

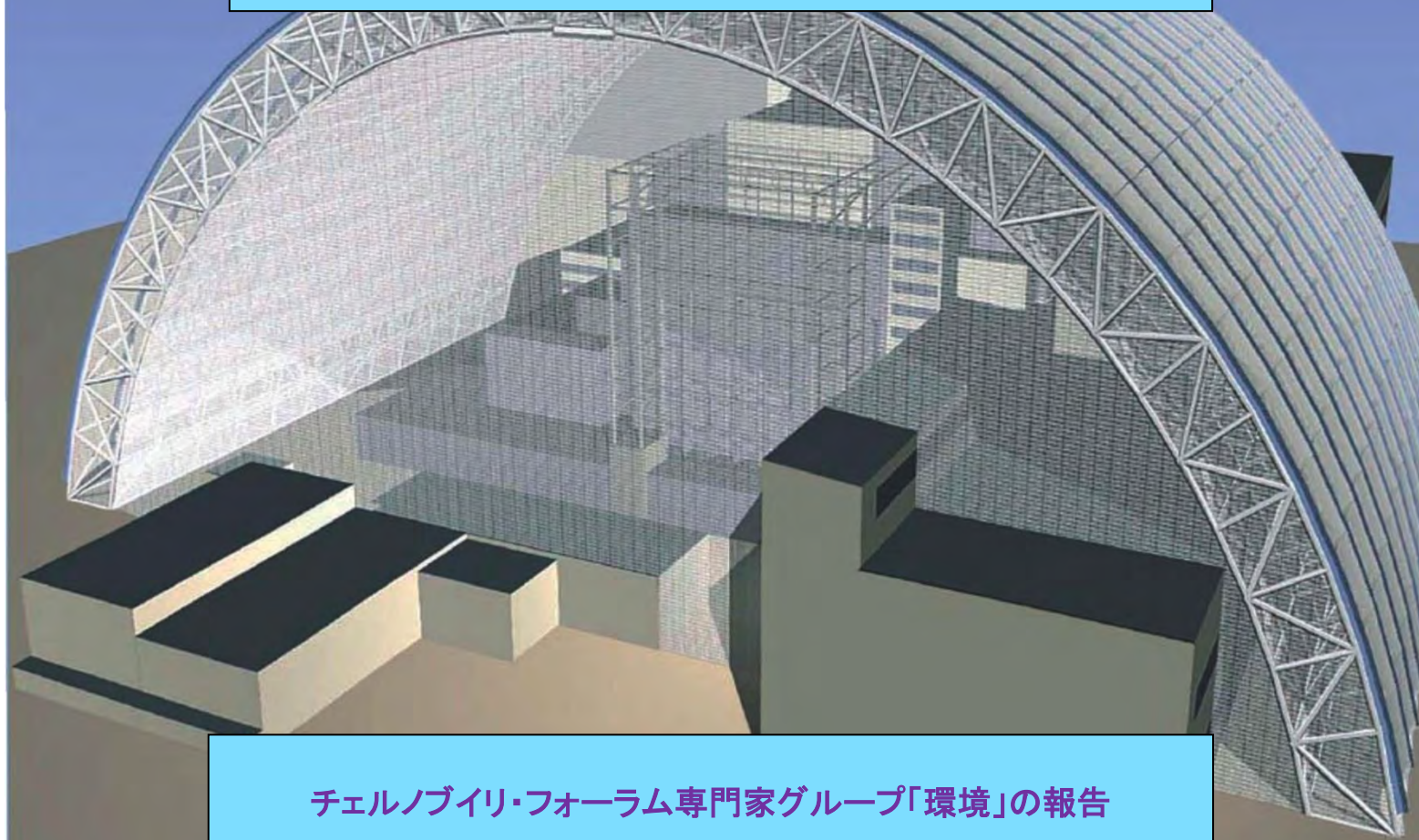
放射線学的
評価報告書
シリーズ

Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience

チェルノブイリ原発事故による
環境への影響とその修復：
20年の経験

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

日 本 学 術 会 議 記



注意

- A. この刊行物は非売品である。
- B. この報告は、2006年に国際原子力機関が著作権を持つ「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復」の翻訳である。この翻訳は日本学術会議第三部(理学・工学)内の「原発事故による環境汚染調査検討小委員会」によってなされた。元の報告は英語で記述され、国際原子力機関あるいは国際原子力機関の正式な代理によって配布されたものである。国際原子力機関は、この翻訳及び刊行に対して、内容の正確さ、品質、信頼性、作品の仕上がりに対して保証しないし、責任を持たない。加えて、この翻訳を用いて直接、間接に生じた損失や損害等に法的責任を負わない。
- C. 著作権表示: この刊行物に含まれる情報の複製または翻訳の許可は、ウィーンの世界原子力機関(International Atomic Energy Agency, Vienna International Center, P. O. Box 100, 1400 Vienna, Austria)へ文書で請求する必要がある。

A. NOT FOR SALE

- B. This is a translation of Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience © International Atomic Energy Agency, 2006. This translation has been prepared by the Subcommittee to Review the Investigation on Environmental Contamination Caused by the Nuclear Accident, in Section III (Science and Engineering) of the Science Council of Japan. The authentic version of this material is the English language version distributed by the IAEA or on behalf of the IAEA by duly authorized persons. The IAEA makes no warranty and assumes no responsibility for the accuracy or quality or authenticity or workmanship of this translation and its publication and accepts no liability for any loss or damage, consequential or otherwise, arising directly or indirectly from the use of this translation.
