂町東木倉	5/5 ~	15件 (5kg/回)

 Table 8-7 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所事故特別環境放射能調査項目(2/2)

 (参考文献 [246]:木下睦 他、ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査、PNC

 TN8420 86-10(1986))

試料	採取方法等	採取開始日	件数
原乳	勝田市長砂	5/4 ~	26件(51/回)
	那珂町東木倉	5/5 ~	44件(51/回)
表土	勝田市東石川	5/9, 5/13	8件(5kg/団)
	勝田市長砂		
	東海村照沼		
	女王官理保 C.地南		
	Филна		
湖沼水	東海村阿潜ヶ浦	5/4 ~	12件(31/回)
海水			
海水	東海前面海域	6/3 ~	10件
沿岸水	動燃前面海岸	5/23	1件
海底土	果海前面海域	. 6/3	1件
		0,0	- 11
海岸砂	動飲前面海邊	5/24	1.0±
	SAME IN THE PARTY	5/24	1 #
シラス	大漆 由海 磷脑	8/17 ~	1.01-
	20101 Seligit 18849	W11 -	411
	力就近 路达	E /01	0.04
140	X 20191 DX wy	5/21 ~	914
目紅	宙海 大洗	5/12 5/14	2件
	ALIPSY / YUU	0/ 13, 0/ 14	2 fr
成只有	十 法	E /00	1.0+
	700	3/28	111

2) モニタリング結果

次にモニタリング結果を考察する[246]。Fig. 8-28 に大気中放射性ヨウ素-131 (I-131)の化学形態別の濃度の変動を示す。前段のダストフィルタ(HE-40T)で捕集された成分を粒子状、後段の活性炭カートリッジフィルタで捕集された成分をガス状とした。Fig. 8-28 を見ると、昭和 61 年 (1986 年) 5 月 9

- 319 -

日ごろに最大値を示したが、翌々日の5月11日には急激に減少した。しかし、5月15日頃をピークと してわずかながら上昇し、その後減少していく変動が観測された。事故直後の最初の上昇が観測された 5月4日は、ガス状成分と粒子状成分はほぼ同じレベル(1対1)であったが、その後は概ねガス状成分 が粒子状成分より多く、5月15日以降はガス状ヨウ素の比率が高まっているように見える。最初の放出 は、炉心が爆発的に破壊され破損燃料要素とともに放射性ヨウ素が化学形によらず一気に放出され、大 部分の放射性核種の放出が10日目まで続き、その後は低下した[279]。その後は、時間経過とともに物 理学的半減期による減衰もあり、全体として放出は低下傾向にあるが、粒子状ヨウ素に対するガス状ヨ ウ素の比率が高まったように見える。この傾向は粒子状ヨウ素がガス状より放出が抑制されやすいこと や、粒子状成分が大気中を長距離輸送される過程で地表により沈着するなどして相対的にガス状成分の 比率が増加したなども考えられた。





放射性ヨウ素も含めた環境試料全体のモニタリング結果については、 Table 8-8 に最大値を一覧で 示す。なお、当時の単位はキュリー(主に、ピコキュリー: pCi)であったことから Bq 単位に換算した。

最も多くの核種が検出されたのは、降下じんのモニタリング結果であり、半減期の短い Te-132、I-132、 Te-129m、Cs-136 等も検出されている。これらの核種は、後述する東電福島第一原子力発電所事故時に 検出された核種とほぼ同じである。

ただし、XeやKr等の放射性希ガスも飛来していたと考えられるが核種の同定は、当時、モニタリン グにおいてはなされていない。当時のモニタリングポストは既に NaI(T1)シンチレーション検出器を 用いていたものの多重波高分析装置は装備されておらず、筆者自身も当時は空間線量率からの核種同定 は難しいと感じた。なお、プルーム通過中の空間線量率の上昇は、最大で0.1~0.3µR/h(1~3 nSv/h) 程度であり、日常の変動や降雨時の天然核種であるラドン等の子孫核種による上昇に比べて極めてわず かであった。

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(1/7)

百日	拉括	具十位	出店	検出期間	进来
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	1爻1里	取入恒	甲位	(*採取日)	順方
					東海村(動力炉・
大気(空気)	I-131(粒子状)	0.1	Bq/m^3	1986年5/3~5/30	核燃料開発事業団
					構内)
	I-131(ガス状)	0.3		$5/3 \sim 5/30$	
	I-131 (合計)	0.41			
	I-132(粒子状)	0.032		$5/6\sim 5/10$	
	I-132(ガス状)	0.01		$5/6\sim 5/10$	
	I-132(合計)	0.041			
	Te-132	0.078			
	Cs-134	0.022		$5/6 \sim 5/26$	
	Cs-137	0.056		$5/4 \sim 5/29$	
	Ru-103	0.11		$5/4 \sim 5/30$	
	Ru-106	0.041		$5/9 \sim 5/10$	
	Nb-95	5.60E-03			
	Ce-141	4.40E-03			
	Sr-90	1.10E-04		* 4/30~5/21	
	Sr-90	1.20E-05		* 5/21~6/25	
	Pu-239+240	ND(<3.7E- 9)		* 4/30~5/21	
	Pu-239+240	5.90E-08		* 5/21~6/25	
	Am-241	4.10E-08		* 5/21~6/25	

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(2/7)

	++ 15	目上位	<u>ببر</u>	検出期間	/# *
項日	核悝	取入1但	甲世	(*採取日)	頒考
雨水	I-131	48	Bq/L	* 5/11~5/12	東海村(動燃事業団構 内)
	H-3	5.6		* 5/21~5/22	
	Sr-90	0.0089		* 5/14~5/15	
	Ru-103	7		* 5/11~5/12	
	Ru-106	0.44		* 5/14~5/15	
	Te-132	1.04		* 5/6~5/7	
	I-132	1.15		* 5/6~5/7	
	Cs-134	1.1		* 5/11~5/12	
	Cs-137	1.8		* 5/11~5/12	
	Ce-144	0.018		* 5/14~5/15	
	Pu-239+240	ND(<7.4E-5)		全調査期間	
	Am-241	ND(<3.7E-5)		全調査期間	
降下じん	I-131	925	Bq/m^2	* 5/1~6/2	東海村(動燃事業団構 内)
	Sr-90	2.2		* 5/1~6/2	
	Zr-95	1.3		* 5/1~6/2	
	Nb-95	5.6		* 5/1~6/2	
	Ru-103	251.6		* 5/1~6/2	
	Ru-106	62.9		* 5/1~6/2	
	Sb-125	5.6		* 5/1~6/2	
	Te-129m	196		* 5/1~6/2	
	Te-132	44		* 5/1~5/23	
	Cs-134	66.6		* 5/1~6/2	
	Cs-136	7		* 5/1~5/23	
	Cs-137	140.6		* 5/1~6/2	
	Ba-140	29.2		* 5/1~5/23	
	La-140	61.1		* 5/1~6/2	
	Ce-141	8.5		* 5/1~6/2	

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(3/7)

項目	核種	最大値	単位	検出期間	備考
				(*採取日)	
降下じん	Ce-144	7	Bq/m^2	∗ 5/1~6/2	
	Pu-239+240	3.00E-03		∗ 5/1~6/2	GF 起源
	Am-241	1.00E-03		* 5/1~6/2	
飲料水	I-131	ND(<0.37)	Bq/L	全調査期間(5/4~6/9)	構内 蛇口水
	I-131	ND (<0.37)		全調査期間(5/4~6/5)	勝田市長砂 井 戸水
原乳(牛乳)	I-131	14.4	Bq/L-FW	* 5/12, 5/15	那珂町東木倉
	Sr-90	0.06		* 5/11	11
	Cs-134	1.2		* 5/18, 5/22	11
	Cs-137	2.4		* 5/22	11
	Pu-239+240	ND(3.7E-4)		全調査期間(5/5~7/2)	11
_	Am-241	ND(3.7E-4)		全調査期間(5/5~7/2)	"
葉菜	I-131	59.2	Bq/kg-FW	* 5/8	那珂町菅谷
(ほうれん草)	Sr-90	0.41		* 5/26	"
	Ru-103	10		* 5/15	"
	Ru-106	2.2		* 5/12, 5/19	"
	Te-132	1.3		* 5/12	11
	I-132	1.2		* 5/12	"
	Cs-134	4.1		* 5/12	"
	Cs-137	6.3		* 5/12	"
	La-140	1.5		* 5/19	"
	Ce-144	0.3		* 5/12	11
	Pu-239+240	ND(<7.4E-4)		全調査期間(5/5~6/9)	11
	Am-241	ND(3.7E-4)		全調査期間(5/5~6/9)	"
它间子家	T_191	011	Ra /Ir FW	↓ F/11	那珂湊市阿字
扣际土物	1-131	211	bq/ кg−г ₩	* 5/11 ケ注	
(ヨモギ)	Sr-90	0.63		* 5/4, 6/9, 6/23	11
	Ru-103	25		* 5/14	"
	Ru-106	12		* 5/17]]

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(4/7)

	技種	是士佑	用任	検出期間	供去
供口	们又作里	取入但	中位	(*採取日)	加巧
指標生物	Те-132	3	Ba/kg-FW	* 5/14	那珂湊市阿字
如子小可	10 102	0	Dq/ Ng T "	. 0/11	ケ浦
(ヨモギ)	I-132	3.3		* 5/14	11
	Cs-134	10		* 5/14	"
	Cs-136	1.7		* 5/17	"
	Cs-137	18		* 5/14	11
	Ba-140	3.7		* 5/17	11
	La-140	7.8		* 5/17	11
	Pu-239+240	ND(<7.4E-4)		全調査期間(5/4~6/23)	11
	Am-241	ND(3.7E-4)		全調査期間(5/4~6/23)	11
牧草	I-131	96	Bq/kg-FW	* 5/6	那珂町東木倉
	Sr-90	0.44		* 6/11	11
	Ru-103	16		* 5/13	11
	Ru-106	3. 3		* 5/13	11
	Te-132	1.6		* 5/13	"
	I-132	1.5		* 5/13	"
	Cs-134	7		* 5/13	"
	Cs-137	11		* 5/16	11
	Ba-140	3.1		* 5/13	11
	La-140	5.2		* 5/16	11
	U	1.20E-02		* 5/5	11
	Pu-239+240	ND(<7.4E-4)		全調査期間(5/5~6/23)	"
	Am-241	ND(3.7E-4)		全調査期間(5/5~6/23)	11
表土	I-131	67	Bq/kg-DW	* 5/9	東海村照沼
	Sr-90	11		* 5/9	11
	Ru-103	4.1		* 5/13	勝田市東石川
	Cs-137	36		* 5/13	勝田市長砂
	Pu-239+240	1.4		* 5/9	東海村照沼

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(5/7)

百日	技種	是十位	畄佔	検出期間	供去
	竹久作里	取入恒	中世	(*採取日)	调巧
表土	Am-241	0.4	Bq/kg-DW	* 5/9	東海村照沼
海水	Sr-90	2.60E-03	Bq/L	* 7/3	東海村沖
	Ru-103	3.10E-02		* 6/3	11
	Cs-134	3.00E-02		* 5/14	11
	Cs-137	6.70E-02		* 5/14]]
	Pu-239+240	4.40E-05		* 5/23]]
	Am-241	1.40E-05		* 5/23	11
海底土	Sr-90	6.30E-02	Bq/kg-DW	* 7/8	東海村沖
	Ru-103	8.90E-01		* 6/3	11
	Ru-106	0.48		* 7/8	
	Cs-137	1.10E+00		* 7/8	東海村沖
	Ce-144	2.60E-01		* 7/8	
海水魚類	Sr-90	0.05	Bq/kg-FW	* 6/17	大洗
(シラス)	Ru-103	0.074		* 6/17	11
	Ru-106	0.029		* 6/17	11
	Ag-110m	0.085		* 6/17	11
	Cs-134	0.1		* 7/8]]
	Cs-137	0.41		* 6/17]]
	Ce-144	0		* 6/17]]
	Pu-239+240	1.60E-03		* 6/17]]
	Am-241	8.50E-04		* 6/17	"
海水魚	Cs-137	0.22		* 7/11	大洗
(カレイ)					
海水魚	Cs-134	0.078		* 7/11	大洗
(ヒラメ)	Cs-137	0.37		* 7/30	東海
海遠粨	T_191	100	Da /Ira-EW	¥ 5/92	カジメ、日立市久
(毋)保)识	1-131	122	bq/ кg−г ₩	↑ 0/20	慈浜
	Sr-90	0.1		* 5/23	", "
	Ru-103	1.6		* 5/23	л "

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(6/7)

項目	核種	最大値	単位	検出期間	備考
				(*採取日)	
海藻類	Ru-106	0.481	Bq/kg-FW	* 5/23、6/13	カジメ、日立市久 慈浜
	Cs-134	0.27		* 5/28	<i>"</i> """
	Cs-137	0.2		* 7/9	カジメ、那珂湊市 磯崎
	Ce-144	0.152		* 5/23	カジメ、日立市久 慈浜
	Pu-239+240	9.30E-03		* 7/14	", "
	Am-241	2.30E-03		* 6/13	", "
貝類	Sr-90	0.014	Bq/kg-FW	* 5/23	アワビ、那珂 湊市磯崎
	Ru-103	3.7		* 5/13	平貝、東海
	Ru-106	3.145		*7/31	アワビ、那珂 湊市磯崎
	Ag-110m	0.74		*7/31	アワビ、那珂 湊市磯崎
	Cs-134	0. 1		* 5/14	ハマグリ、大 洗
	Cs-137	0.26		* 5/13	平貝、東海
	Ce-144	0.041		* 5/13	平貝、東海
	Pu-239+240	3.20E-02		* 7/29	イガイ、東海
	Am-241	3.60E-03		* 5/13	平貝、東海
甲殼類	Sr-90	0.081	Bq/kg-FW	* 7/7	東海
(エビ)	Ru-103	0.2		* 7/7	大洗
	Ru-106	0.144		* 7/7	東海
	Ag-110m	0.192		* 7/7	大洗
	Cs-134	0.04		* 7/7	大洗
	Cs-137	0.12		* 7/7	大洗
	Pu-239+240	1.50E-03		* 7/7	大洗

Table 8-8 茨城県東海村周辺のチェルノブイリ原子力発電所特別環境放射能調査結果(7/7)

(最大値、グローバルフォールアウトを含む、動燃事業団測定、調査期間:4月30日~6月23日)、 (参考文献 [246]:木下睦 他、ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査、PNC TN8420 86-10(1986))

項目	核種	最大値	単位	検出期間 (*採取只)	備考
頭足類	Sr-90	0.0016	Bq/kg-FW	* 7/11	イカ、大洗
	Ru-103	0.28		* 7/11	イカ(内蔵)、大洗
	Ru-106	0.044		* 5/28	イカ、大洗
	Ag-110m	4.1		* 7/11	イカ(内蔵)、大洗
	Pu-239+240	1.70E-03		* 5/28	イカ、大洗
	Am-241	2.30E-03		* 7/11	イカ、大洗

3) モニタリング結果に基づく日本人の被ばく線量評価

科学技術庁は、5月3日以降、日本各地で実施された環境モニタリング結果に基づき、放射線医学総 合研究所の協力のもと、1986年5月から翌年の4月までの一年間の外部被ばく及び内部被ばく線量を暫 定値として推定、評価した。なお、当時の評価は、ICRP Publication 2 に基づくもので、単位はレム (rem)であり、1rem≒10mSv に相当する(Table 8-9)。

計算評価の方法が現在と異なるものの ICRP2007 年勧告の公衆の実効線量限度である年間 1mSv(全身 100 ミリレム相当)と比べると極めて小さく環境安全上の問題が無いことが確認された。

Table 8-9 線量評価結果(暫定值)

(参考文献 [246]:木下睦 他、ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査、PNC TN8420 86-10(1986))

(1	rem	≒10	mSv)
· · ·			

単位 ミリレム

	成人	幼児	乳児
外部被ばく線量	1.3/2.6	1.3/2.6	1.3/2.6
内部被ばく線量			
甲状腺	2.1/4.2	5.5/10	5.3/9.8
全 身	0.009/0.014	0.011/0.025	0.014/0.031

また、日本国が1986年9月1日~9月2日に開催された OECD/NEA-CRPPH 会議に参考資料として提出 した予備的評価は、次頁の Table 8-10、Table 8-11 であった。

		(1 rem ≒10	mSv) I	ICRP Publ.2、単位:			
	経路	成人	幼児	乳児]		
ſ	呼吸	6.4×10^{-6}	9.9 × 10 ⁻⁶	8.9×10^{-6}	1		
1	牛乳	7.5×10^{-6}	7.3×10^{-5}	2.1×10^{-4}			
	葉菜	1.5×10^{-5}	3.0×10^{-5}	2.8×10^{-5}			
	合計	2.9×10^{-5}	1.1×10^{-4}	2.5×10^{-4}	1 .		

Table 8-10 Cs-137 による全身被ばく線量

Table 8-11 I-131 による甲状腺線量

(1 rem ≒10 mSv)

• 6.