- C. COPYRIGHT NOTICE: Permission to reproduce or translate the information contained in this publication may be obtained in writing from the International Atomic Energy Agency, Vienna International Centre, P.O. Box 100, 1400 Vienna, Austria.

訳者注について

読者が読むときに、参考になる翻訳者による注を、訳注番号(上付き)を付けて文章で示すか、訳注が短い場合は【 】内に示した。また、この訳注は、日本学術会議や IAEA の意見、見解等を示すものではない。

Translator's notes:

The translator's notes are given either as separate notes for places marked by superscript or inside 【 】 for short notes to help non-specialist readers. These translator's notes do not represent views or opinions of neither Science Council of Japan or IAEA.

**チェルノブイリ原発事故による
環境への影響とその修復
20年の経験**

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

以下の国は、国際原子力機関の加盟国です。

アフガニスタン	エジプト	リビア
アルバニア	エルサルバドル	リヒテンシュタイン
アルジェリア	エリトリア	リトアニア
アンゴラ	エストニア	ルクセンブルク
アルゼンチン	エチオピア	マダガスカル
アルメニア	フィンランド	マレーシア
オーストラリア	フランス	マリ
オーストリア	ガボン	マルタ
アゼルバイジャン	グルジア	マーシャル諸島
バングラデシュ	ドイツ	モーリタニア
ベラルーシ	ガーナ	モーリシャス
ベルギー	ギリシャ	メキシコ
ベナン	グアテマラ	モナコ
ボリビア	ハイチ	モンゴル
ボスニア・ヘルツェゴビナ	バチカン	モロッコ
ボツワナ	ホンジュラス	ミャンマー
ブラジル	ハンガリー	ナミビア
ブルガリア	アイスランド	オランダ
ブルキナファソ	インド	ニュージーランド
カメルーン	インドネシア	ニカラグア
カナダ	イラン	ニジェール
中央アフリカ	イラク	ナイジェリア
チャド	アイルランド	ノルウェー
チリ	イスラエル	パキスタン
中国	イタリア	パナマ
コロンビア	ジャマイカ	パラグアイ
コスタリカ	日本	ペルー
コートジボワール	ヨルダン	フィリピン
クロアチア	カザフスタン	ポーランド
キューバ	ケニア	ポルトガル
キプロス	韓国	カタール
チェコ	クウェート	モルドバ
コンゴ	キルギス	ルーマニア
デンマーク	ラトビア	ドミニカ

エクアドル	レバノン	ロシア
リベリア	リビア	サウジアラビア
セネガル	スウェーデン	英国
セルビア・モンテネグロ	スイス	タンザニア
セーシェル	シリア	米国
シエラレオネ	タジキスタン	ウルグアイ
シンガポール	タイ	ウズベキスタン
スロバキア	マケドニア旧ユーゴスラビア	ベネズエラ
スロベニア	チュニジア	ベトナム
南アフリカ	トルコ	イエメン
スペイン	ウガンダ	ザンビア
スリランカ	ウクライナ	ジンバブエ
スーダン	アラブ首長国連邦	