ICRP Publ.2、単位:rem

経路	成人	幼児	乳児
呼吸	4.5×10^{-3}	8.9×10^{-3}	6.7×10^{-3}
牛乳	1.0×10^{-3}	1.3×10^{-2}	3.1×10^{-2}
葉菜	9.1×10^{-3}	2.3×10^{-2}	1.8×10^{-2}
合計	1.5×10^{-2}	4.5×10^{-2}	5.6×10^{-2}

このチェルノブイリ原子力発電所事故時の環境モニタリングの経験は、極めて貴重であった。筆者が 感じたポイントは、以下のとおりである。

- 特別(緊急時)環境モニタリングは、定常環境モニタリングの延長にある。影響の検出には、 過去のトレンドグラフとの比較などの確認が不可欠であった。
- 日常の定常環境モニタリング活動で培われた専門知識、技術、経験の継続的習得に努めるなど 力量向上を図ることが極めて重要であった。その知識をもとに柔軟な状況判断により、単なる 安全確認にとどまらない被ばく評価上のパラメータ値が収集できた。
- 緊急時は要員が不足することが明らかになった。放射線の基礎、放射線防護、測定器の取り扱いに関しては、日頃から可能な限り多くの者に対して教育を実施する。
- 長期間に及ぶことを念頭に班編成、分担、スケジュールに関して計画を立てる。また、計画は 常に状況に応じてチェック&レビューすることが重要である。
- 定常環境モニタリングと異なる短半減期核種に対して備える。γ線スペクトロメトリは有効で あったが、核種ライブラリーに無い核種が必ず発生するので、不明ピークは全てマニュアルに て確認する。特に Cs-134 のサム効果により測定結果に違いが生じた。
- 緊急時には、全てマニュアル通りではない。先入観にとらわれず常に疑問を持ち最適な方法を 選択する。
- ▶ 回収した試料は貴重である。原則として廃棄しない。
- ▶ 技術開発的な側面としては、Ge 検出器を用いた Cs-134 のサム効果補正法など、解析評価技術の向上がなされたことなどが挙げられる。

8.7 東京電力福島第一原子力発電所事故時の緊急時環境モニタリング

2011年3月11日(金曜日)14時46分に三陸沖の太平洋でマグニチュード9.0の大規模な地震が発生し、宮城県栗原市で震度7を記録した。東北関東他の広い範囲の太平洋沿岸に津波が押し寄せた。東電福島第一原子力発電所は、1~3号機が運転中で地震により自動停止したが、15:27には高さ約15mを超える津波が到達し、非常用発電機、変電設備等の電気系統が水没、全電源が喪失した。このため冷却できなくなった1~3号機の炉心は崩壊熱によりメルトダウンするとともに、発生した水素ガスの爆発により建屋が崩壊し、大量の放射性核種が環境中へ放出された。なお、5号機、6号機は6号機の非常用D/Gが電力を供給し、冷却が維持され冷温停止に至ることができた[190][191][280]。

日本原子力研究開発機構は、災害対策基本法に基づく指定公共機関であることから、原子力緊急時支援・支援研修センター(Nuclear Emergency Assistance and Training Center: NEAT)を中心に、①緊急時モニタリング、②身体サーベイ等のスクリーニング検査、③全身カウンタ(WBC)車等による内部 被ばく検査、④全身カウンタ(WBC)による内部被ばく検査対応、⑤学校モニタリング、⑥住民問合わせ窓口対応)などの対応を行った[281][283]。

緊急時環境モニタリングの測定結果に関しては、現在、Table 8-12 に示すように多くの報告が原子 力規制庁や福島県等から日々公開されていることから、ここでは、初動時の緊急時モニタリングに焦点 を絞って、環境モニタリング担当者の参考になると思われる事項に関して、その概要を紹介する。

なお、緊急時モニタリングやその後の除染技術、環境動態研究を通じて、遠隔モニタリング技術、除 染方法や除染効果の評価技術、公衆個人の線量評価技術、将来の空間線量率の予測技術など多くの技術 が開発された。多くの報告書が出されており、その詳細は Table 8-12の Web site を参照されたい。こ こでは緊急時モニタリングをどの様に実施したかを中心に筆者が直接、間接的に関係した内容について 紹介する。

実施主体	表題	URL	備考
原子力規 制委員会	放射線モニタリング情報	https://radioactivity.nsr.go.jp/ja /	アクセス: 2021年2月9日
福島県	県内の放射線状況	http://www.pref.fukushima.lg.jp/si te/portal/list272-851.html	アクセス: 2021年2月9日
	水・食品等の放射性核種 検査	http://www.pref.fukushima.lg.jp/si te/portal/list280.html	アクセス: 2021年2月9日
	公共用水域、港湾・海面 漁場モニタリング結果	http://www.pref.fukushima.lg.jp/si te/portal/suiiki-monitoring.html	アクセス: 2021年2月9日
	「福島県放射能測定マップ	http://fukushima- radioactivity.jp/pc/	アクセス: 2021年2月9日
環境省	環境モニタリング	http://www.env.go.jp/jishin/rmp.ht ml#monitoring	アクセス: 2021年2月9日
水産庁	水産物の放射性核種調査 の結果について	http://www.jfa.maff.go.jp/j/housya nou/kekka.html	アクセス: 2021年2月9日
林野庁	東日本大震災に関する情 報	http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouh ou/jisin/index.html	アクセス: 2021年2月9日
日本原子 力研究開 発機構	放射性核種モニタリング データの情報公開サイト	https://emdb.jaea.go.jp/emdb/	アクセス: 2021年2月9日
	福島総合環境情報サイト	https://fukushima.jaea.go.jp/ceis/	アクセス: 2021年2月9日

Table 8-12	東電福島第−	-原子力発電所事	故時の緊急時環 境	゙゙゙モニタリン	vグに係るWeb	site
-------------------	--------	----------	------------------	----------	----------	------

また、日本原子力研究開発機構は、各機関が行った環境モニタリング結果や原子力機構自らが行った 事故後の放射性核種の環境での動態研究などに関するデータや研究成果を、Fig. 8-29 に示す URL 「FaCE!S 福島総合環境サイト」において公開している。



Fig. 8-29 日本原子力研究開発機構、FaCE!S 福島総合環境サイト

(参考文献 [282]: FaCE!S 福島総合環境サイト, https://fukushima. jaea. go. jp/ceis/index.html)

8.7.1 緊急時モニタリング初動

文部科学省からの専門家の現地派遣要請を受け、第1陣の7名が3月11日(金)に茨城県ひた ちなか市に所在する原子力緊急時支援・研修センター(NEAT)に集合し、3月12日(土)1:54に 航空自衛隊百里基地に出発した。なお、津波の影響、道路の損壊や余震などの状況が十分に把握さ れていない状況であり、同基地より大型へリコプターにて福島県川内村の航空自衛隊大滝根山分屯 基地に着陸、福島県オフサイトセンター(以下、「OFC」という)(大熊町)に向かった。また、第 2陣以降は、モニタリング車や日本原子力研究開発機構所有のバス等により陸路、福島県オフサイ トセンターに向かった。地震の影響もあり道路の被害、余震、津波の再度のおそれなどに警戒しな がらの移動であった。その後、東電福島第一原子力発電所1号炉、3号炉等の水素爆発を受け、3 月14日(月)に福島県オフサイトセンターが福島市へ移動したことに伴い、第3陣以降の緊急時 要員は福島市内へ派遣され、文部科学省等とともに環境モニタリング等が行われた[283][284]。

モニタリング活動内容は、以下のとおりである[281]。

(1) モニタリング計画作成への支援

(2) 空間線量率の測定

モニタリング車、サーベイメータ等にて約 1m 高さの空間線量率を測定した。

(3) 空気中ダスト・ヨウ素の採取と核種濃度の測定

可搬型大気サンプラと可搬型発電機を用い空気中ダスト・ヨウ素をフィルタに採取。

- (4) OFC が福島市へ移転した後は、車載型 Ge 半導体検出器を用いた核種分析の実施。
- (5) 大気、陸土、野菜(雑草)、飲料水などの内部被ばくの防止を念頭にした核種分析が実施された。

初期の環境モニタリングの最大の目的は、4.2節に記載したように住民の避難や屋内待機、ヨウ素剤 投与等の防護対策の決定のためのデータを収集し、報告することである。しかし、東電福島第一原子力 発電所事故の場合は、大地震の発生と津波が発端であったことから、一般災害への対応に追われたこと もあり、初動時の対応が後手に回った感がある。それまでの事故対応訓練などでは、初期事象が発生し た場合は、警戒事態があり、資機材、要員招集、計画検討に時間を使うことができると思われていた。 以上の特徴をまとめると、

① 地震発生から炉心損傷、放射性核種の環境への放出が開始されるまでの時間が短かった。

- ② 複数の原子炉が同時に炉心損傷を起こした。
- ③ 地震や津波により、通信、電気、水道、道路が損傷し、発電所からの事故進展情報、固定観測局のモニタリング情報、気象観測情報等が得られないとともに、要員、水、食料、燃料の調達に障害を発生させた。

④ 通信が混雑し、衛生回線以外に円滑な情報共有ができなかった。

等が挙げられている[281]。

このため、初動時のモニタリング要員及び車両は、事故の規模からすると十分に確保できず少な かったと言わざるを得ない。派遣された日本原子力研究開発機構の専門家チームは、福島県の環境モ ニタリングを実施している原子力センター(大熊 0FC に隣接)において、福島県と一緒にモニタリン グ計画立案やモニタリングを実施した(Fig. 8-30~Fig. 8-35)。



Fig. 8-30 大熊オフサイトセンター (OFC)

JAEA-Review 2020-077



Fig. 8-31 日本原子力研究開発機構派遣専門家と福島県とのモニタリング計画検討



Fig. 8-32 空間線量率測定および大気ダスト採取等、モニタリング風景



Fig. 8-33 屋外モニタリング活動帰還時の身体サーベイ





Fig. 8-34 3月12日における大気ダスト中放射性セシウム及び放射性ヨウ素測定結果の例



Fig. 8-35 OFC 福島市移転後の環境モニタリング区分範囲

(参考文献 [284]:片桐 裕実, 奥野 浩, 岡本 明子, 池田 武司, 田村 謙一, 長倉 智啓, 中西 千佳, 山本 一也, 阿部 美奈子, 佐藤 宗平, 川上 剛, 菊池 政之, 住谷 昭洋, 松坂 勝, 原子力緊急時支援・ 研修センターの活動(平成 23 年度), JAEA-Review 2012-033 (2012)) 1F 事故の進展に伴い 0FC は、1F 近傍の大熊 0FC から福島市内に移動せざるを得なかった。このため TV 会議システム、衛生電話、FAX 回線、インターネット等の通信機器が十分に配置できず、報告、指示、 情報共有を円滑に行えなかったと思われる。また膨大な環境試料を測定するための Ge 半導体検出器等 の放射線測定機器も一部しか使用できなかった。

Fig. 8-36 は、日本原子力研究開発機構が開発した Ge 半導体検出器を搭載した高機能モニタリング車である^g。





Fig. 8-36 遮蔽体付 Ge 半導体検出器を装備した高機能モニタリングカー

空間線量率や大気中放射性核種濃度の測定にも使用可能なモニタリング車内に通常の実験室に設置される遮へい体付きの Ge 半導体検出器を配備した車両である。日本原子力研究開発機構敦賀地区の原子 力緊急時支援・研修センター(NEAT)福井支所に配備されていた車両であり、地震や津波の被害を免れた。 この車両を福島市内の杉妻会館前(Fig. 8-36)に配置して、モニタリングチームが採取した大気フィル タ、土壌等の y 線核種分析が行われた。

空間線量率等のモニタリング結果は、文部科学省(現在は、原子力規制庁)のホームページに掲載された(Fig. 8-37, Fig. 8-38, Fig. 8-39)。

g 余談になるがこの高機能モニタリング車は、筆者が敦賀本部環境監視課に在籍していた時に、安全強化に係る予算を用いて製作したものである。

プレス発表資料 福島第一原子力発電所の20Km以遠のモニタリング結果について ^{平成23年3月16日20時00分現在} 文 部 科 学 省

場所(福島第1発電所からの距離)	測定日時	数値(マイクロシーベルト/時) (記載のない限り屋外)	天候	実施者
測定箇所【13】 (約25Km南西)	3月16日14時15分	9.5*2	降雨なし	文部科学省
測定箇所【12】 (約25Km南西)	3月16日13時53分	0.8(川内村役場2階)	降雨なし	文部科学省
測定箇所【12】 (約25Km南西)	3月16日13時52分	1.0(川内村役場1階)	降雨なし	文部科学省
測定箇所【12】 (約25Km南西)	3月16日13時47分	6.7 ^{*2}	降雨なし	文部科学省
測定箇所【11】 (約25Km南西)	3月16日13時36分	10.5*2	g	文部科学省
測定箇所【10】 (約20Km西南西)	3月16日13時31分	10.0*2	雪	文部科学省
測定箇所[8] (約20Km西)	3月16日13時28分	12.2*1	Ŧ	文部科学省
測定箇所[7] (約20Km西)	3月16日13時24分	12.5*1	8	文部科学省
測定箇所[22] (約30Km北西)	3月16日12時10分	26.0*3	1	日本原子力研究開発機構
测定箇所[5] (約25Km西北西)	3月16日11時58分	10.2*2	g	文部科学省
测定箇所【4】 (約25Km西北西)	3月16日11時35分	80.0 ^{*2}	g	文部科学省
測定箇所【21】 (約30Km北西)	3月16日11時30分	80.0*3	1	日本原子力研究開発機構
測定箇所[6] (約30Km北西)	3月16日11時23分	58.5* ²	2	文部科学省

Fig. 8-37 空間線量率モニタリング HP 掲載例(一部抜粋)

(参考文献 [257]: 原子力規制委員会:東京電力株式会社福島第一原子力発電所の 20km 以遠の空間線 量率の測定結果(平成 23 年 03 月)、原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/207/list-201103.html (2020年11月5日に利用))

平成23年6月7日現在 文部科学省

		放射能濃度(Bq/kg)						 	Contractory		
測定試料採取点*	採取日時	8日時 1311 13	134Cs	¹³⁷ Cs	^{129m} Te	¹³² Te	136Cs	140La	その他後出された核種	生间線量平 (μSv/h)	備考
川俣農業振興公社入口	3月22日 10:11	48,000	4,600	5,400	不検出	11,000	700	不検出	^{99m} Tc : 220		
二本松市 田沢小学校前バス停	3月22日 12:28	36,000	2,700	3,200	不検出	7,100	440	不検出	¹³² I : 3.200		
参考				13 				A.B.	in and a second s	1911 - 91 7212 - 73	
手七郎 交差点	3月22日 11:10	740,000	81,000	94,000	不検出	230,000	13,000	不検出	^{99m} Tc : 6,500 ¹³² I : 56,000		

^{129m}Teなどの「m」は、原子の持つ軌道電子がエネルギーの高い軌道に遷移してエネルギーの高い励起(準安定)状態であることを表す。

*空欄の場所の詳細については確認中。

なお、ここに掲載された測定は、日本原子力研究開発機構により実施されています。

ナ朝利労业が実施した(本田(学師問)の)

Fig. 8-38 土壌モニタリング結果の例(文科省、現原子力規制庁)

(参考文献 [285]: 原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、平成 25 年 4 月までの環境土壌の測定結果、原子力規制庁、 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/479/list-1.html,
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/4000/3701/24/1220_20110322.pdf
(2020 年 11 月 5 日に利用))



Fig. 8-39 東電福島第一原子力発電所事故後の空間線量率のトレンド

(参考文献 [164]: 原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、積算線量推定マップ等、原子力規制庁、https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020 年 6 月 11 日に利用))

また、空間線量率の測定結果は、 Fig. 8-39 のトレンドとして整理されたのち、Fig. 8-40 に示す事故 発生時の平成 23 年 3 月 12 日から平成 24 年 3 月 11 日までの一年間の積算線量の予測に用いることとした。

地点番号	地点のおおよその住所	福島第一原子力発電所 地点のおおよその住所 からの 空間総量率の測定 開始日		積算線量 【※	lの推定値 ※1】	最新測定值 (mSv/h) 【※3】	平成24年3月11日 時の積算線量の推定値 (mSy)【※4】	
		方位	距離		(mSv)	注記		e 6.
(1)計画的	的避難区域							
83	双葉都浪江町赤宇木椚平	北西	24km	3月24日	44.5	[※2]	0.0408	235.4
81	双葉郡浪江町赤宇木石小屋	北西	30km	3月24日	25.3	[※2]	0.0349	188.6
32	双葉郡浪江町赤宇木手七郎	北西	31km	3月16日	23.8	[※5]	0.0185	110.2
79	双葉都浪江町下津島萓深	西北西	29km	3月16日	10.6	[※5]	0.0097	56.2
31	双葉都浪江町津島仲沖	西北西	30km	3月17日	9.9	[※5]	0.0082	48.2
34	双葉都浪江町津島大高木	西北西	30km	3月19日	4.6	[※2][※5]	0.0042	24.2
21	双葉都葛尾村上野川	西北西	32km	3月17日	2.5	(*5)	0.0033	18.0
104	双葉郡葛尾村大字落合字落合	西北西	25km	4月7日	2.6	[※2]	0.0018	11.0
33	相馬郡飯舘村長泥	北西	33km	3月16日	13.7	[*5]	0.0102	61.7
62	相馬郡飯舘村草野大師堂	北西	39km	3月17日	5.3		0.0063	34.8
61	相馬郡飯舘村八木沢	北西	36km	3月17日	4.3]	0.0047	26.3
63	相馬郡飯舘村二枚橋	北西	44km	3月17日	2.0	Ĵ.	0.0017	10.0
46	伊達郡川俣町山木屋向出山	西北西	34km	3月17日	5.5	lane a	0.0040	24.2
36	伊達郡川侯町山木屋大洪	西北西	38km	3月20日	3.7	[※2]	0.0034	19.6
(2)その#	の区域							
108	南相馬市原町区大原台畑	北北西	30km	4月7日	3.4	[※2]	0.0026	15.6
107	南相馬市原町区馬場下中内	北北西	23km	4月7日	3.0	[※2]	0.0019	11.9
6	南相馬市鹿島区西町	北	32km	3月17日	0.9		0.0010	5.5
103	南相馬市原町区高大豆柄内	北	21km	4月7日	0.7	[※2]	0.0006	3.5