1956年10月23日、ニューヨーク市の国連本部で開かれたIAEA憲章採択会議においてIAEA憲章草案が採択され、1957年7月29日にIAEA憲章が発効されました。機関の本部はウィーンにあります。その主要な目的は、全世界における平和、保健および繁栄に対する原子力の貢献を促進し、増大することです。

【日本学術会議による訳注

上記のリストは、2006年当時の国名です。また、原書に沿って国名を表記しているため、原書に「Republic of～」等の表記がない場合には、上記リストでは「～共和国」の共和国を省略しております。このため、外務省が使用している外国名とは異なります。】

放射線学的評価報告書

チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：

20年の経験

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

国際原子力機関
ウィーン、2006年

著作権表示

IAEA の全ての科学技術出版物は、1952 年ベルンにて採択の万国著作権条約（1972 年パリにて改訂）により保護されています。著作権は世界知的所有権機関(ジュネーブ)により電子的財産および知的財産を含めるよう拡張されました。印刷物あるいは電子情報などその形態によらず、IAEA 出版物の全体あるいはその一部の使用にあたっては許可を得ることが必要で、通常、著作権使用料協定に従うものとします。商用目的以外の複製、翻訳などの提案は歓迎しますが、個別に検討することとします。お問合せは IAEA 出版部まで電子メール（sales.publications@iaea.org）あるいは郵便で下記宛へご連絡ください。

Sales and Promotion Unit, Publishing Section（販売促進課、出版部）

International Atomic Energy Agency

Wagramer Strasse 5

P.O. Box 100

A-1400 Vienna

Austria

fax: +43 1 2600 29302

tel.: +43 1 2600 22417

<http://www.iaea.org/books>

© IAEA, 2006

Printed by the IAEA in Austria

April 2006

STI/PUB/1239

IAEA Library Cataloguing in Publication Data

Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation:

twenty years of experience / report of the Chernobyl Forum Expert

Group 'Environment'. – Vienna: International Atomic Energy Agency,

2006.

p. ; 29 cm. – (Radiological assessment reports series, ISSN 1020-6566)

STI/PUB/1239

ISBN 92-0-114705-8

Includes bibliographical references.

1. Chernobyl Nuclear Accident, Chernobyl, Ukraine, 1986 – Environmental aspects. 2. Radioactive waste sites – Cleanup.

I. International Atomic Energy Agency. II. Series.

IAEAL

06-00424

序 文

ウクライナのキエフ（当時のソビエト社会主義共和国連邦）から 100km 離れたチェルノブイリ原子力発電所における 1986 年 4 月 26 日の爆発事故とその後 10 日間続いた原子炉の火災により、前例のない多量の放射性物質が放出され、国民と環境に多大な影響を及ぼす惨事となりました。

放射性物質による環境汚染によって 1986 年には被災地から 10 万人が避難を強いられました。1986 年以降はベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナを中心に、さらに 20 万人以上が移住を余儀なくされました。【2006 年現在でも】約 500 万人が事故によって汚染された地域で生活を続けています。事故の影響の大きかった 3ヶ国の政府は、国際的な組織の支援を受けつつ、汚染の影響を受けた地域を修復して、医療を提供し、地域の社会的・経済的福祉を回復するという、費用のかかる取り組みを行っています。

放射性物質が大気中を移動した結果、他の欧州諸国も事故の影響を受けており、ベラルーシ、ロシア連邦とウクライナの領域に限られたものではありませんでした。これら欧州諸国でも国民の放射線防護の問題に直面しましたが、最も被害を受けた 3ヶ国より程度の軽いものでした。

事故後 20 年近くが経過してもなお、チェルノブイリ事故がおよぼした本当の影響についての論争が続いています。そこで、国連食糧農業機関（FAO）、国連開発計画（UNDP）、国連環境計画（UNEP）、国連人道問題調整事務所（OCHA）、放射線影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、世界保健機関（WHO）、世界銀行、およびベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの 3ヶ国の所轄官庁と IAEA が協力して、2003 年にチェルノブイリ・フォーラムを立ち上げました。フォーラムの目的は一連の運営会議と専門家会議などを通じて、汚染環境の修復や健康管理への助言をしたり、さらなる研究が必要な分野について提言する一方で、事故に起因する放射線被曝による環境とヒト健康への影響について専門家の合意に基づく声明を出すことです。フォーラムは 2002 年に国連が始めたチェルノブイリ 10 年復興戦略の一環として、「チェルノブイリ原発事故が人体に与えた影響：回復への戦略」（原題：The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: A Strategy for Recovery）の出版（2002 年）とともに設立されました。

ベラルーシ、ロシア連邦とウクライナを含む 12ヶ国と、関連する国際組織から、「環境」と「健康」の 2つの専門家グループが集まって 2 年間にわたり事故の環境とヒト健康への影響を評価しました。2005 年の初め、IAEA がまとめる「環境」専門部会と WHO がまとめる「健康」専門部会が、チェルノブイリ・フォーラムの検討に関する各報告書をまとめました。これらの両報告書とも、2005 年 4 月 18-20 日のフォーラムの会議において検討され、承認されました。この会議でとりわけ重要な決定事項は、チェルノブイリ原発事故の環境とヒト健康への影響に関して、承認された報告書が、フォーラムメンバー、つまり 8つの国連機関と被害のもっとも大きかった 3ヶ国の共通の足場と認める事であり、同時に、報告書で推奨される将来の対策を国連システム内での合意事項と看做すという事です。

この報告書は、チェルノブイリ事故の環境への影響に関して、チェルノブイリ・フォーラムの調査結果と提言をまとめたものです。チェルノブイリ事故のヒト健康への影響を検討しているフォーラムの報告書は、WHO によって公表される予定です。「環境」専門部会は、米国の L. Anspaugh 氏が議長を務めました。本報告書の IAEA 技術責任者は、Radiation, Transport and Waste Safety 部の M. Balonov 氏です。

編集注記

この出版物に含まれる情報の正確さを維持するために多くの注意が払われていますが、IAEA もメンバー国も、これを使用することにより生ずる可能性のある結果に対して一切その責任を負いません。国や地域に関して特定の呼称を用いることは、そうした国や地域、官庁、機関、あるいは境界(国境)設定に関する法的な状況について、発行者である IAEA の判断を意味するものではありません。特定の会社や製品の名称に言及することは(登録通りに表記されているか否かに関係なく)、所有権を侵害するいかなる意図もなく、また、IAEA による承認や推奨と解釈すべきものでもありません。

日本語への翻訳者による序文

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20年の経験」の翻訳は国際原子力機関（IAEA）と日本学術会議の間で取り交わされた翻訳に関する合意書に基づいて行われました。その合意書の中で以下の条件が記載されているので、ここに明記します。

合意に当たっては、

1. 「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20年の経験」の著作権は IAEA が所有する。
2. IAEA はその出版物ができるだけ広く普及することを希望する。
3. 日本学術会議は「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20年の経験」を日本語に翻訳することを要求した

このような条件下で合意した、とされています。また、以下の事項を明記するように求めています。

A. この刊行物は非売品である。

B. この報告は、2006年に国際原子力機関が著作権を持つ「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復」の翻訳である。この翻訳は日本学術会議第三部（理学・工学）内の「原発事故による環境汚染調査検討小委員会」によってなされた。元の報告は英語で記述され、国際原子力機関あるいは国際原子力機関の正式な代理によって配布されたものである。国際原子力機関は、この翻訳及び刊行に対して、内容の正確さ、品質、信頼性、作品の仕上がりに対して保証しないし、責任を持たない。加えて、この翻訳を用いて直接、間接に生じた損失や損害等に法的責任を負わない。

C. 著作権表示：この刊行物に含まれる情報の複製または翻訳の許可は、ウィーンの国際原子力機関（International Atomic Energy Agency, Vienna International Center, P. O. Box 100, 1400 Vienna, Austria）へ文書で請求する必要がある。