実測値に基づく各連続観測地点の積算線量の推定値(1/2)

Fig. 8-40 空間線量率の実測値と積算線量推定値の計算例

(参考文献 [164]: 原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、積算線量推定マップ等、原子力規制庁、 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020 年 6 月 11 日に利用))

8.7.2 中期(固定期)環境モニタリング

中期環境モニタリングは、放射性核種の放出がほぼ停止した段階であり、避難や屋内待機等の初動の対応も落ち着いてきた状態である。なお、この時点で初動モニタリングの結果等により確定的影響の発生の可能性が無くなったことが、UNSCEAR 2013 年報告書及び UNSCEAR 2016 年白書等で報告されている[286] [287]。

中期段階では、一年を超える長期的な外部被ばく、内部被ばくの抑制を目的としたモニタリングが 必要となった。このため空間的な分布をホットスポットも含めより詳細で低線量率に対して正確、か つ、地域も福島に留まらず全国を対象とした広範囲なモニタリングが行われた。

東電福島第一原子力発電所事故の初動時では、地震、津波により固定観測局からの空間線量率の遠隔監視が、故障、津波被害、伝送異常などにより十分に行えなかった。敷地内及び周辺に関しては東電福島第一原子力発電所が人力で測定を行うとともに、福島県及び日本原子力研究開発機構等の環境モニタリングのための派遣専門家が、サーベイメータによる手持ち測定や可搬型大気サンプラを用いた人海戦術でのモニタリングをせざるを得なかった。ただし、初期の避難は、放出の有無では無く事故拡大の恐れが大きいとして、モニタリング結果によらず半径 10km、20km の範囲すべての住民に適用された。このため 20km 圏内は東京電力などが担当し、日本原子力研究開発機構は 20km 圏外の環境モ

ニタリングを担当した。Fig. 8-35 に示したように概ね福島市から東電福島第一原子力発電所を中心に、 道路網を考慮した東側 A~D までの区分け、モニタリング車を用いた走行、定点サーベイが行われた。 その結果、北西方向に高線量率区域が分布していることが確認されたことから、計画的避難区域の設 定のためのより詳細なモニタリングが行われた。

中期では、これらのモニタリングを継続する他、有人ヘリコプターを用いたより広範囲な、関東、 東北、北陸を対象とした広域のモニタリングが行われた。最終的には中部、東日本全域における空間 線量率と地表沈着放射性セシウム濃度のモニタリングが実施された[198] [288]。

地表沈着放射性核種の分布を調査するために 1F 周辺 80km 範囲は 2km メッシュ、それ以遠は 10km メッシュで土壌を採取し、Ge 半導体検出器で詳細に測定する土壌汚染マップ調査が実施された[289]。 これらの調査結果は、Table 8-12 に示す原子力規制庁のホームページの放射線モニタリング情報(放 射線モニタリング情報ポータルサイト)において報告書が確認できる。また、平成 24 年 3 月 13 日に 開催されたシンポジウムにおいて、Fig. 8-41、Fig. 8-42、Fig. 8-43 の結果が、日本原子力研究開発機 構の斎藤公明氏より報告されている[290]。



Fig. 8-41 Cs-137 の土壌沈着量の分布



Fig. 8-42 Cs-134 の土壌沈着量の分布



Fig. 8-43 I-131 の土壌沈着量の分布

(参考文献 [290]: 斎藤 公明, 放射線量等マップの作成, 放射線モニタリング情報, 「東京電力株式会 社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果」に関 するシンポジウム, 原子力規制委員会, (平成 24 年 3 月 13 日), https://radioactivity.nsr.go.jp/ ja/contents/6000/5247/25/5600_20120313_1_01.pdf (2020 年 11 月 5 日に利用))
また、福島県以外の空間線量率、降下物、等に関しても水準調査としての観測点のモニタリングの 強化がなされた[290] [291] [292]。

中期モニタリングは、同時に、コメ、野菜、果物、肉などの農作物、魚介類などの水産物などの産業 への影響を調査し、流通制限、消費制限などの範囲と風評被害防止のためのモニタリングの重要度が 増してきた。環境モニタリングにおける公衆の被ばく評価は、施設周辺に居住する者を対象として農 作物などのモニタリングが中心であるが、東電福島第一原子力発電所事故時には、農業、漁業、林業 への経済的な打撃は極めて厳しく、このモニタリングへのニーズが時間とともに大きくなった。しか し、限られた要員、資機材で産業活動のモニタリングまでカバーすることは難しい。そこで、農業、漁 業等の監督官庁、国、県の研究所、県の農業、漁業、林業試験場、農協、漁協らが自ら検査、モニタリ ングを実施する体制へ移行し、住み分けされるようになっていった。ただし、環境モニタリングと産 業モニタリングは、相互に密接に関係していることから、人材育成、情報交換が極めて重要となった。

8.7.3 現存被ばく状況における環境モニタリング

現存被ばく状況は、新たな放射性物質の供給が停止し、空間線量率の極端な上昇などが無くなった 状況である。しかし、空間線量率や農作物などの放射性核種濃度は、安定しているものの事故以前 のバックグラウンドレベルまでは下がっていない状況であった。ICRP の最適化の原則を適用すると、 筆者は、現存被ばく状況では、線量限度の代わりに参考レベル(Reference Levels)を設定し、現存被 ばく状況にある居住者の被ばくのリスクと、その地域に住むことによるメリット(住み慣れた家に住 むこと)や長期の避難や転居に伴うデメリットを勘案にしながら最適化することが望ましいと考え る。このための参考レベルは、状況に応じて PDCA サイクルを回しながら段階的に見直していくことが 重要であり、最終的には参考レベルを公衆の線量限度(年間 1mSv)にしていくことが重要である。

ICRP Publication 103 2007 年勧告が提案する現存被ばく状況における参考レベルは幅で示され ており、実効線量で年間 1mSv から 20mSv である。20mSv/年を下回れば住民の被ばくリスクと避難など によるデメリットの状況に応じて最適化して居住を選択できる。最適化は、利害関係者、住民も含 めたステークホルダーの参加により行うべきである。

このため、現存被ばく状況におけるモニタリングは、現状の居住者の線量評価のためだけではなく、 将来の被ばくを予測するためのデータを提供することができることが望まれる。

外部被ばくに係る空間線量率の測定は、居住地域、農業、漁業、林業等の人が行動する範囲での 1m 高さを測定するとともに、連続的に測定することができる可搬型 MP の設置などによって行うことが住 民の意思決定にも重要である。また、森林などから河川などを経由して居住地に放射性核種が移動し てくる。除染後に大雨時に再汚染する等への懸念が増大する。このため放射性核種の化学的性質や移 動を調査し将来予測に反映するためのモニタリング(環境動態モニタリング)というべきものが必要

となった。日本原子力研究開発機構福島環境安全センター(現、環境影響研究ディビジョン)において、この環境動態研究を進められた。



Fig. 8-44 福島における放射性セシウムの環境動態研究

(参考文献 [293]:長尾 郁弥他,福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状(平成 30 年度版), JAEA-Research 2019-002 (2019))

事故により環境中に放出された放射性核種の動態がほぼ平衡状態に達し、放射性核種の移行挙動が十 分に把握され、森林、耕作地、居住地域、河川、湖沼等の放射性核種の分布に大きな変動が見られなく なってきた状況における環境モニタリングは、広域的、長期的な視野にたった定常モニタリングとして、 核種、項目、地点、頻度、方法等に係る計画を立案し、10年以上、継続したモニタリングを実施してい くことが必要である。この際、対象地域は初期、中期モニタリングの範囲を引き継ぐとともに、環境動 態に関する調査研究成果に基づき合理的な範囲で住民の被ばく経路、蓄積状況、水準調査の観点での最 適化を図る。また、従来の原子力発電所周辺の環境モニタリングとの連携が必要となる。国は、事故直 後には環境モニタリング強化計画、その後はこのモニタリングを包含した総合モニタリング計画を立案 し、随時、見直しながら継続的に環境モニタリングを実施してきている。

なお、長期的な環境モニタリングとしては、特に居住地域に加えて、Fig. 8-44 に示す森林、河川、湖 沼、地下水、海洋などに関しての環境動態研究が行われた。これに加えて広域に及ぶ蓄積調査、水準調 査の観点での長期的なモニタリング計画に立案し実施していくことが重要である。広域のモニタリング を長期的に実施するためには多くの人材が必要になることから、所在県の他、国、事業者が連携して分 担していくことが不可欠である。また、モニタリング結果については、各機関が参加した検討会での検 討や、学識経験者、市町村、農業、漁業、林業等のステークフォルダが参加して審議及び理解を深める ための協議会等の仕組みが必要である。これらの結果は最終的に公表し住民や消費者の安心感の醸成に 努めることが重要である。

8.8 東京電力福島第一原子力発電所事故時の環境モニタリング等で開発された技術

8.8.1 有人航空機サーベイ技術

福島県は、森林が全体で約70%と多く地上からは容易に立ち入ることが難しい。このため東電福 島第一原子力発電所事故時には放出された放射性核種の沈着状況や空間線量率の分布を地上から 正確に把握することは困難であった。特に地震により道路が損傷し車両が侵入できない場所も多か った。このため有人へリコプターを用いた航空機サーベイ技術が開発された。事故以前からへリコ プターに放射線測定システムを搭載した航空機サーベイ技術 (Air-born) は存在したが、避難や移 転等の防護対策を決定するためには、上空での測定値を地上 1m 高さの空間線量率や放射性核種の 地表沈着量 (Bq/m²) に変換する必要があった。「5.1.5 有人、無人航空機を用いた空間線量率の広 域測定」でも述べたが、このためには、Fig.8-45 に示すような地表 1m 高さへの空間線量率の換算 が重要となった。特に山岳地域での高度補正、地中のウラン、トリウム系列などによる BG 放射線 の除去、大気中 Rn、Tn 子孫核種の影響の除去、宇宙線影響の除去などが課題となった[200]。

また、ヘリコプターを用いた航空機サーベイでは、Fig. 8-46 に示すように一定の高度でホバリン グしながら一定のスピードで移動することにより、高度を半径とする地表の円の面積の空間線量率 が平均化される。さらに Table 8-13 に示すようなテストポイントでの地上測定値と線量率換算係 数を求めるための飛行、空気による減弱係数、バックグランドの差し引きのための飛行など、地上 1m高さの空間線量率に換算するためには様々な技術が必要となった。また。最も効率的に空間線量 率マップを求めるための飛行方法などが検討された(Fig. 8-47)。東電福島第一原子力発電所事故 後は、これらの技術開発により、空間線量率マップや放射性核種(Cs-134、Cs-137)の地表沈着 マップの精度が向上した[200]。



Fig. 8-45 航空機サーベイにおける地上 1m 高さの空間線量率への換算手法

(参考文献[198]:鳥居 建男, 眞田 幸尚, 杉田 武志, 近藤 敦哉, 志風 義明, 高橋 昌樹, 石田 睦司, 西澤 幸康, 卜部 嘉, 広域環境モニタリングのための航空機を用いた放射性物質拡散状況 調査, JAEA-Technology 2012-036(2012))

$$D_{1m}[\mu S\nu/h] = CR_{all} \times \frac{\exp\left(-\mu \cdot h\right)}{c_d}$$
[8.6]

CR_{all}: the total counting rate (cps)

(参考文献 [199]:Yukihisa Sanada et al., Aerial radiation monitoring around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant using an unmanned helicopter, Journal of Environmental Radioactivity, 139, 294-299 (2015))



Fig. 8-46 航空機サーベイにおける測定視野(平均化領域)

(参考文献 [200]: 眞田幸尚 他、平成 27 年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング (受託研究), JAEA-Research 2016-016 (2016))

Table 8-13 航空機サーベイにおける必要なフライトの種類

(参考文献 [200]: 眞田幸尚 他、平成 27 年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング (受 託研究), JAEA-Research 2016-016 (2016))

名称	目的	方法	頻度
テストラインフライト	空気減弱係数を算出	指定のテストライン上で高度	測線 5,000 km ごとに 1
		を変化させてフライト	回実施
テストポイントフライト	線量率換算係数を算	指定の地点上で、高度 300	測線 5.000 km ごとに 1
	出	m 高度で2分	回実施
宇宙線フライト	宇宙線の影響を調査	海上を高度 300-2,500 m	1週間1回を目安
	する	まで上昇	
Rn 影響フライト	Rn の影響を調査する	フライト前に拠点近くの測線	毎日
		上を 450-900 m まで直線	
		的に上昇	
BG フライト	機体のバックグラウンド	高度 900 m を 2 分	毎日
	を調査	(Rn 影響フライト後に実施)	
天然核種フライト	天然核種のみのスペク	Cs の影響のない場所でフラ	過去に使用実績がなけ
	トルインデックスを算出	1F	れば1回
オーバーラップ	機体間のレスポンス	指定場所をフライト	機体とRSI システムの組
フライト	補正		み合わせ毎に1回



Test line: 線量率、地形の変化が少ない場所

Fig. 8-47 高度補正及び線量率換算係数評価のためのテストラインフライト

(参考文献 [200]: 眞田幸尚 他、平成 27 年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受 託研究), JAEA-Research 2016-016 (2016))

有人へリコプターにより、森林など人が立ち入れない場所も含めた空間線量率の分布図が容易に求め られるようになった。これにより福島県及び東日本全域での空間線量率や放射性セシウムの沈着量の分 布図が作られた。

ただし、地上約 300m 上空から測定した場合に得られる測定値は、検出器からの垂線が到達した地点 を中心とする地表約 300m 直径の円の地域における平均的な値となる。このためより詳細な空間線量率 や放射性核種の沈着量の分布、例えば、放出源近傍における詳細な空間分布を求めるためには、より 低い高度を小回りよく飛行して測定する必要が生じた。しかし、有人航空機は航空法上 300m より低い 高度を飛行できない。そこで、次に紹介する無人へリコプターによる航空機モニタリングが開発された。

8.8.2 無人航空機を用いた航空機モニタリング技術

有人ヘリコプターは、航空法上地上から一定の高度(300m)以上でなければ飛行できない。また原子 力施設近傍での飛行も禁止されている。このため東電福島第一原子力発電所周辺のより詳細な空間線量 率分布や放射性セシウム濃度の分布を調査するために、より低い高度で飛行することができる無人ヘリ コプターを用いた航空機モニタリング技術が開発された。有人ヘリコプターと異なり、遠隔で高度や位 置を正確に飛行することが必要となり、あらかじめプログラミングされた航路を自立的に飛行するシステ ムが導入された(Fig. 8-48, Fig. 8-49) [294]。

さらに、これらの詳細測定を実現するための小型カメラや通信、制御システムが開発された。なお、 放射線検出器は NaI シンチレーション検出器の他、よりエネルギー分解能の優れた LBr₃(臭化ランタン) 検出器も用いられた。Fig. 8-50 は東電福島第一原子力発電所周辺の空間線量率の分布を示すが、より詳細な分布が得られている。



Fig. 8-48 放射線測定システムを装備した無人へリコプター外観



Fig. 8-49 放射線測定システムを装備した無人へリコプター外観(飛行中)

JAEA-Review 2020-077



Fig. 8-50 無人へリコプターを用いた 1F から 5km 圏内における空間線量率等の詳細分布

8.8.3 ドローン (マイクロ UAV)

除染の有無などを判断したり、ホットスポットの存在を迅速に把握するため、居住地域や河川敷き など、ある特定のエリアにおいてより詳細な汚染の分布やホットスポットの存在を迅速に、高い空間分 解能で測定するニーズに対応するため、複数の回転翼を備えたドローンに放射線測定器を取り付けて測 定する手法が開発された(Fig. 8-51)[295][296]。

ドローンは、無人ヘリコプターより小型軽量であることから低い高度を安定して飛行し測定することができる。上空で静止することが可能であり、さらに詳細な測定が可能である。



Fig. 8-51 ドローンを用いた空中放射線測定システム

以下、概略の仕様を示す。

[機器]

- ・サイズ:W9000×D9000×H500mm
- ・重量:5kg(検出器含む)
- ・ペイロード: 5.0kg
- •飛行速度:秒速2m(時速7.2km)
- ·連続飛行時間:10分程度

[特徴]