読者に対して

1. 経緯

この翻訳は、日本学術会議が国際原子力機関に許可を依頼し、認められて製作しています。

この翻訳の下訳は、NPOのボランティア（代表者山内正敏）によりなされ、日本学術会議第三部 総合工学委員会原子力事故対応分科会 原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会で完成されました。

末尾に日本学術会議第三部の原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会のメンバー及びNPOのボランティアのメンバーのリストを示しました。

2. 翻訳にあたって、

- ・元の英語の報告書に記載されていないけれど、読者にとって役に立つと思われることは、訳注として記載するか、短い表現の場合には【 】内に記載しました。この訳注は、あくまで翻訳者個人の見解や意見に基づくもので、日本学術会議の意見、見解等ではありません。

- ・元の英語の報告書は複数の著者によりつくられているので、同じ意味の言葉が異なる言葉で記載されている場合があります。なるべく統一するように努めました。見落としがあるかも知れません。
3. この冊子が、東京電力福島第一原子力発電所事故によりもたらされた影響の修復作業などに役に立つことを願っています。

日本学術会議
第三部総合工学委員会 原子力事故対応分科会
原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会委員長
柴田徳思
国連チェルノブイリ環境報告書翻訳ボランティア代表者
山内正敏

目 次

第1章 要約.....	1
1.1. はじめに.....	1
1.2. 環境の放射能汚染.....	2
1.2.1. 結論.....	2
1.2.1.1. 放射性核種の放出と地表への沈着.....	2
1.2.1.2. 都市環境.....	3
1.2.1.3. 農業環境.....	4
1.2.1.4. 森林環境.....	5
1.2.1.5. 水域環境.....	5
1.2.2. 将来の研究や継続的な測定【モニタリング】のための提言.....	6
1.2.2.1. 総論.....	6
1.2.2.2. 実生活面.....	7
1.2.2.3. 科学面.....	7
1.2.2.4. 具体的提言.....	8
1.3. 環境への対策と修復.....	9
1.3.1. 結論.....	10
1.3.1.1. 放射線の基準.....	10
1.3.1.2. 市街地での対策.....	10
1.3.1.3. 農業での対策.....	10
1.3.1.4. 森林での対策.....	11
1.3.1.5. 水域での対策.....	12
1.3.2. 提言.....	13
1.3.2.1. チェルノブイリ事故で放射能汚染された国に対する提言.....	13
1.3.2.2. 世界への提言.....	13
1.3.2.3. 今後研究すべき事.....	14
1.4. 人体被曝.....	15
1.4.1. 結論.....	16
1.4.2. 提言.....	17
1.5. 動植物に対する放射線誘発影響.....	18
1.5.1. 結論.....	18
1.5.2. 将来の研究調査に関する提言.....	19
1.5.3. 対策と修復に関する提言.....	20
1.6. チェルノブイリ石棺シェルター解体の環境と放射性廃棄物についての管理の側面.....	20
1.6.1. 結論.....	20
1.6.2. 将来の行動のための提言.....	21
1章の参考文献.....	22