- ・安全性の高い設計
 - RTB(設定した範囲から逸脱した場合の自動帰還機能)
 - 暴走防止のための緊急動作停止機能
 - ローターを防御するガード

[ペイロード]

- ・検出器 (GAGG:Ce (2×2×2cm))
- ガドリニウム アルミニウム ガリウム ガーネット
- ・3Dマップ作成用カメラ

8.8.4 固定翼無人航空機(UARMS)

事故発生直後の空間線量率を広範囲に渡って迅速に測定するため、固定翼を備えた無人航空機 による航空機モニタリング手法についても技術開発が進められた。固定翼機は、Fig. 8-52~Fig. 8 -54に示すように下部に放射線測定器、機首部分に計測やカメラなどの機器を装備し、動力となる プロペラを背後に設置した機体を利用した。また、あらかじめ飛行経路や飛行高度を入力することによる自動飛行が可能である。この機体は宇宙航空研究開発機構が開発したもので、日本原子力研究開発機構が開発した放射線測定機器等を搭載する共同研究によって開発された[297]。

固定翼航空機は、無人ヘリコプターなどよりも航続距離、飛行時間も長く、飛行速度も速いこと から、広範囲を短時間で調査することが可能である。事故発生直後の広域の汚染分布を迅速に把握 することや汚染地域の火災時など、緊急時の航空機モニタリングとしての活用が期待されている。



Fig. 8-52 無人航空機を用いた航空機モニタリング機器

無人航空機に装備する放射線測定システムの主な仕様を下記に示す。

- ・重量:約4.9kg (検出部+データ処理部)
- ・搭載検出器:プラスチックシンチレーション検出器(76mm ϕ × 76mm)、NaI 検出器 γ 線ス ペクトロメータ(50mm ϕ × 50mm)、データ処理器

測定データは内部メモリに設定された時間間隔毎に保存、リアルタイムデータを、無線モデムを介 し地上 PC に送信、放射線検出器を無人飛行機に搭載し、地上局より長距離(数十km 程度)の遠隔操 縦が可能でかつ長時間(6時間程度)のフライトを可能とする。



Fig. 8-53 無人航空機を用いた航空機モニタリングの飛行計画の例



Fig. 8-54 無人航空機を用いた自立型飛行による空間線量率測定例

8.8.5 KURAMA 及び KURAMA-II を用いた車両モニタリング技術

KURAMA(Kyoto University RAdiation MApping system)は、京都大学原子炉実験所(現、複合原子力 科学研究所)で 東電福島第一原子力発電所事故発生後に自発的に開発された可搬型の放射線測定シス テムである。このシステムを Fig. 8-55 に示すように、通常の車両に搭載し測定値と GPS の位置情報を、 クラウド技術を用いてサーバーPC に送信し、空間線量率のマッピングを容易にする放射線測定システム である。

KURAMA は、福島事故での空間線量率の分布を迅速に確認するニーズに応えるため、既存のサーベイ メータを検出器として用いる、インターネット技術を利用するなど、安価で容易に必要数が制作できる ものとして作られた。

その後、京都大学と日本原子力研究開発機構が協力して KURAMA-II が開発された[298]。KURAMA-II は、 Fig. 8-56 に示すように浜松ホトニクス製の C12137 小型 CsI (T1)検出器を測定器として使用し、データ 処理・記録部分もナショナルインスツルメンツ製の組み込み型 PC である CompactRI05 を用いモジュール 化することで、コンパクトで操作が簡単なシステムとして構成されている。さらに日本原子力研究開発 機構がエネルギーの異なる光子フルエンスに対する応答関数 G(E)関数をモンテカルロシミュレーショ ンで求め、ICRP の換算定数を乗じて周辺線量当量 H*(10)(1 センチメートル線量当量)(µSv/h)を表 示できるようにした。また、Fig. 8-57 に示すように日本原子力研究開発機構の校正室にて実際の放射線 を照射し妥当性を確認した[195]。





Fig. 8-55 KURAMA システムの構成(左図)及び機器(右図)

(参考文献 [196]:M. Tanigaki, R. Okumura, K. Takamiya, N. Sato, H. Yoshino, H. Yamana, Development of a car-borne γ-ray survey system, KURAMA, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A726, 162–168, (2013))





Fig. 8-56 KURAMA-II システムの構成(上図)及び機器(下図)



Fig. 8-57 標準校正場における KURAMA-II の照射試験(左:放射線発生装置、右:RI 線源を用いた例) (参考文献 [195]:津田 修一,吉田 忠義,中原 由紀夫,佐藤 哲朗,関 暁之,松田 規宏,安藤 真 樹,武宮 博,谷垣 実,高宮 幸一,佐藤 信浩,奥村 良,小林 康浩,吉永 尚生,吉野 泰史,内堀 幸夫,石川 剛弘,岩岡 和輝,斎藤 公明,走行サーベイシステム KURAMA-II を用いた測定の基盤整備 と実測への適用, JAEA-Technology 2013-037(2013))

また、KURAMA-II を用いた福島県や隣県の走行サーベイの結果は、Masaki Andoh らによって、Journal of Environmental Radioactivity 139 に報告されている[298]。

8.8.6 光ファイバー検出器 (PSF) を用いたモニタリング技術

光ファイバー検出器は、外観を Fig. 8-58 に示すように、ケーブル上の検出器を用いて面的に放射線 が測定できる。



Fig. 8-58 プラスチックシンチレーション光ファイバー検出器 (PFS) 外観

(参考文献 [299]: 眞田幸尚 他, 水底の in-situ 放射線分布測定手法の開発, JAEA-Research 2014-005 (2014)) Fig. 8-59 に原理を示すが、放射線が照射されると光発するシンチレータを含んだ線状の検出器を芯 としてガラスファイバーで包み、芯のシンチレータで発光した光を全反射により両端の光電子増倍管で 測定するものである。光ファイバー検出器のある位置(Fig. 8-59 の放射線矢印)に放射線が入射すると発 光した光は、両端までの距離に応じて時間差を持って光電子増倍管に到達する。この時間差によって検 出器のどの位置が放射線を感じたかが検出される。

この光ファイバーを数本束ね、さらに絶縁被覆で包んで検出器としている。また、検出器のケーブル 部には電気的な部品も無く、防水加工されていることから水中でも使うことができる。

沼底の汚染状況を確認するためには、通常、船上から採泥器を下ろし湖底堆積物を採取し、Ge 半導体 検出器によりγ線核種で測定することになるが、人も時間も多くかかるし、測定点数も限られる。この PSF 検出システムを用いることにより、湖底の放射性核種の分布状況を容易に把握することができる [299]。



Fig. 8-59 PSF 検出器の測定原理概念図

(参考文献 [299]: 眞田幸尚 他, 水底の in-situ 放射線分布測定手法の開発, JAEA-Research 2014-005 (2014))

8.8.7 γプロッターを用いた歩行サーベイ技術

東電福島第一原子力発電所事故時の環境中の空間線量率の測定において、外部被ばく評価や除染の効 果等を確認するため、1m 高さの測定が迅速、正確に行う必要が生じた。

従来の手持ちのサーベイメータでは 1m 高さに保つためポール等を用いていたが、広範囲を測定する ためには時間や多数の要員が必要となった。また、ホットスポットの有無や除染効果の確認のため、地 表表面での測定も必要となった。これらの必要性に対応するため、Fig. 8-60 に示すγプロッターHと呼 ぶ、歩行サーベイ測定器が開発された[300]。検出器が支柱 1m 高さと 5cm 高さの位置に内蔵されており、 これらの測定値と上部に設置された GPS によって位置情報が、PC に送られ地図上に表示される。Fig. 8-61 に示すように杖のように移動しながら 1m 高さと 5cm 高さの空間線量率の分布図が作成でき、迅速性 及び正確性が飛躍的に向上した[301]。



≪仕様≫

- ・全長:H1788mm
 - ・使用検出器:プラスチックシンチレーション 検出器
- ・測定範囲:BG~1mSv/h (γ線)
- ・重量:約2kg (バッテリー含まず)
 ・電池使用時間:約7時間 (Li-ion バッテリー 使用)

Fig. 8-60 γ プロッターH の外観



Fig. 8-61 γ プロッターHを用いた歩行サーベイ状況

8.8.8 湖沼観測機器 (ROV、J-subD)

PSF は、湖底の放射線の分布を相対的に測定することができるが、堆積物中の放射性核種濃度に換算 するためには、放射線の計数と堆積物中放射性核種の濃度及びその深度分布に関する情報が必要となる。

Fig. 8-62 は、J-subD と呼ばれる湖底堆積物中の放射線検出器を測定するための測定器である[299]。 3インチ×3インチ直径のLaBr₃(Ce)シンチレーション検出の先端に円錐形のスカートを取り付け接地面 と検出器間の水を排除する空間を作っている。これにより水の遮へい効果を除くとともに検出器の測定 視野を広げることができ、効率良く湖底からのy線のスペクトルを得ることができる[299]。PSFの測定 値は、J-subD で求めた放射性核種濃度を用いて換算することにより湖底堆積物を採取することなしに、 放射性核種濃度へ換算することができる[299]。J-subD は、あらかじめ種々の湖沼について湖底堆積物 中放射性核種の深度分布に応じた換算定数を求めておく必要がある。同時にコアサンプラにて湖底堆積 物を採取し、Ge 半導体検出器にて堆積物中の放射性核種の深度分布を求め、両者の測定結果からy線ス ペクトロメータ J-subD と組み合わせて放射能(Bq/kg-wet)を求めることができる[299]。



Fig. 8-62 水底放射性核種濃度測定用 γ 線スペクトロメータ J-subD の外観

(参考文献 [299]: 眞田幸尚 他, 水底の in-situ 放射線分布測定手法の開発, JAEA-Research 2014-005 (2014))

8.8.92つの検出の高さを変えて設置したモニタリング車を用いた空間線量率の走行サーベイの精度向上

東電福島第一原子力発電所事故時において、放出された放射性核種はプルームの動き、斜面の地形や 植生などによって乾生沈着や降雨降雪等の湿性沈着により、地表に沈着した。その後、風や降雨等によ り洗い流されるなど沈着した放射性核種の再移動が起こった(ウェザリングと呼ばれる[302])。特に舗 装された道路上では雨水により洗い流され、側溝、排水路へ移動した。事故時に放出された放射性セシ ウムは、科学的にアルカリ金属として単独やイオン形では水に溶けるなど、移動しやすい形態であった と推定される。しかし、地表に沈着すると土壌の特に粘土成分と強固に結合し、容易に水に溶けなくな ったと考えられている。

このウェザリングにより、道路上の空間線量率は、事故直後から急激に低下した。

通常、緊急時には、車両に空間線量率検出器を搭載し、走りながら空間線量率分布を求める走行サーベイが行われる。走行サーベイは、歩行サーベイや手持ち測定に比べ広範囲を迅速に測定することができる。しかし、人の被ばく線量を評価するためには、車内の測定値から屋外の地上 1m 高さの空間線量率 に換算する必要がある。

さらに道路上の空間線量率を、道路周辺を考慮した空間線量率に換算しないと、道路上の空間線量率 が周辺地域の空間線量率より顕著に低い場合は過少評価になるおそれがある。これを改善するために、 緊急時モニタリング用に配備された専用のモニタリング車を用いた車外 1m 高さへの空間線量率への換 算を検討した。

その結果、Fig. 8-63 に示すように、二つの検出器を車内の高さの異なる位置に設置することにより、 1m 高さへの換算の精度が向上すること、さらに道路上のみならず周辺の空間線量率も考慮した評価がで きることを確認した。

Fig. 8-64 は、従来の車両の屋根に約 2m 高さに設置した検出器 (H1e) 及び車内のほぼ 1m 高さに検出器 (H1i) を縦軸に、車両を移動させ野外の同一地点で地上 1m 高さの空間線量率 (H1) を横軸にとりプロットしたグラフである。X 印で示される車両屋根、約 2m 高さの検出器 (H1e) から換算した 1m 高さの空間線量率 (H1: estimated) は、0.5 μ Sv/h を下回ると実際に測定された地上 1m 高さの空間線量率 (H1) より高めの値を指示する傾向があった。これは道路外の空間線量率が道路上より高い場合に測定高さが高いほど測定視野 (Field of view) が広がり散乱線の影響を受けたと考えられた。これに対して車上の二つの検出器を用いて換算した地上 1m 高さの空間線量率は、Fig. 8-65 に示すように 0.1 μ Sv/h まで相対誤差±20%以内で実測値と一致した。

この二つの検出器を用いる測定手法は、車外 1m 高さの空間線量率に加えて地上 2m 高さの空間線量率 も同時に求めることができる。2m 高さの空間線量率は測定視野が広くなり、道路周辺の空間線量率も測 定に含まれることから、1m 高さの空間線量率と 2m 高さの空間線量率の比(H2d/H1d)を取ることにより、 道路と周辺の空間線量率の違いの程度が定量的に把握できる[197]。 Fig. 8-66は、これを利用して2016年2月9日に福島市から国道114号を経由して国道6号を南下し、 東電福島第一原子力発電所周辺の走行サーベイを実施した結果である。赤色で示した区域は、H2d/H1d 比が1.15より大きく2m高さの空間線量率が1m高さの空間線量率より大きいことを示す。この原因の 一つとしては、道路周辺の地域の除染が進んでいない場合は、道路上より周辺の空間線量率が高いため、 測定位置が高くなると測定視野(Field of view)が広くなること、また道路からの距離も広がるため に、道路の外からのγ線の空間線量率に占める寄与割合が大きくなるためであった。この傾向は、モン テカルロシミュレーションでも再現できた[197]。



Fig. 8-63 モニタリング車及び放射線検出器設置位置



Fig. 8-64 二検出器を用いて福島県避難指示区域等で測定した実測値を用いた車外地上1m高さの空間 線量率の実測値(H₁)と推定値(H₁: estimated)の比較

(参考文献 [197]: Minoru Takeishi, etal., Using two detectors concurrently to monitor ambient dose equivalent rates in vehicle surveys of radiocesium contaminated land, Journal of Environmental Radioactivity, (2017))



Fig. 8-65 二検出器を用いた車外地上 1m 高さの推定値の実測値に対する相対誤差 (参考文献 [197]: Minoru Takeishi, etal., Using two detectors concurrently to monitor ambient dose equivalent rates in vehicle surveys of radiocesium contaminated land,

Journal of Environmental Radioactivity, (2017))





(参考文献 [197]: Minoru Takeishi, etal., Using two detectors concurrently to monitor ambient dose equivalent rates in vehicle surveys of radiocesium contaminated land, Journal of Environmental Radioactivity, (2017) のオリジナルデータより作成)

8.9 涸沼におけるフォールアウト核種の挙動調査

涸沼は、Fig. 8-67 に示すように茨城県大洗町、水戸市、茨城町にまたがる汽水湖である。湖面積は 約9.35km²、水深は約2.5~3.5mと浅く、那珂川に流入し那珂川の河口域で太平洋に流れる。このため、 海の潮汐、干満の影響を受け海水が周期的に遡上する。涸沼は閉鎖系ではないが一般的に閉鎖系の湖沼 は流域に沈着した放射性核種が流入することにより湖底に蓄積する傾向がある。1986年4月に発生した 旧ソ連のチェルノブイリ原子力発電所事故を契機として、涸沼の周辺流域に降下した放射性核種を集積 し、湖水や湖底堆積物、さらには魚類の濃度が上昇することが懸念された。そこで涸沼近傍に位置する 旧動力炉・核燃料開発事業団大洗工学センター(現、日本原子力研究開発機構大洗研究所)にて環境モ ニタリングの一環として涸沼の放射性核種の挙動調査を開始した。

チェルノブイリ原子力発電所事故が発生した 1986 年の湖底堆積物中の放射性核種の分布を、Fig. 8-68 に示す。チェルノブイリ原子力発電所事故由来の Cs-134、Cs-137、Ru-103 は、変動はしているもの の涸沼の流入側、中央、下流側で湖底堆積物中の濃度に大きな違いや傾向は見られなかった。このこと から Cs-134、Cs-137、Ru-103 はチェルノブイリ原子力発電所事故で飛来し、周囲の陸上環境とほぼ同じ レベルで湖面に降下、湖底に沈着したものと推定された。これに対して Pu-239+240、Am-241、Sr-90 な どは、涸沼の中央付近が流入側や流出側の湖底堆積物より高い傾向を示した。Sr-90 はチェルノブイリ 原子力発電所事故の影響が観測されているものの、Cs-137 などと異なり水に溶けやすいので湖底にはあ まり沈着しなかったのかもしれない。これらの核種は、流域からの流入も含めて時間の経過とともに中 央付近に集積した結果、中央が高いドーム型の濃度分布を示した。したがって、チェルノブイリ原子力 発電所事故の影響ではなく過去の大気圏内核実験フォールアウトに由来すると推定された[303]。

また、堆積物中 Cs-137 については、その後 1994 年まで毎年分布調査を実施した。その結果を Fig. 8-69 に示す。流入、流出部より中央付近の濃度が高い傾向を示したものの、中央部の濃度が年々高くなる ことはなく、むしろ全体に濃度が低下していった[304]。この理由として涸沼は水深が浅く、流入河川と 流出河川が明確であり、中央に蓄積しにくい構造であることが考えられた。台風などの豪雨時は、確か に流域から流入する濁水とともに Cs-137 が多く流入するが、同時に増水した湖水の流出量も増加する。 また、水深が浅いため水量が増加すると流れが速くなり底泥の巻き上げ現象も起こり、湖底堆積物に吸 着した Cs-137 の流出量も増加するため、長期的には減少傾向を示すことが分かった[305]。