第2章 序文.....	23
2.1. 背景.....	23
2.2. チェルノブイリ・フォーラムの目的.....	24
2.3. チェルノブイリ・フォーラムでの作業手続きと報告手段.....	24
2.4. 本報告書の構成.....	25
2章の参考文献.....	25
第3章 環境の放射能汚染.....	26
3.1. 放射性物質の放出と沈着.....	27
3.1.1. 汚染源としての放射性核種の量.....	27
3.1.2. 飛散物質の物理的及び化学的形態.....	29
3.1.3. 事故発生時の気象条件.....	31
3.1.4. 大気中の放射性核種の濃度.....	34
3.1.5. 放射性核種の土壌表面への沈着.....	36
3.1.6. 地表汚染の同位体組成.....	41
3.2. 都市環境.....	42
3.2.1. 沈着状況のパターン.....	43
3.2.2. 都市環境での放射性核種の移動.....	43
3.2.3. 都市環境での被曝線量率の推移.....	44
3.3. 農業環境.....	46
3.3.1. 陸域環境での放射性核種の移行.....	46
3.3.2. 事故により影響を受けた食物生産系.....	47
3.3.3. 事故直後の初期【数ヶ月まで】における農業への影響.....	48
3.3.4. 長期間に渡る農業への影響.....	51
3.3.4.1. 土壌－農作物系での放射性核種の物理的・化学的性質.....	51
3.3.4.2. 土壌中の放射性核種の移動.....	54
3.3.4.3. 土壌から農作物への放射性核種の移行.....	56
3.3.4.4. 農作物への放射性核種の移行の起こり方.....	60
3.3.4.5. 家畜への放射性核種の移行.....	64
3.3.5. 現在の農産品汚染と将来予測.....	69
3.4. 森林環境.....	70
3.4.1. ヨーロッパの森林での放射性核種.....	70
3.4.2. 事故後初期の森林汚染の動向.....	72
3.4.3. 森林における長期間の放射性セシウムの挙動.....	73
3.4.4. 林産食品への取り込み.....	76
3.4.5. 木材の汚染.....	79
3.4.6. 予想される将来の動向.....	79
3.4.7. 森林と森林製品に関連する放射線被曝経路.....	81

3.5. 水域系での放射性核種	81
3.5.1. はじめに	81
3.5.2. 表層水【河川・湖沼】中の放射性核種	83
3.5.2.1. 溶存態と粒状態の放射性核種の分布	83
3.5.2.2. 河川の放射能	84
3.5.2.3. 湖と貯水湖の放射能	87
3.5.2.4. 淡水環境の堆積物に吸着した放射性核種	92
3.5.3. 放射性核種の淡水魚への取り込み	93
3.5.3.1. 淡水魚中の放射性ヨウ素 131	93
3.5.3.2. 魚類や他の水棲生物中のセシウム 137	93
3.5.3.3. 淡水魚中のストロンチウム 90	96
3.5.4. 海洋生態系の放射能	96
3.5.4.1. 海における放射性核種の分布	96
3.5.4.2. 放射性核種の海洋生物への移行	98
3.5.5. 地下水中の放射性核種	98
3.5.5.1. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）内	99
3.5.5.2. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）の外	102
3.5.5.3. 灌漑用水	102
3.5.6. 今後の傾向	103
3.5.6.1. 淡水生態系	103
3.5.6.2. 海洋生態系	105
3.6. 結論	105
3.7. 今後必要な放射能監視と研究	107
3章の参考文献	108
第4章 環境への対策と修復	119
4.1. 放射線の基準	119
4.1.1. 放射線に対する国際的な判断基準	120
4.1.2. 放射線に対する各国の判断基準	122
4.2. 都市の除染	125
4.2.1. 除染に関する研究	126
4.2.2. チェルノブイリの経験	127
4.2.3. 推奨できる除染技術	128
4.3. 農業対策	129
4.3.1. 初期対策【事故から半年】	129
4.3.2. 中期対策【半年後以降】	132
4.3.3. 集約農業での対策	134
4.3.3.1. 土壌対策	134

4.3.3.2.	汚染土壌で育った飼料作物の経時変化	136
4.3.3.3.	餌除染法	137
4.3.3.4.	セシウム結合剤の投与	138
4.3.4.	集約農業での対策の成果のまとめ	139
4.3.5.	粗放農業【広い土地での放し飼い】における対策	139
4.3.6.	農業対策の現状	141
4.3.7.	社会的・経済的な面まで考慮した上での修復の展望	142
4.3.8.	原発事故後放棄された農地【事故放棄農地】の現状と将来	143
4.3.8.1.	ベラルーシの立入禁止区域と再入植予定地	143
4.3.8.2.	ウクライナの汚染農地の再生	144
4.3.8.3.	ロシアの事故放棄地域	146
4.4.	森林での対策	146
4.4.1.	森林汚染への対策に関する研究	147
4.4.2.	放射性セシウムで汚染された森林への対策	147
4.4.2.1.	管理による対策	147
4.4.2.2.	技術による対策	149
4.4.3.	森林対策の例	149
4.5.	水域への対策	151
4.5.1.	取水と水処理で線量を減らす為の対策	152
4.5.2.	表層水【河川・湖沼】への直接及び二次汚染を減らす為の対策	153
4.5.3.	魚や水産食品への取り込みを減らす為の対策	154
4.5.4.	地下水への対策	155
4.5.5.	灌漑用水への対策	156
4.6	結論と提言	156
4.6.1.	結論	157
4.6.2.	提言	158
4.6.2.1.	チェルノブイリ事故で影響を受けた国に対する提言	159
4.6.2.2.	世界への提言	159
4.6.2.3.	今後研究すべき事	160
4章	の参照文献	160
第5章	人の被曝レベル	168
5.1.	はじめに	168
5.1.1.	問題となる対象集団と地域	168
5.1.2.	被曝経路	169
5.1.3.	放射線量という概念	170
5.1.4.	バックグラウンド放射線レベル	170
5.1.5.	線量率の経時的低下	171

5.1.6. 決定グループ.....	172
5.2. 外部被曝.....	172
5.2.1. 外部被曝モデルの構築.....	172
5.2.2. 実効外部被曝線量推定のための入力データ.....	174
5.2.2.1. 障害物のない放置地での外部ガンマ線線量率の動態.....	174
5.2.2.2. 人間活動がある地域での外部ガンマ線線量率の動態.....	178
5.2.2.3. 放射線場での人々の行動.....	178
5.2.2.4. 単位ガンマ線による空間線量あたりの実効線量.....	179
5.2.3. 結果.....	179
5.2.3.1. 外部実効被曝線量の動態.....	179
5.2.3.2. 熱蛍光線量計による個人の外部被曝線量の測定.....	180
5.2.3.3. 外部被曝のレベル.....	182
5.3. 内部被曝線量.....	183
5.3.1. 内部被曝線量のモデル.....	183
5.3.2. 内部被曝線量評価に用いるモニタリングデータ.....	184
5.3.3 人間の行動による被曝の低減.....	185
5.3.4. 個人の被曝線量に関する調査結果.....	186
5.3.4.1. 放射性ヨウ素由来の甲状腺被曝線量.....	186
5.3.4.2. 地域経路からの長期的な内部被曝.....	189
5.3.4.3 水域経路からの長期的な被曝線量.....	192
5.4 (外部被曝と内部被曝を合わせた) 総被曝線量.....	194
5.5. 集団線量.....	195
5.5.1 甲状腺.....	195
5.5.2. 陸域経路からの総(内部および外部)被曝線量.....	196
5.5.3. 水域経路からの内部被曝線量.....	196
5.6. 結論と提言.....	197
5.6.1. 結論.....	197
5.6.2. 提言.....	199
5章の参照文献.....	199
第6章 動植物に及ぼす放射線影響.....	204
6.1. 事故発生前に知られていた、生物相に及ぼす放射線影響.....	204
6.2. チェルノブイリ事故後の放射線被曝の経時的変化.....	208
6.3. 植物に対する放射線影響.....	210
6.4. 土壌無脊椎動物への放射線影響.....	212
6.5. 家畜への放射線影響.....	213
6.6. 他の陸生動物に対する放射線影響.....	215
6.7. 水生生物への放射線影響.....	216