Fig. 8-67 涸沼形状とサンプリング地点

(参考文献 [303]:武石 稔,川村 将,中島 尚子, 涸沼におけるフォールアウト核種の移行挙動に関す る研究(I),保健物理,Vol.28,283-289(1993))



Fig. 8-68 1986 年、チェルノブイリ原子力発電所事故直 後の湖底堆積物中放射性核種濃度の分布

(参考文献 [303]:武石 稔,川村 将,中島 尚子, 涸沼におけるフォールアウト核種の移行挙動に関す る研究(I),保健物理,Vol.28,283-289(1993))

8.10 大気中 Be-7 濃度の変動

これまでのトピックスとは少し趣を変えた話題を紹介する。

環境モニタリングは、対象となる施設の監視が大きな目的であるものの、結果として長期に亘って環 境中の放射性核種の挙動を把握することができる。異常が無ければそれで終わりということではなく、 そのデータ自体が地球科学的なデータとして貴重である。また、自然現象は極めて複雑であり、これら のデータを公開し自然科学の発展に活用することができるのではないかと考える。また、自然現象に関 する知見を得ることにより、施設の寄与の弁別、評価にも役に立つと考える。



Fig. 8-69 湖底堆積物中の Cs-137 濃度水 平分布の経年変化

(参考文献[304]:武石 稔,中島 尚子, 渡辺 均,涸沼におけるフォールアウト核 種の移行挙動研究、動燃技報,No.97、 82-86 (1996)) さて、ここで紹介するのは大気中のベリリウム-7 (Be-7) である。ベリリウム-7 (Be-7) は半減期 53.22 日の自然放射性核種であり、銀河宇宙線と上層大気中との相互作用により生成される。大気中ダストを Ge 半導体検出器にて測定するとラドン、トロン子孫核種 (Bi-214、Pb-214、Bi-212、Pb-212) の他に、 約 478keV にこの Be-7 の y 線ピークが常に検出される。環境モニタリングの担当者としては見慣れた存 在であり、K-40 の 1460keV の y 線ピークや大地からの T1-208 などと同様に把握しておくことが、異常 の検知に役立つ[306]。

ところで、銀河宇宙線は、太陽風が強くなると地球の磁気圏が強くなり弱められる。太陽風の強さは、 太陽活動と密接に関連しているが、太陽活動の変動は太陽表面の黒点にも表れる。良く知られているよ うに太陽黒点は約 11 年周期で増減を繰り返しているが、太陽黒点の発生数が多いときほど太陽活動も 活発であると言える。

つまり、太陽活動が活発であると銀河宇宙線が弱まり大気中の Be-7 の発生量は減少する。また、太陽 活動が弱まると銀河宇宙線が強まり大気中の Be-7 の発生量が増加する傾向にあると言える。

銀河宇宙線が大気に侵入しやすいのは磁力線が立っている極地であることから北に位置するほど、 Be-7の生成の影響を受けやすいと考えられる。



Fig. 8-70 大気中 Be-7 濃度の変動と太陽黒点数の変動(筆者作成)

(参考文献 [307]:青森県、浮遊じん中の Be-7 濃度、原子力施設環境放射線調査報告書(平成元年~平 成 28 年度) および参考文献 [308]: World Data Center (WDC) -Sunspot Index and Long-term Solar Observations (SILSO), SILSO data/image, Royal Observatory of Belgium, Brussels, http://www.sidc.be/silso/home (2021 年 3 月 4 日に利用)).

Fig. 8-70 は、青森県の下北半島(六ヶ所村)において観測された大気浮遊じん中の Be-7 濃度の変動 と太陽黒点数の増減をプロットしたものである。

太陽黒点数は、ほぼ11年周期での増減を繰り返している。これに対して大気浮遊じん中Be-7濃度は、 太陽黒点の11年周期に対して逆相関しているように見える。なお、大気浮遊じん中Be-7濃度が1年間 の中で変動をしているのは、夏には太平洋高気圧の勢力が優勢になり、高緯度起源の空気塊が妨げられ るのに対して冬季は高緯度地域のシベリア方面からの北西風に載りBe-7が運ばれることによって濃度 が高まることによると考えられる。

興味深いのは、平成9年から始まった太陽黒点周期は、平成22年頃まで続いたように見え、13年あ るいは14年周期に伸びているように見える。また周期の最大値における黒点数は、平成2年、平成12 年、平成26年と少なくなっているが、大気中Be-7は、これに逆比例して最大値が増加してきているよ うに見える。おそらく太陽風や磁力線等の強度も弱くなり銀河宇宙線が妨げられず、これによって生成 される Be-7 の濃度も増加したと考えられる。青森県、特に下北半島は北西からの大気が日本海を渡っ て直接到達しやすいと考えられることから Be-7 の濃度の観測結果が、銀河宇宙線や太陽活動に関する 情報を反映しやすいと思われる。

筆者は、もっと南の茨城県東海村や福井県敦賀市でも同様な Be-7 の濃度変動と太陽黒点の影響を調べて見た。しかし、青森地域のように明確な傾向は把握できなかった。この原因としては、大陸からの低緯度の移動性低気圧や高気圧などの移動及び太平洋の南からの台風の接近、通過などにより、大気中 Be-7 含む大気がかく乱され、生成時の濃度情報が影響を受けると思われる。Be-7 やそのほかの自然に 生成される放射性核種を用いることにより太陽活動等の情報が得られたり、また大気循環のトレーサー として用いることができるかも知れない。

同じ考え方で海洋や陸水系の環境モニタリングデータが、環境中での物質循環の研究にも活用できる 可能性がある。ただし、そのためには有意なデータが必要である。施設の安全確認、監視という目的の ためには、検出下限値をむやみに下げる必要は無いが、施設寄与の原因調査のためのバックグラウンド の水準調査との観点での調査として実施していくことが有益と考える。

第9章 終わりに

環境モニタリングは、放射線や放射性核種の環境影響を監視及び評価するための重要な手段である。 放射線や放射性核種は目に見えず、臭いもせず、味もしないなど、五感で感じることができない。

放射線を監視するためには、見えない放射線や放射性核種を見えるようにすることである。

環境モニタリングは、環境中の放射線や放射性核種を測定、分析してその影響を評価するための技術 である。また、放射線による環境中における被ばくの影響を実際に測定した結果を用いて示すことであ る。どのような言葉も実際の測定値が無ければ説得力をもたない。事実に勝るものは無いが、事実であ ることを示すのも難しい。特に環境モニタリングは抜き取り検査である。例え実際の測定値であったと しても、その環境を代表しているとは限らない。測定結果が正しいことを常に検証することも重要であ る。環境モニタリングを正しく行い、その結果を解析評価し実際の環境影響を正しく示すこと、見えな い放射線を見えるようにすることが何よりも重要なことである。このことは、図らずも東電福島第一原 子力発電所事故に伴う環境モニタリングを通して改めて痛感した。様々な機関が、独自の測定結果を得 て異なる環境影響を主張した。本当に正しい環境モニタリングは、計画、測定、解析、評価を通して、 全ての信頼性が客観的に証明されなければならない。

このため環境モニタリングに従事する者は、知識、技術を正しく身に着け、繰り返し実践して、日々 研鑽を積むことが大切である。

なお、ここに収録した成果は、日本原子力研究開発機構内にとどまらず国内外の多くの研究者、技術 者の努力に基づくものである。ただし、取り上げた内容や考え方は私の主観や経験によるものであり、 客観的に見ると偏りがあるかもしれない。読者の方々はこれを全て是とせず、直接、参考文献を確認し て頂き、自らの知識を構築されることを希望する。

この報告書が環境モニタリング業務に従事する皆様のスキルの向上のきっかけとなれば幸いである。

謝辞

筆者は、昭和51年(1976年)に旧動力炉・核燃料開発事業団に入社し、東海再処理施設に係る放射線 管理業務に従事した。その後は、昭和57年より東海事業所安全管理部環境安全課、大洗工学センター 安全管理部安全対策課環境係、敦賀本部環境監視課、青森県六ヶ所村に所在する日本原燃株式会社環境 管理センターにおいて環境モニタリング業務に従事した。東電福島第一原子力発電所事故の対応におい ては、文部科学省、非常災害対策センター(EOC)において JAEA チームの一員として環境モニタリング データのとりまとめを行った。その後、福島研究開発部門福島環境安全センター(現、環境影響研究デ ィビジョン)においての環境回復に係る放射線計測技術関係の業務に従事した。環境モニタリング業務 を一貫して担当し、先輩や同僚、後輩から様々な知識や技術を学ばせていただいた。今回、本報告書に 含めた内容は、当時の職員や協力会社員などが業務に専心した成果のほんの一部である。特に2020年6 月1日にご逝去された石田順一郎氏からは入社以来の御指導を頂いた。また、東電福島第一原子力発電 所事故発生時には、真っ先に福島県に赴き環境モニタリング、除染、環境回復の陣頭指揮をとられた。 ここに石田様と奥様への心からの感謝を表します。

なお、この報告書をまとめるに当たって廃炉環境国際共同研究センター環境影響研究ディビジョンの 操上広志氏、この他、黒澤重行様、大木法子様には報告書作成にあたって多大なご支援を頂いた。ここ に心からの謝意を表する。

参考文献

- [1] 片岡 龍峰,太陽フレアと宇宙災害, ISBN 978-4-14-910974-9, NHK 出版(2018), 159p.
- [2] 原子力百科事典 ATOMICA, 生命進化における放射線 (09-02-01-01), https://atomica.jaea.go.jp/data/detail/dat detail 09-02-01-01.html (2020 年 11 月 4 日に利用).
- [3] ICRP Publication 60, 国際放射線防護委員会の 1990 年勧告, 日本アイソトープ協会, (1991), 236p.
- [4] 日本放射化学会,放射化学の事典;武石 稔,環境放射線モニタリング,VI-06, 200-201(2015), 朝倉書店.
- [5] ICRP Publication 103, 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告, 日本アイソトープ協会,
 (2009), 281p.
- [6] UNSCEAR, The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, https://www.unscear.org/ (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [7] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2000 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, ANNEX C Exposures to the public from man-made sources of radiation, 291p.
- [8] 日本放射化学会,放射化学の事典;青山道夫,大気圏内核実験とフォールアウト, VI-02, 194-195(2015),朝倉書店.
- [9] 三浦 信,大和 愛司,圷 憲,成田 脩,野村 保,黒須 五郎,須藤 雅之,篠原 邦彦,片桐 裕 実,神 和美,渡辺 均,並木 篤,浅野 智宏,田川 博,宮永 尚武,小山田 常夫,北原 義久, 吉村 征二,宮河 直人,再処理工場周辺環境放射線監視年報 1981 年(1月~12月),PNC TN844 82-03(1982), 165p.
- [10] 武石 稔,中野 政尚,國分 祐司,河野 恭彦,前嶋 恭子,東海再処理施設における低放射性液 体廃棄物の海洋放出に係る環境モニタリング結果-ホット試験から役務処理運転終了までに海洋 環境に放出した放射性核種の影響評価について-,JAEA-Review 2008-044 (2008), 93p.
- [11] 気象研究所 環境・応用気象研究部予報研究部, Artificial Radionuclides in the Environment=環境に おける人工放射能の研究 2015 (2016).
- [12] 文部科学省,環境放射能調査研究,成果論文抄録集,日本の環境放射能と放射線ライブラリー (第 53 回~41 回),(第 40 回~1 回),http://www.kankyo-hoshano.go.jp/08/08_0.html(2020 年 10 月 30 日に利用).
- [13] 原子力百科事典 ATOMICA, 国際原子力機関の成立 (16-03-01-03),
 http://atomica.jaea.go.jp/data/detail/dat_detail_16-03-01-03.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [14] 原子力委員会,原子力安全委員会指針集,改訂13版,大成出版社(2011).
- [15] 日本原子力発電株式会社,東海発電所の廃止措置,日本初の商業用原子力発電所解体に着手, http://www.japc.co.jp/tokai/haishi/tokai_haishi.html (2020年11月5日に利用).

- [16] U.S. Nuclear Regulatory Commission, Regulatory Guide 1.109, Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance With 10 CFR Part 50, Appendix I (1977).
- [17] ICRP Publication 1, 国際放射線防護委員会勧告(1958年9月採択), 仁科記念財団, 日本放射性 同位元素協会(1960).
- [18] ICRP Publication 6, 国際放射線防護委員会勧告(1959年修正, 1962年改訂), 仁科記念財団, 日本アイソトープ協会(1965).
- [19] ICRP Publication 9, 国際放射線防護委員会勧告(1965年9月17日採択),日本アイソトープ協会,仁科記念財団(1967).
- [20] ICRP Publication 26, 国際放射線防護委員会勧告(1977年1月17日採択),日本アイソトープ協会,仁科記念財団(1977).
- [21] IAEA, Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems, Technical Reports Series No.172, IAEA(1976), 131p.
- [22] IAEA, Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No.332, IAEA(1992), 74p.
- [23] IAEA, Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, IAEA-TEC DOC-1091, IAEA(1999), 548p.
- [24] ICRP Publication 91, ヒト以外の生物種に対する電離放射線のインパクト評価の枠組み,日本ア イソトープ協会(2005).
- [25] 原子力百科事典 ATOMICA, 夜光塗料による放射線がんの発生 (09-03-01-10), https://atomica.jaea.go.jp/data/detail/dat_detail_09-03-01-10.html (2020年11月5日に利用).
- [26] 原子力百科事典 ATOMICA, 放射線防護の歴史 (09-04-01-01),
 https://atomica.jaea.go.jp/data/detail/dat_detail_09-04-01-01.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [27] 大山ハルミ,山田武,低線量放射線の健康影響一放射線ホルミシス, RADIOISOTOPES, 46, 360-370(1997).
- [28] ICRP, http://www.ICRP.org/index.asp (2020年11月5日に利用).
- [29] UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982 Report to the General Assembly, with annexes, Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, ANNEX D: Exposures to radon and thoron and their decay products (1982).
- [30] ICRP Publication 65,家庭と職場におけるラドン-222 に対する防護,日本アイソトープ協会 (1995).
- [31] ICRP Publication 115, ラドンと子孫核種による肺がんのリスク・ラドンに関する ICRP 声明,日本アイソトープ協会(2017).
- [32] ICRP Publication 7, 放射性物質の取り扱いに関連する環境モニタリングの諸原則,日本アイソト ープ協会,仁科記念財団(1967).

- [33] ICRP Publication 29, 放射性核種の環境への放出;人に対する線量の算定,日本アイソトープ協会,仁科記念財団(1982).
- [34] ICRP Publication 43, 公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則, 日本アイソトープ協会 (1986).
- [35] ICRP Publication 108, 環境防護―標準動物及び標準植物の概念と使用―, 日本アイソトープ協会 (2017).
- [36] 原子力百科事典 ATOMICA, 米国の放射線防護政策と科学アカデミー 研究審議会 (13-01-03-19), https://atomica.jaea.go.jp/data/detail/dat_detail_13-01-03-19.html (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [37] IAEA, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards(GSR Part 3), IAEA Safety Standards (2014), 436p.
- [38] IAEA, Programmes and Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring, Safety Reports Series No.64 (2010), 234p.
- [39] IAEA, Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency, IAEA Safety Standards Series No.GS-R-2 (2002), 72p.
- [40] IAEA, Preparedness and Response for a Nuclear or Radiological Emergency, IAEA Safety Standards Series No.GSR Part 7 (2015), 102p.
- [41] IAEA, Arrangements for Preparedness for a Nuclear or Radiological Emergency, GS-G-2.1 (2007), 145p.
- [42] IAEA, Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency, IAEA-TECDOC-1092 (1999), 306p.
- [43] IAEA, Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency, IAEA-TECDOC-1162(2000).
- [44] IAEA, IAEA Response and Assistance Network, EPR-RANET 2010, Vienna (2010).
- [45] IAEA, IAEA Response and Assistance Network, EPR-RANET 2013, Vienna (2013).
- [46] IAEA, IAEA Emergency Preparedness and Response (EPR), IAEA Incident and Emergency Centre, https://www.iaea.org/topics/emergency-preparedness-and-response-epr (2021年3月4日に利用).
- [47] 原子力規制関係法令研究会 編著, 2014 年原子力規制関係法令集, 大成出版社(2014).
- [48] 原子力委員会,発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針,原子力安全委員会指針 集,改訂13版,404-408,大成出版社(2011).
- [49] 原子力防災法令研究会 編著, 原子力災害対策特別措置法解説, 大成出版社(2000).
- [50] 茨城県東海地区環境放射線監視委員会,環境放射線監視季報,茨城県,
 http://www.pref.ibaraki.jp/seikatsukankyo/gentai/anzen/nuclear/kanshi/kanshikaisaikekka.html (2020 年 11 月 5 日に利用).

- [51] 青森県,青森県原子力施設環境放射線調査報告書 http://www.pref.aomori.lg.jp/nature/kankyo/monitor_result_report.html (2020年11月5日に利用).
- [52] 福井県環境放射能測定技術会議,原子力発電所周辺の環境放射能調査,福井県, http://www.houshasen.tsuruga.fukui.jp/pages/conference/index.html (2020年11月18日に利用).
- [53] 原子力委員会,環境放射線モニタリング中央評価専門部会の設置について(昭和 49 年 12 月 24 日), http://www.aec.go.jp/jicst/NC/about/ugoki/geppou/V19/N12/197406V19N12.html(2021 年 3 月 4 日に利用).
- [54] 原子力安全委員会,環境放射線モニタリング指針,原子力安全委員会審査指針集,改訂 13 版, 1564-1636,大成出版社(2011).
- [55] 原子力規制委員会,平成24年度年次報告書,参考資料 審議会・検討チーム等名簿,67-74(2012).
- [56] 原子力規制庁監視情報課,平常時モニタリングについて(原子力災害対策指針補足参考資料)
 (平成 30 年 4 月 4 日), https://www.nsr.go.jp/activity/monitoring/heijouji.html (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [57] 原子力規制庁監視情報課;緊急時モニタリングについて(原子力災害対策指針補足参考資料) (2019).
- [58] 使用済燃料の再処理事業に関する規則(昭和46年3月27日総理府令第10号).
- [59] 核燃料物質の加工の事業に関する規則等の既定に基づき、線量限度等を定める告示, (平成12 年12月26日, 科技庁告示第13号).
- [60] Mitchell D. Erivkson, The Procedures Manual of the Environmental Measurements Laboratory, HASL-300 (1997).
- [61] 米国試験材料協会, (旧 American Society for Testing and Materials_ASTM:米国試験材料協会), https://www.astm.org/(2021年3月4日に利用).
- [62] 原子力規制庁,日本の環境放射能と放射線,https://www.kankyohoshano.go.jp/series/pdf series index.html(2021年3月4日に利用).
- [63] International Organization for Standardization, ISO, https://www.iso.org/home.html (2021年3月4日 に利用).
- [64] The United Kingdom Accreditation Service, UKAS, https://www.ukas.com/(2020年9月16日に利用).
- [65] The NELAC Institute, National Environmental Laboratory Accreditation Program (NELAP), https://nelac-institute.org/content/NELAP/index.php (2020年9月16日に利用).
- [66] The National Institute of Standards and Technology (NIST), National Voluntary Laboratory Accreditation Program (NVLAP), https://www.nist.gov/nvlap (2020年9月16日に利用).
- [67] 量子科学技術研究開発機構 放射線医学総合研究所, https://www.nirs.qst.go.jp/index.shtml (2021 年3月4日に利用).

- [68] 日本アイソトープ協会,沿革, https://www.jrias.or.jp/association/cat13/413.html (2021年3月4日 に利用).
- [69] 日本放射化学会,設立趣意書,http://www.radiochem.org/community/purpose.html (2021年3月4日に利用).
- [70] 日本原子力学会,日本原子力学会の概要,https://www.aesj.net/about_us/outline (2021 年 3 月 4 日 に利用).
- [71] 日本放射線影響学会,沿革,https://www.jrrs.org/about/history.html (2021年3月4日に利用).
- [72] 日本保健物理学会,学会案内,http://www.jhps.or.jp/cgi-bin/info/page.cgi (2021年3月4日に利用).
- [73] 金沢大学環日本海域環境研究センター,低レベル放射能実験施設,http://www.ki-net.kanazawau.ac.jp/coop/facilities/(2021年3月4日に利用).
- [74] 環境科学技術研究所, http://www.ies.or.jp/index.html(2021年3月4日に利用).
- [75] 「環境放射能」研究会, http://rcwww.kek.jp/enviconf/(2021年3月4日に利用).
- [76] 環境放射能とその除染・中間貯蔵および環境再生のための学会,http://khjosen.org/index.html (2021年3月4日に利用).
- [77] 福島大学環境放射能研究所,研究所案内,http://www.ier.fukushima-u.ac.jp/web/a_overview.html (2021年3月4日に利用).
- [78] 自然科学研究機構 核融合科学研究所、トリチウム研究会 2020、一般共同研究研究会「原型炉におけるトリチウムの課題」、https://workshop.nifs.ac.jp/tritium_2020a/(2020年9月7日に利用).
- [79] 原子力災害対策本部、「環境モニタリング強化計画」について、文部科学省、(2011)、
 https://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/018/shiryo/__icsFiles/afieldfile/2011/07/06/130816
 0 7 1.pdf (2020 年 9 月 16 日に利用).
- [80] 原子力規制委員会,放射線モニタリング情報ポータルサイト,計画,原子力規制庁, https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/511/list-1.html(2021年3月4日に利用).
- [81] 原子力規制委員会,原子力施設災害対策指針,(2020), https://www.nsr.go.jp/data/000332851.pdf (2021年3月4日に利用).
- [82] 山縣 登, 環境放射能測定法, 共立出版(1969), 256p.
- [83] 佐伯 誠道 他編,環境放射能一挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価,ソフトサイエンス社 (1984),546p.
- [84] IAEA, Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection, IAEA Safety Standards Series RS-G-1.8, (2005).
- [85] 坪倉正治,原子力発電所事故後における福島県相馬地区住民の健康について一相馬・南相馬市の 健診結果から,特集2原子力発電所事故被災長期避難住民の暮らしをどう再建するか,学術の 動向,22巻4号,p.4_67-4_71,(2017).

- [86] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2013 Report, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, Volume I, Scientific Annex A, UNSCEAR 2013 年報 告書,電離放射線の線源,影響およびリスク,第I巻,科学的附属書 A, (2014).
- [87] IAEA, Operational Intervention Levels For Reactor Emergencies, EPR-NPP-OILs (2017).
- [88] 原子炉等規制法,実用発電用原子炉の設置,運転等に関する規則,67条記録.
- [89] 気象庁, アメダス, http://www.jma.go.jp/jp/amedas/ (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [90] 気象庁,気象データ高度利用ポータルサイト,http://www.data.jma.go.jp/developer/index.html (2021 年3月4日に利用).
- [91] 東京電力福島原子力発電所における事故調査・検証委員会、中間報告、(2011), http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/icanps/(2021 年 3 月 4 日に利用).
- [92] Masamichi CHINO etal., Preliminary Estimation of Release Amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs Accidentally Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere, Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY, Vol. 48, No. 7, p. 1129-1134 (2011).
- [93] 原子力安全委員会,原子力安全委員会専門部会報告書,発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量評価について(平成元年3月27日原子力安全委員会了承,平成13年3月29日一部改訂)(2001).
- [94] ICRP Publication 101 Part1,公衆の防護を目的とした代表的個人の線量評価・放射線防護の最適 化:プロセスの拡大,日本アイソトープ協会(2009).
- [95] 原子力委員会,発電用原子力施設の安全解析に関する気象指針(昭和 57 年 1 月 28 日,一部改訂 平成13 年 3 月 29 日),原子力安全委員会指針集,改訂13 版,374-403,大成出版社(2011).
- [96] 篠原 邦彦,浅野 智宏,成田 脩, ORION-II:原子力施設からの放射性物質の大気放出に起因する環境中濃度及び被ばく線量を評価するための計算コード, PNC TN8410 87-17(1987),69p.
- [97] 住谷 秀一,松浦 賢一,中野 政尚,竹安 正則,森澤 正人,小沼 利光,藤田 博喜,水谷 朋子,渡辺 一,菅井 将光,環境放射線(能)監視マニュアル, JAEA-Review 2009-064 (2010), 166p.
- [98] Masanori Takeyasu, Toshimitsu Onuma and Shuichi Sumiya, ORION-WIN : A Computer Code to Estimate Environmental Concentration and Radiation Dose Due to Airborne Discharge of Radioactive Materials from Nuclear Facilities, JAEA-Data/Code 2012-011 (2012), 28p.
- [99] IAEA, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical Reports Series No.472, (2010), 194p.
- [100] IAEA, Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environments, Technical Reports Series No.422, (2004), 95p.
- [101] 飯嶋 敏哲, 白石 忠男, ANDOSE-A Computer Code for Calculating Annual Doses to Man from Routine Releases of LWR Effluents for the Purpose of Evaluating, JAERI-M 8481(1979), 163p.

- [102]篠原 邦彦,野村 保,岩井 誠,ORION:原子力施設からの大気放出に起因する環境中放射性核 種濃度及び被曝線量を評価するための計算コード,PNC TN841 83-42(1983),69p.
- [103] 北原 義久, 岸本 洋一郎, 成田 脩, 篠原 邦彦, 想定事故評価に用いる大気拡散計算方法及び計 算コード: PANDA-相対濃度(X/Q)相対雲γ線量率(D/Q)-, PNC TN841 79-03(1979), 65p.
- [104] M. Takeyasu, T. Iida, H. Watanabe, M. Takeishi, A. Yamamoto, Simulation of the atmospheric dispersion of ⁸⁵Kr from a reprocessing plant over a coastal area, Performance examination of an emergency environmental radiation dose evaluation code system, SIERRA-II, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol.275, No.1, 43-54, (2006).
- [105] 竹安 正則, 武石 稔, 放出放射性物質による緊急時線量シミュレーションシステム (SIERRA-II)の開発, JAEA-Data/Code 2011-019 (2012), 23p.
- [106]原子力安全委員会,東電福島第一原子力発電所事故に関する W-SPEEDI による試算結果の公表について,原子力規制委員会, http://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/9483636/www.nsr.go.jp/archive/nsc/jaea_wspeedi/index.html (2020年10月30日に利用).
- [107] ICRP, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, ICRP Publication 74, Annals of the ICRP, Vol.26, No.3-4, (1996).
- [108]遠藤 章, 放射線防護で用いられる線量について, 第9回原子力委員会, 資料第1号, 内閣府原
 子力委員会(2012), http://www.aec.go.jp/jicst/NC/iinkai/teirei/siryo2012/siryo09/siryo1.pdf(2021年 3月4日に利用).
- [109] ICRP, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients, ICRP Publication 72, Annals of the ICRP, Vol.26, No.1 (1996).
- [110] ICRP, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60, ICRP Publication 119. Annals of the ICRP, Vol.41(Suppl.) (2012).
- [111] ICRU, Determination of dose equivalents resulting from external radiation sources, ICRU Report 39 (1985).
- [112] 原子力安全技術センター,被ばく線量の測定・評価マニュアル(2000年度版), p.140(2000).
- [113] 中野 政尚,細見 健二,外間 智規,東海再処理施設周辺の環境放射線モニタリングにおける東 電原子力発電所事故後の平常の変動幅の設定,保健物理, Vol.52, No.4, 275-284 (2017).
- [114] 原子力規制委員会,再処理施設事業指定申請書 添付資料 7 再処理施設の放射線管理に関する 説明書, https://www.nsr.go.jp/data/000308121.pdf (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [115]篠原 邦彦, 環境線量当量評価に用いる環境パラメータ設定の一例について, 技術小論, 動燃技 報, No.77, 118-121(1991).

- [116] 文部科学省、日本原子力研究開発機構、放射線測定に関するガイドライン(2011)、
 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/1000/108/24/111021Radiation_measurement_guideline.pdf (2021 年3月4日に利用).
- [117] 文部科学省、日本原子力研究開発機構、学校等における放射線測定の手引き(2011)、 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/1000/105/30/1000_082614_3.pdf(2020年11月5日に利用).
- [118] 国民生活センター,比較的安価な放射線測定器の性能(2011),http://www.kokusen.go.jp/pdf/n-20110908 1.pdf (2020年11月5日に利用).
- [119] 福島県, 福島県放射能測定マップ, http://fukushima-radioactivity.jp/pc/ (2020年11月5日に利用).
- [120]原子力規制庁監視情報課,連続モニタによる環境γ線測定法,放射能測定法シリーズ No.17,原子 力規制庁, (2019), https://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/pdf_series_index.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [121]日本規格協会,放射性表面汚染モニタ校正用標準線源-α線, β線及びX・γ線放出核種, (JIS Z 4334:2019), (2019).
- [122] 日本規格協会,放射性表面汚染測定法-β線放出核種(最大エネルギー0.15MeV以上)及びα線 放出核種, (JIS Z 4504:2008(ISO 7503-1:1988)), (2008).
- [123] 文部科学省,全ベータ放射能測定法,放射能測定法シリーズ No.1(1976).
- [124] 文部科学省,液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法(平成8年改訂),放射能 測定法シリーズ No.23 (1996).
- [125] 文部科学省, ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スベタトロメトリー(平成4年改訂), 放射能測定法シリーズ No.7 (1992).
- [126] 文部科学省,環境試料中全アルファ放射能迅速分析法,放射能測定法シリーズ No.31 (2004).
- [127] Yang Shao, Guosheng Yang, Hirofumi Tazoe, Lingling Ma, Masatoshi Yamada, Diandou Xu, A review of measurement methodologies and their applications to environmental ⁹⁰Sr, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 192, 321-333 (2018).
- [128] 國分 祐司, 横山 裕也,藤田 博喜,中野 政尚,住谷 秀一,加速器質量分析法で測定した東海 再処理施設 10 km 圏内における土壌中¹²⁹ I 及び¹²⁷ I 濃度,保健物理, Vol.48, No.4, 193-199 (2013).
- [129] 文部科学省,環境試料採取法,放射能測定法シリーズ No.16(1983).
- [130]岩井 誠,石田 順一郎,宮河 直人,渡辺 均,林 直美,武石 稔,佐藤 悦朗,田川 博,並木 篤,住谷 秀一,動力炉・核燃料開発事業団東海事業所標準分析作業法 周辺環境管理編,PNC TN8520 86-011(1986).
- [131]飛田 和則,渡辺 均,清水 武彦,住谷 秀一,森澤 正人,森田 重光,吉田 美香,中野 政尚, 動力炉・核燃料開発事業団東海事業所標準分析作業法 周辺環境管理編, PNC TN8520 94-009 (1994),755p.
- [132] Parr Instrument Company, 燃焼装置 Parr 燃焼システム, https://www.parrinst.com/products/non-stirred-pressure-vessels/(2021年3月4日に利用).
- [133]岩井 誠,武石 稔,宮永 尚武,並木 篤,石田 順一郎,野村 保,環境試料中安定ヨウ素の分 析法の検討―選択性イオン電極法を用いた迅速測定法の開発―,PNC TN843 84-12(1985), 59p.
- [134] 文部科学省,放射性ストロンチウム分析法,放射能測定法シリーズ No.2 (2003).
- [135] 桑和貿易株式会社,抽出クロマトグラフィー用レジン及びパックドカラム,http://www.sowatrading.co.jp/productslist/EIC01.php?id=4 (2020年5月29日に利用).
- [136] 原子力規制庁,放射能測定法シリーズ,日本の環境放射能と放射線、ライブラリー,
 http://www.kankyo-hoshano.go.jp/series/pdf_series_index.html (2020年11月5日に利用).
- [137] 原子力規制委員会,環境放射線モニタリング技術検討チーム,
 https://www.nsr.go.jp/disclosure/committee/yuushikisya/kankyo_housyasen/index.html (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [138]経済産業省,化学物質管理,https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/index.html (2020 年5月20日に利用).
- [139]経済産業省,化学物質管理指針, https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/information/info2.html(2020年5月20日に 利用).
- [140]経済産業省、化審法とは、
 - https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/about_index.html (2020年6月 10日に利用).
- [141]厚生労働省,職場のあんぜんサイト,GHSとは,GHSのシンボルと名称,

https://anzeninfo.mhlw.go.jp/user/anzen/kag/ghs_symbol.html (2020年5月28日に利用).

[142] 経済産業省,化学物質排出把握管理促進法,

https://www.meti.go.jp/policy/chemical management/law/ (2020年6月10日に利用).

[143]経済産業省、オゾン層保護・温暖化対策、

https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/ozone/index.html (2020年6月10日に利用).

- [144]水質汚濁防止法(平成 29 年 6 月 2 日公布(平成 29 年法律第 45 号)改正), https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=345AC0000000138 (2020 年 6 月 10 日に利用).
- [145]大気汚染防止法(平成 29 年 6 月 2 日公布(平成 29 年法律第 45 号)改正), http://www.env.go.jp/air/osen/law/(2020 年 6 月 10 日に利用).
- [146]環境省,土壤汚染対策法について,http://www.env.go.jp/water/dojo/law.html(2021年3月4日に利用).

- [147]高圧ガス保安法(令和元年6月14日公布(令和元年法律第37号)改正, https://elaws.egov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=326AC0000000204(2020年6月10 日に利用).
- [148]廃棄物の処理及び清掃に関する法律(平成 29 年 6 月 16 日公布(平成 29 年法律第 61 号)改正), https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=345AC0000000137(2020 年 6 月 10日に利用).

[149] 電波法(令和元年6月5日公布(令和元年法律第23号)改正),

- https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=325AC0000000131 (2020年6月10日に利用).
- [150] 放射性同位元素等の規制に関する法律(放射性同位元素規制法)(RI 規制法), https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=332AC0000000167(2020年6月10日に利用).
- [151] 電離放射線障害防止規則(令和元年8月30日公布(令和元年厚生労働省令第37号)改正),
 https://elaws.e-gov.go.jp/search/elawsSearch/elaws_search/lsg0500/detail?lawId=347M50002000041
 (2020年6月10日に利用).
- [152]田中 龍彦, JIS 使い方シリーズ 化学分析の基礎と実際,日本規格協会,第3版(2016).

[153]日本規格協会,数値の丸め方, (JIS Z 8401-2019), (2019).

- [154]茨城県東海地区環境放射線監視委員会,環境放射能測定データ報告要領 線量当量算出要領(平 成3年度改訂)(1991).
- [155]日本アイソトープ協会 編,アイソトープ手帳 11版,(2011).
- [156]上本 道久, 検出限界と定量下限の考え方, ぶんせき, No.425, 2010 (5), 216-221 (2010).
- [157]佐藤 兼章,検出限界等について,原子力安全委員会,環境放射線モニタリング指針検討会,環 指第 3-4 号(2007).
- [158]製品評価技術基盤機構,不確かさの入門ガイド,ASG104,(2016).
- [159]城野 克広, 津越 敬寿, 技能試験の概要とその統計的方法, ぶんせき, 2014(4), 152-160, (2014).
- [160]日本規格協会,適合性評価-技能試験に対する一般要求事項, (JIS Q 17043:2011), (2011).
- [161]日本規格協会,試験所間比較による技能試験のための統計的方法 c (JIS Z 8405:2008), (2008).
- [162]日本規格協会,試験所及び校正機関の能力に関する一般要求事項, (JIS Q 17025:2005), (2005).
- [163]原子力規制委員会,緊急時におけるゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトル解析法,放 射能測定法シリーズ No.29, (2018).
- [164] 原子力規制委員会,放射線モニタリング情報,積算線量推定マップ等,原子力規制庁, https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/193/list-1.html (2020年6月11日に利用).

[165] 原子力安全委員会, 原子力安全委員臨時会議資料, (平成 23 年).

- [166] 原子力規制委員会,放射線モニタリング情報,航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果,原子力規制庁,http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html(2021年2月8日に利用).
- [167] 原子力規制委員会,福島県及びその近隣県における航空機モニタリングの測定結果について(平 成 30 年 2 月 20 日),原子力規制庁,(2018),

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/14000/13500/24/180220 12th air.pdf (2021年2月8日に利用).

[168]日本原子力研究開発機構,平成27年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射 性物質の分布データの集約事業成果報告書,原子力規制庁,

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/564/list-1.html (2021年2月8日に利用).

- [169] 宮原 要,環境回復・環境動態研究における活動状況,平成28年度福島研究開発部門 成果報告
 会,(2017), https://fukushima.jaea.go.jp/report/document/20170214.html(2020年11月5日に利用).
- [170] 日本規格協会,環境 y 線連続モニタ, (JIS Z 4325:2008), (2008).
- [171] 文部科学省(科学技術・学術政策局 原子力安全課防災環境対策室),連続モニタによる環境 γ 線測定法 平成 8 年改訂,放射能測定法シリーズ No.17,(1996).
- [172]堤 正博, 森内 茂, 斎藤 公明, 3" Φ球形 NaI (Tl) シンチレーション検出器の実効線量当量評 価用 G(E)関数 (スペクトルー線量変換演算子), JAERI-M 89-196 (1989), 30p.
- [173]堤 正博, 斎藤 公明, 森内 茂, 実効線量当量単位に対応した NaI (Tl) シンチレーション検出器の G(E)関数 (スペクトル-線量変換演算子)の決定, JAERI-M 91-204 (1991), 152p.
- [174]森内 茂,堤 正博,斎藤 公明,各種形状寸法の NaI (Tl) シンチレーション検出器のγ線応答関数の整備と試験,保健物理,Vol.42, No.1,71-83 (2007).
- [175] 西沢 博志, 渡辺 幸信, アンフォールディング法を用いた NaI シンチレーターによる放射能分析 装置, Isotope News 2016 年 1 月号, No.741, 40-44 (2016).
- [176]竹安 正則,小沼 利光,武石 稔,藤田 博喜,森澤 正人,渡辺 一,菅井 将光,東海再処理施 設周辺の空間放射線線量率の変動要因について、日本保健物理学会第 41 回研究発表会、P-③-5 (2007).
- [177]下 道國, 真田 哲也, 藤高 和信, 湊 進, 日本の自然放射線による線量, Isotope News, 2013 年 2月号, No.706, 23-32 (2013).
- [178]大久保 英樹, 庄司 博光, 木村 秀樹, 齋藤 稔, 工藤 英嗣, 永井 進, 空間放射線量率測定結果 に基づく施設起因の線量の推定・評価方法の検討, 青森県原子力センター所報, 第2号, 平成19 年度, 3-16 (2007).
- [179]小川登,降雨に伴う空間 y 線線量率上昇, Isotope News, 2006年8月号, 6-8(2006).

[180] 原子力百科事典 ATOMICA, フォーブシュ減少、宇宙放射線の種類 (09-01-06-02)、

https://atomica.jaea.go.jp/dic/detail/dic_detail_2332.html (2021 年 2 月 17 日に利用).

[181]上田 武典,宇宙線と雲の関係の研究,甲南大学,宇宙線粒子研究室学部,卒業論文(2012).

- [182] 青森県,原子力施設環境放射線調査報告書(平成 20 年度報),[付 3],再処理工場のアクティブ試験 に伴う環境への影響について(平成 20 年度第 2 四半期)(平成 20 年度第 2 四半期報掲載), 321-338 (2009).
- [183] Tatsuo Torii, Minoru Takeishi, and Teruo Hosono, Observation of gamma-ray dose increase associated with winter thunderstorm and lightning activity, Journal of Geophysical Research, Vol. 107, No. D17, 4324 (2002).
- [184] 鳥居建男, 雷雲中における放射線発生メカニズムに関する研究,大阪大学学位論文(2003).
- [185] 細谷 梨沙, 佐藤 尚光, 清水 武彦, 小林 秀雄, モニタリングポスト用電離箱検出器におけるノ イズ発生と対策, サイクル機構技報, No.25, 25-32 (2004).
- [186]北原 義久, 岸本 洋一郎, 大和 愛司, 成田 脩, 黒須 五郎, 野村 保, 藤岡 章, 須藤 雅之, 篠原 邦彦, 郷田 正, 片桐 裕実, 宮河 直人, 木村 均, 竹松 光春, 並木 篤, 小山田 常夫, 宮永 尚武, 倉林 美積, 再処理施設周辺環境放射線監視年報 1978 年(1 月~12 月), PNC TN844 79-08 (1979).
- [187] 金盛 正至, JCO 臨界事故の終息作業, JAEA-Technology 2009-073 (2010), 40p.
- [188]原子力安全委員会、ウラン加工工場臨界事故調査委員会(平成11年12月24日)、内閣府原子 力委員会、http://www.aec.go.jp/jicst/NC/iinkai/teirei/siryo99/siryo78/siryo11.htm (2020年9月16日に 利用).
- [189]篠原 邦彦, 片桐 裕実, 宮河 直人, 渡辺 均, 清水 武彦, 今泉 謙二, 竹安 正則, 叶野 豊, 仲田 勲, 森澤 正人, 中野 政尚, 植頭 康裕, 小圷 直樹, 磯崎 久明, 磯崎 徳重, JCO 臨界事故に係る 環境モニタリング結果(1999 年 9 月 30 日~11 月 2 日), JNC TN8440 2001-004 (2001), 62p.
- [190]東京電力株式会社,福島原子力事故調査報告書(中間報告書),(平成 23 年 12 月 2 日)
 (2011), https://www.tepco.co.jp/cc/press/betu11_j/images/111202c.pdf(2021 年 3 月 5 日に利用).
- [191]東京電力株式会社,福島原子力事故調査報告書(平成24年6月20日),269(2012),東京電力ホールディングス株式会社,https://www.tepco.co.jp/cc/press/betu12_j/images/120620j0303.pdf (2020年11月5日に利用).
- [192]古田 定昭,住谷 秀一,渡辺 均,中野 政尚,今泉 謙二,竹安 正則,中田 陽,藤田 博喜,水 谷 朋子,森澤 正人,國分 祐司,河野 恭彦,永岡 美佳,横山 裕也,外間 智規,磯崎 徳重, 根本 正史,檜山 佳典,小沼 利光,加藤 千明,倉知 保,福島第一原子力発電所事故に係る特 別環境放射線モニタリング結果-中間報告(空間線量率、空気中放射性物質濃度、降下じん中放 射性物質濃度)-,JAEA-Review 2011-035 (2011),89p.
- [193]環境省,放射能濃度等測定方法ガイドライン第五部,(平成 25 年 3 月 第 2 版), (2013), https://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/haikibutsu-gl05 ver2.pdf (2021 年 3 月 4 日に利用).
- [194]山本 英明,斎藤 公明,歩行サーベイによる生活経路における空間線量率の測定,平成27年度 東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約事業成果報告

書, Part1. 放射性物質の分布状況の調査, 53-66, 原子力規制庁 (2016),

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/12000/11995/30/part1-4.pdf(2020年11月5日に利用).

- [195]津田 修一,吉田 忠義,中原 由紀夫,佐藤 哲朗,関 暁之,松田 規宏,安藤 真樹,武宮 博, 谷垣 実,高宮 幸一,佐藤 信浩,奥村 良,小林 康浩,吉永 尚生,吉野 泰史,内堀 幸夫,石 川 剛弘,岩岡 和輝,斎藤 公明,走行サーベイシステム KURAMA-II を用いた測定の基盤整備 と実測への適用, JAEA-Technology 2013-037 (2013), 54p.
- [196] M. Tanigaki, R. Okumura, K. Takamiya, N. Sato, H. Yoshino, H. Yamana, Development of a car-borne γ
 -ray survey system, KURAMA, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section A, 726, 162-168 (2013), https://doi.org/10.1016/j.nima.2013.05.059.
- [197] Minoru Takeishi, Masaru Shibamichi, Alex Malins, Hiroshi Kurikami, Mitsuhiro Murakami, Jun Saegusa, Masayuki Yoneya, Using two detectors concurrently to monitor ambient dose equivalent rates in vehicle surveys of radiocesium contaminated land, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 177, 1-12 (2017).
- [198]鳥居 建男, 眞田 幸尚, 杉田 武志, 近藤 敦哉, 志風 義明, 高橋 昌樹, 石田 睦司, 西澤 幸康, 卜部 嘉, 広域環境モニタリングのための航空機を用いた放射性物質拡散状況調査, JAEA-Technology 2012-036 (2012), 182p.
- [199] Yukihisa Sanada, Tatsuo Torii, Aerial radiation monitoring around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant using an unmanned helicopter, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 139, 294-299 (2015).
- [200]眞田 幸尚,宗像 雅広,森 愛理,石崎 梓,嶋田 和真,廣内 淳,西澤 幸康,卜部 嘉,中西 千佳,山田 勉,石田 睦司,佐藤 義治,佐々木 美雪,平山 弘克,高村 善英,西原 克哉,伊 村 光生,宮本 賢治,岩井 毅行,松永 祐樹,豊田 政幸,飛田 晋一郎,工藤 保,中山 真一, 平成 27 年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Research 2016-016 (2016), 131p.
- [201] 文部科学省,熱ルミネッセンス線量計を用いた環境γ線線量測定法,放射能測定法シリーズ No.18(1990).
- [202] 文部科学省, 放射能測定法シリーズ No.27, 蛍光ガラス線量計を用いた環境γ線量測定法(平成 14年).
- [203]日本規格協会、JIS Z4320:2004 熱ルミネッセンス線量計測装置, (2004).
- [204]日本規格協会、JIS Z4314:2002 蛍光ガラス線量計測装置, (2002).
- [205]日本規格協会、JIS Z4339:2004 光刺激ルミネセンス線量計測装置, (2004).
- [206]文部科学省,大気中放射性物質のモニタリングに関する技術参考資料,放射能測定法シリーズ技術参考資料 No.1 (2003).
- [207]木内 伸幸,大石 哲也,野口 宏,吉田 真,加藤 正平,伊藤 勝人,緊急時環境モニタリングの ための空気中プルトニウム放射能濃度測定装置の開発,RADIOISOTOPES, Vol. 51, 71-77 (2002).
- [208]環境省,環境放射線等モニタリングデータ公開システム, http://housyasen.taiki.go.jp/(2020年11 月 16 日に利用).

- [209]日本分析センター, 平成 13 年度環境放射線等モニタリングデータ解析調査報告書(平成 14 年 3 月) 13A100, 環境省, (2002), http://housyasen.taiki.go.jp/open_reports.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [210]日本規格協会,放射線ダストサンプラ,(JIS Z 4601:2009), (2009).
- [211]日本規格協会,放射線ダストモニタ,(JISZ 4316:2013),(2013).
- [212]日本規格協会,放射性希ガスモニタ,(JIS Z4317-2008)(2008).
- [213] 岩井 誠, 武石 稔, 並木 篤, 片桐 裕実, 石田 順一郎, 野村 保, 環境試料中¹²⁷I 及び¹²⁹I の中 性子放射化分析法, PNC TN843 85-39 (1985), 76p.
- [214]村松 康行,松崎 浩之,大野 剛,遠山 知亜紀,ヨウ素 129の分析を通じた福島原子力発電所事 故起源のヨウ素 131の広がりと沈着量の再構築,2013年度日本地球化学会第60回年会講演要旨 集,セッション ID: 3B02 (2013).
- [215]篠原 邦彦, 野村 保, 大和 愛司, 三浦 信, 大気中トリチウム測定法の検討, PNC TN841 82-30 (1982), 37p.
- [216] 石田 順一郎, 渡辺 均, 北原 義久, 東海村大気中におけるトリチウムの測定とその挙動, 動燃 技報, No.62 (1987).
- [217] 五十嵐 飛鳥, 佐々木 久美子, 工藤 俊明, 木村 秀樹, 青森県における大気中トリチウムの化学形 別濃度調査, 青森県原子力センター所報 第4 号, 71-77 (2009).
- [218]福井県環境放射能測定技術会議,原子力発電所周辺の環境放射能調査,計画書 2020 年度(令和 2 年度),参考資料VI 大気中水分、雨水(降下物)のトリチウムの評価方法,FERC 第52巻6 号,70-73 (2020).
- [219]徳山 秀樹,吉田 暁美,夜光時計から漏洩した水蒸気状トリチウムの水への移行, RADIOISOTOPES, Vol. 47, 560-562 (1998).
- [220] 文部科学省,放射性炭素分析法,放射能測定法シリーズ No.25(1993).
- [221] 渡辺 均, 佐藤 悦朗, 並木 篤, 石田 順一郎, 野村 保, 岩井 誠, 環境中炭素-14 濃度測定法の 検討, PNC TN844 85-18 (1985), 41p.
- [222] 石井雅男、吉川久幸、松枝秀和、電量滴定法による海水中の全炭酸濃度の高精度分析および大気 中の二酸化炭素と海水中の全炭酸の放射性炭素同位体比の測定、2. 大気中の二酸化炭素と海水 中の全炭酸の放射性炭素同位体比の測定法、気象研究所技術報告 第41号 (2000).
- [223]山本 峯澄,松井浩,高橋 昭雄,芹沢 正彦,近藤 吉男,照射燃料切断に伴う浮遊性核分裂生 成物の漏えいについて,保健物理, Vol.4, No.1, 32-37 (1969).
- [224]柴田 勇木,小玉 貴司,大柿 一史,鈴木 和則,熊谷 幹郎,純水中への四酸化ルテニウムの吸 収評価,日本原子力学会 2016 年春の年会要旨集, 3P11 (2016).
- [225]大野 峻史,鈴木 直樹,土田 智宏,春日 俊信,黒崎 裕人,霜鳥 達雄,丸田 文之,山崎 興樹,福島第一原子力発電所事故の影響により新潟県において検出された人工放射性核種について,新潟県放射線監視センター年報,第9巻,19-29,(2011).

[226] 文部科学省,全ベータ放射能測定法,放射能測定法シリーズ No.1(1976).

- [227]原子力規制庁 監視情報課, 緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法, 放射能測定法シリーズ No.24 (2019).
- [228] Jun Saegusa, Yasuaki Kikuta, Hitoshi Akino, Observation of gamma-rays from fallout collected at Ibaraki, Japan, during the Fukushima nuclear accident, Applied Radiation and Isotopes, Vol. 77, 56-60 (2013).
- [229] 原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、定時降下物のモニタリング、 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html (2018年4月3日に利用).
- [230] IAEA, Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment", Radiological Assessment Reports Series No.8 (2006).
- [231]アズワン AXEL,ベーラー型地下水採水器 https://axel.as-1.co.jp/asone/d/2-4342-01/?q=2-4342-01
 (2020 年 9 月 30 日に利用).
- [232] M. Herranz, R. Idoeta, S. Rozas, F. Legarda, Analysis of the use of the IAEA rapid method of ⁸⁹Sr and ⁹⁰Sr in milk for environmental monitoring, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.177, 48-57 (2017).
- [233] 文部科学省, プルトニウム・アメリシウム逐次分析法, 放射能測定法シリーズ No.22 (1990).
- [234] 文部科学省,環境試料中アメリシウム 241、キュリウム迅速分析法,放射能測定法シリーズ No.30 (2004).
- [235]アズワン AXEL, 柄付き採水器, https://axel.as-1.co.jp/asone/d/2-4341-02/?q=2-4341-02 (2020 年 9 月 30 日に利用).
- [236] 文部科学省, ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法, 放射能測 定法シリーズ No.13 (1982).
- [237] 文部科学省,環境試料中ヨウ素 129 迅速分析法,放射能測定法シリーズ No.32 (2004).
- [238] 中野 政尚, 國分 祐司, 佐々木 剛志, 武石 稔, ヘキサシアノ鉄(Ⅱ) 酸ニッケル-水酸化鉄
 (III) 共沈法を用いた海水中γ線放出核種分析法, RADIOISOTOPES, Vol.58, No.2, 61-69
 (2009).
- [239]福島県森林計画課,「森林における放射性物質の状況と今後の予測について」報告会, (2017).
- [240] IAEA, Technical Reports Series No. 486, Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring (2019).
- [241] 恩田 裕一, 試料採取法の確定, RADIOISOTOPES, Vol.62, No.10, 767-773 (2013).
- [242] Yuichi Onda, Hiroaki Kato, Masaharu Hoshi, Yoshio Takahashi, Minh-Long Nguyen, Soil sampling and analytical strategies for mapping fallout in nuclear emergencies based on the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.139, 300-307 (2015).
- [243]アズワン AXEL, エクマンパージ採泥器, https://axel.as-1.co.jp/asone/d/1-6413-01/?q=1-6413-01 (2020 年9月30日に利用).

- [244]原子力規制庁 監視情報課, ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法, 放射能測定法シ リーズ No.33 (2017).
- [245]本島 健次,石渡 名澄,放射化学分析法,超微量成分分析,3,207-232 (1970).
- [246]木下 睦 他, ソ連チェルノブイル原子力発電所事故に伴う特別環境放射能調査, PNC TN8420 86-10 (1986).
- [247]会田 勝美 編, 魚類生理学の基礎, 恒星社(2002), 258p.
- [248]山本 祥一郎,淡水魚類の放射性物質の取り込み状況,水産総合研究センター第10回成果発表会 講演要旨集,9-10 (2013),水産研究・教育機構,https://www.fra.affrc.go.jp/kseika/250220/index.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [249] Md. Enamul Haque, Takashi Gomi, Masaru Sakai, Junjiro N. Negishi, Developing a food web-based transfer factor of radiocesium for fish, whitespotted char (Salvelinus leucomaenis) in headwater streams, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.172, 191-200 (2017).
- [250] 農林水産省水産庁,水産物の放射性物質調査の結果について, https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html(2021年2月8日に利用).
- [251] 田上 恵子,内田 滋夫,自然環境下において放射性セシウム濃度が低いキノコの種類の推定, RADIOISOTOPES, Vol.66, 277-287(2017).
- [252]長谷川 孝則, 竹原 太賀司, 山菜類の放射性物質による汚染実態調査と汚染低減法の検討, 福島 県林業研究センター研究報告, 第48号, 65-76 (2016).
- [253]吉田 聡,村松 康行, 菌類と地球環境:地球規模の放射能汚染と菌類, 日菌報, Vol.37, 25-30 (1996).
- [254]福島県,平成23年度放射線モニタリング調査結果一覧表,野生鳥獣の放射線モニタリング調査 結果,ふくしま復興ステーション復興情報ポータルサイト,福島県,(2011), http://www.pref.fukushima.lg.jp/download/1/shizen23-itiran.pdf(2020年11月5日に利用).
- [255]日本原子力研究開発機構,放射性物質の動き(森林),答えます みんなが知りたい福島の今 根拠 情報 Q&A サイト -, https://fukushima.jaea.go.jp/QA/index.html (2020 年 11 月 17 日に利用).
- [256]国立科学博物館,日本の海藻, http://www.tbg.kahaku.go.jp/research/database/seaweedworld/html/index/index2.html (2020年11月5日 に利用).
- [257]原子力規制委員会,東京電力株式会社福島第一原子力発電所の 20km 以遠の空間線量率の測定結果 (2011 年 03 月),原子力規制庁 (2011), http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/207/list-201103.html (2020 年 11 月 5 日に利用).
- [258]原子力安全委員会:実測値に基づく各地点の積算線量の推定値、第22回原子力安全委員会、資料第1-2号,(平成23年4月10日).

- [259]原子力規制委員会,平成23年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」,原子力規制庁, https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/338/list-1.html (2020年11月5日に利用).
- [260]環境省,汚染状況重点調査地域内における環境の汚染状況の調査測定方法に係るガイドライン,除染関係ガイドライン,第1編(平成25年5月第2版),環境省(2013),
 http://josen.env.go.jp/material/pdf/josen-gl-full_ver2_supplement_1803.pdf (2020年11月16日に利用).
- [261]齋藤 公明,福島第一原子力発電所から 80 km 圏内の空間線量率及び放射性核種沈着量の測定, 平成 24 年度放射能測定調査委託事業 「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影 響把握手法の確立」成果報告書,16-52,https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/try/entry05.html (2020 年 11 月 18 日に利用).
- [262]厚生労働省,国民健康・栄養調査(平成 27 年),厚生労働省,(2016),
 http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/kenkou eiyou chousa.html(2020年11月5日に利用).
- [263] 原子力災害対策本部,原子力被災者生活支援チーム,計画的避難区域設定前における線量の高い地域の砕石の流通に伴う問題への当面の対応について,平成24年1月24日,経済産業省,(2012), https://www.meti.go.jp/policy/mono_info_service/mono/jyutaku/investigation.html (2020年11月5日に利用).
- [264] 吉田 勝彦,鈴木 奈緒子,磯山 直彦,稲富 直彦,御園生 淳,鈴木 千吉,原 猛也,森薗 繁光, II-9 変動予測式,及び変動範囲による¹³⁷Cs 分析値の検討評価,第51 回環境放射能調査研究 成果論文抄録集(平成20年度),文部科学省,57-58(2009).
- [265]藤田 博喜, 渡辺 均, 武石 稔, 環境における Pu 同位体及び Am の濃度の経年変化について, サイ クル機構技報, No.25, 45-48 (2004).
- [266] 文部科学省, 文部科学省による、プルトニウム、ストロンチウムの核種分析の結果について, (平成 23 年 9 月 30 日), 原子力規制庁, (2011),

https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5048/view.html (2020年11月5日に利用).

[267] 文部科学省, 文部科学省による、プルトニウム 238、239+240、241の核種分析の結果(第2次 調査)について, 平成 24 年 8 月 21 日, 原子力規制庁, (2012),

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6030/view.html (2020年11月5日に利用).

- [268]藤田 博喜,渡辺 均,武石 稔,環境における Pu 同位体及び Am の濃度の経年変化について、サイクル機構技報, No.25, 45-48 (2004).
- [269]原子力規制委員会,文部科学省による、①ガンマ線放出核種の分析結果、及び②ストロンチウム
 89、90の分析結果(第2次分布状況調査)について(平成24年9月19日一部訂正)(平成25年7月1日一部訂正),原子力規制庁,

(2012),https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6213/view.html (2020年11月5日に利用).[270]気象研究所,1. 大気中放射能濃度の推移,環境における人工放射能の研究 2015, (2016).

- [271]環境省,第2章 放射線による被ばく,QA2-20 年間の追加被ばく線量1ミリシーベルト(mSv/年)と、空間線量率毎時0.23マイクロシーベルト(µSv/h)の関係について教えてください。, https://www.env.go.jp/chemi/rhm/h29kisoshiryo/h29qa-02-20.html(2021年2月9日に利用).
- [272] 製品評価技術基盤機構認定センター,JIS Q 17025(ISO/IEC 17025(IDT))試験所及び校正機関の能力に関する一般要求事項の理解のために一試験所・校正機関及び認定審査員のための解説-(第6版),平成19年6月1日 (2009).
- [273] 原子力委員会, 原子炉安全解析のための気象手引き, 昭和 40 年 11 月 11 日 (1965).
- [274] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation: United Nations, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2000 Report Volume I Annex C (Exposures to the public from man-made sources of radiation), Table 40, 280-282 (2016).
- [275] J.Koarashi, S.Mikami, A.Nakada, K.Akiyama, H.Kobayashi, H.Fujita and M.Takeishi, Monitoring Methodologies and Chronology of Radioactive Airborne Releases from Tokai Reprocessing Plant, Journal of Nuclear Science and Technology, Supplement 5,462-465 (2008).
- [276]武石 稔, 並木 篤, 片桐 裕実, 石田 順一郎, 野村 保, 岩井 誠, 環境試料中の¹²⁷I及び¹²⁹Iの 中性子放射化分析法, PNC TN843 85-39 (1985), 76p.
- [277] Masanao Nakano, Minoru Takeishi, Hirohide Kobayashi, Iodine-129 in the terrestrial environment due to the authorized discharge from Tokai Reprocessing Plant, Proceeding of International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology, 216-222 (2006).
- [278] 中野 政尚, 國分 祐司, 武石 稔, 東海再処理施設から海洋放出されたトリチウムの海水中濃度 及び拡散状況, 保健物理, Vol.44, No.1, 60-65 (2009).
- [279] UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, Source and Effects of Ionizing Radiation, Vol.II, Annex D, Health Effects due to Radiation from Chernobyl Accident, Appendix A, 67-102 (2008).
- [280]環境省,放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料,平成28年度版,下巻,(2017).
- [281]佐藤 宗平,山本一也,武藤 重男,福本 雅弘,片桐 裕実,福島支援活動を踏まえた原子力防 災にかかる課題と提言,JAEA-Review 2011-049 (2012),66p.
- [282] 日本原子力研究開発機構, FaCE!S 福島総合環境サイト, https://fukushima.jaea.go.jp/ceis/index.html (2020年11月5日に利用).
- [283]片桐 裕実,奥野 浩,澤畑 正由,池田 武司,佐藤 宗平,寺門 直也,長倉 智啓,中西 千佳, 福本 雅弘,山本 一也,阿部 美奈子,川上 剛,菊池 政之,住谷 昭洋,松坂 勝, 原子力緊急 時支援・研修センターの活動(平成 22 年度), JAEA-Review 2011-037 (2011), 66p.
- [284]片桐 裕実,奥野 浩,岡本 明子,池田 武司,田村 謙一,長倉 智啓,中西 千佳,山本 一也, 阿部 美奈子,佐藤 宗平,川上 剛,菊池 政之,住谷 昭洋,松坂 勝,原子力緊急時支援・研修 センターの活動(平成 23 年度), JAEA-Review 2012-033 (2012), 70p.

- [285] 原子力規制委員会,放射線モニタリング情報,平成25年4月までの環境土壌の測定結果,原子 力規制庁,(2011), https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/479/list-1.html, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/4000/3701/24/1220_20110322.pdf (2020年11月5日に利用).
- [286] 原子放射線の影響に関する国連科学委員会,電離放射線の線源、影響およびリスク UNSCEAR2013 年報告書,第 I 巻,国連総会報告書,科学的付属書A:2011 年東日本大震災後の 原子力事故による放射線被ばくのレベルと影響.
- [287]UNSCEAR,東日本大震災後の原子力事故による放射線被ばくのレベルと影響に関する UNSCEAR 2013 年報告書刊行後の進展 国連科学委員会による今後の作業計画を指し示す 2016 年 白書 (2016).
- [288] Yukihisa Sanada, Takeshi Sugita, Yukiyasu Nishizawa, Atsuya Kondo and Tatsuo Torii, The aerial radiation monitoring in Japan after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, Progress in Nuclear Science and Technology, Vol.4, 76-80 (2014).
- [289]原子力規制庁,放射性物質の分布状況等に関する調査成果報告書(平成 23 年度~平成 31 年度の 各年度報告書),原子力規制庁, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/338/list-1.html (2020 年 11 月 17 日に利用).
- [290]斎藤 公明,放射線量等マップの作成,放射線モニタリング情報,「東京電力株式会社福島第一 原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果」に関する シンポジウム,原子力規制委員会,(平成24年3月13日), https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5247/25/5600_20120313_1_01.pdf (2020年11月5日に 利用).
- [291]原子力規制庁,全国 47 都道府県の既設モニタリングポストにおける測定結果の 1m 高さの推計 値及び実測値,空間線量率(環境放射能水準調査),原子力規制庁, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/224/list-1.html (2020 年 11 月 16 日に利用).
- [292] 原子力規制庁,定時降下物のモニタリング,都道府県別環境放射能水準調査(月間降下物),原 子力規制庁,http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html (2020年11月16日に利用).
- [293]長尾 郁弥,新里 忠史,佐々木 祥人,伊藤 聡美,渡辺 貴善,土肥 輝美,中西 貴宏,佐久間 一幸,萩原 大樹,舟木 泰智,鶴田 忠彦,御園生 敏治,吉村 和也,中間 茂雄,操上 広志, 町田 昌彦,山田 進,板倉 充洋,Alex Malins,奥村 雅彦,金 敏植,Xudong Liu,山口 正秋, 石井 康雄,武藤 琴美,田籠 久也,齊藤 宏,武宮 博,関 暁之,北村 哲浩,飯島 和毅,福島 における放射性セシウムの環境動態研究の現状(平成 30 年度版),JAEA-Research 2019-002 (2019),235p.
- [294]眞田 幸尚,西澤 幸康,山田 勉,池田 和隆,松井 雅士,土田 清文,佐藤 義治,平山 弘克, 高村 善英,西原 克哉,伊村 光生,石田 睦司,卜部 嘉,志風 義明,杉田 武志,近藤 敦哉, 鳥居 建男,原子力発電所事故後の無人ヘリコプターを用いた放射線測定,JAEA-Research 2013-049 (2014), 129p.

- [295]佐々木 美雪, 西澤 幸康, 石崎 梓, 伊村 光生, 眞田 幸尚, 空からの放射線計測技術の高度化1, ドローンによる測定データの地形補正手法の検討, 日本原子力学会 2016 年秋の大会, (2016).
- [296]佐々木 美雪, 西澤 幸康, 伊村 光生, 山田 勉, 眞田 幸尚, 福島第一原子力発電所事故後の無 人機を用いたモニタリング技術 2, ドローンを用いた放射線モニタリング技術, 日本原子力学会 2016 年春の年会, (2016).
- [297]眞田 幸尚,山田 勉,石橋 聖,鳥居 建男,無人飛行機モニタリングシステム UARMS 用放射線 検出器の開発と適用試験,第57回自動制御連合講演会講演論文集(USB Flash Drive), 695-698 (2014).
- [298] Masaki Andoh, Yukio Nakahara, Shuichi Tsuda, Tadayoshi Yoshida, Norihiro Matsuda, Fumiaki Takahashi, Satoshi Mikami, Nobuyuki Kinouchi, Tetsuro Sato, Minoru Tanigaki, Koichi Takamiya, Nobuhiro Sato, Ryo Okumura, Yukio Uchihori, Kimiaki Saito, Measurement of air dose rates over a wide area around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through a series of car-borne surveys, Journal of Environmental Radioactivity, Vol.139, 266-280 (2015).
- [299]眞田 幸尚,高村 善英,卜部 嘉,土田 清文,西澤 幸康,山田 勉,佐藤 義治,平山 弘克,西原 克哉,伊村 光生,石田 睦司,石橋 聖,佐瀬 隆聡,鈴木 元和,森 英治,米澤 重晃,鳥居 建男,水底の in-situ 放射線分布測定手法の開発,JAEA-Research 2014-005 (2014), 67p.
- [300]川瀬 啓一,渡邊 雅範,歩行型放射線マッピング装置(ガンマプロッタH)の開発と運用,第3回 原子力発電所事故被災地域における放射線量マッピングに関する技術開発・運用とデータ解析に 関する研究会,(2015).
- [301]川瀬 啓一,北野 光昭,渡邊 雅範,吉村 修一,菊池 四郎,西野 克己,内閣府除染モデル実証 事業後の空間線量率の推移に関する調査結果-第1 回〜第11 回調査結果概要-(受託調査), JAEA-Review 2017-006 (2017),173p.
- [302] Inge Elisabeth Warming, Weathering and Decontamination of Radioactivity deposited on Asphalt Surfaces. Risø National Laboratory, Risø-M, No. 2273 (1982).
- [303]武石 稔,川村 将,中島 尚子,涸沼におけるフォールアウト核種の移行挙動に関する研究 (I),保健物理, Vol.28, 283-289 (1993).
- [304]武石 稔, 中島 尚子, 渡辺 均, 涸沼におけるフォールアウト核種の移行挙動研究, 動燃技報, No.97, 82-86 (1996).
- [305]武石 稔, 篠原 邦彦, 中島 尚子, 涸沼におけるフォールアウト核種の移行挙動に関する研究(II) -放射性セシウムの移行モデルの開発-, 保健物理, Vol. 32(1), 53-65 (1997).
- [306] 櫻井 敬久, 極低レベル¹⁴C, ⁷Be 放射能測定による過去の宇宙線強度変動の検出, RADIOISOTOPES, Vol.55, 501-513 (2006).
- [307]青森県、浮遊じん中の Be-7 濃度、原子力施設環境放射線調査報告書(平成元年~平成28年度).
- [308] World Data Center (WDC) -Sunspot Index and Long-term Solar Observations (SILSO), SILSO data/ image, Royal Observatory of Belgium, Brussels, http://www.sidc.be/silso/home (2021年3月4日に利用).