6.8.	動植物に対する遺伝的影響	218
6.9.	二次的影響と現状.....	221
6.10.	結論および提言	224
6.10.1.	結論	224
6.10.2.	今後の研究に関する提言	225
6.10.3.	対策と修復に関する提言	225
	6章の参考文献	225
第7章	石棺シェルター【放射線防護壁】解体における環境と放射性廃棄物の管理	229
7.1.	4号炉と石棺シェルターの現状と未来	229
7.1.1.	事故後のチェルノブイリ原発4号炉	229
7.1.2.	損壊した4号炉と石棺シェルターの現状	230
7.1.3.	石棺シェルターの長期戦略と新安全閉じ込め設備.....	234
7.1.4.	環境的側面	235
7.1.4.1.	石棺シェルターの現状.....	235
7.1.4.2.	大気への影響.....	235
7.1.4.3.	表層水への影響.....	238
7.1.4.4.	地下水への影響.....	238
7.1.4.5.	新安全閉じ込め設備(NSC)がない場合の石棺シェルター崩壊の影響.....	238
7.1.4.6.	新安全閉じ込め設備内で石棺シェルターが崩壊した場合の影響.....	240
7.1.5.	課題と改善点.....	241
7.1.5.1.	ソースタームの不確実性の環境評価への影響.....	241
7.1.5.2.	核燃料含有物【FCM】の特性評価.....	242
7.1.5.3.	核燃料含有物【FCM】の除去と地層処分施設の開発の同時進行	242
7.2.	事故起源の放射性廃棄物の管理.....	242
7.2.1.	事故起源の放射性廃棄物の現状	244
7.2.1.1.	石棺シェルター関連の放射性廃棄物.....	244
7.2.1.2.	事故起源廃棄物と正常運転起源放射性廃棄物の混合.....	245
7.2.1.3.	暫定放射性廃棄物貯蔵施設.....	247
7.2.1.4.	放射性廃棄物処分施設	247
7.2.2.	放射性廃棄物の管理戦略.....	248
7.2.3.	環境的側面	250
7.2.4.	課題と改善点.....	253
7.2.4.1.	立入禁止区域とチェルノブイリ原発の放射性廃棄物管理プログラム.....	253
7.2.4.2.	4号炉の廃止	253
7.2.4.3.	廃棄物受け入れ基準.....	253
7.2.4.4.	既存放射性廃棄物貯蔵所の長期的安全性評価	253
7.2.4.5.	チェルノブイリ立入禁止区域に位置する暫定廃棄物貯蔵施設の復旧の可能性	254

7.3. チェルノブイリ立入禁止区域の将来.....	254
7.4. 結論と提言	255
7.4.1. 結論	255
7.4.2. 提言	256
7章の参考文献.....	257
起草と検討に協力したメンバー.....	260

第1章 要約

1.1. はじめに

1986年4月26日にチェルノブイリ原子力発電所【以下原発と略称】で発生した事故は、環境【居住地、農地、森林、表層水、地下水など】の放射能汚染をもたらしたが、この環境汚染がどのくらいのものであったかについて、本報告書では最新の評価を紹介する。事故の影響については、事故後すでに20年近くが経過したにもかかわらず、未だに矛盾する報告や噂が多数存在する。そこで、多くの分野にわたる国際機関と、事故で最も被害を受けた3ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）の所轄官庁の協力のもと、チェルノブイリ・フォーラムが、IAEAによって設立された。協力した国際機関は、国連食糧農業機関（FAO）、国連開発計画（UNDP）、国連環境計画（UNEP）、国連人道問題調整事務所（OCHA）、放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、世界保健機関（WHO）、世界銀行である。チェルノブイリ・フォーラムの設立総会は2003年2月3日～5日に開催され、上記に挙げた機関による継続的な組織としてのフォーラムの発足が決定された。

チェルノブイリ・フォーラムの目標は、一連の運営会議、専門家会議、一般会議を通じて専門家の合意に基づく声明を出すことであり、それによって各種提言を行う事である。合意すべき項目は、原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響や、飛散した放射性物質による環境への影響についてである。提言対象は、汚染された環境の修復、必要とされる健康管理、今後調査が必要な地域の選択などである。設立会合では、フォーラムの運営規約についても以下のとおり承認された。

- (a) 専門家の合意に基づく声明が出せるように、チェルノブイリ原発事故による健康と環境の長期的な影響に関する現在の科学的評価を検討し、さらに正確なものにすること。この声明は、次の点に焦点を合わせる。
 - (i) 原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響
 - (ii) 原発事故により飛散した放射性物質によって引き起こされた環境への影響（食品の汚染等）
 - (iii) 原発事故に起因するが放射線被曝や放射能汚染に直接関係づけられない影響

- (b) 原発事故による直接被曝や放射能汚染がもたらす健康や環境への影響に関して、今後必要な研究が何であるかを見極めること。また、過去の、或いは現在進行中の研究やプロジェクトを評価して、これらの研究を継続する必要がある地域を推薦すること。

- (c) 原発事故の影響を減らすべく、科学的に適切な計画を提言し、その実行を促すこと。実行においては、フォーラムを構成する複数の機関の連携活動も重要である。このような計画の必要な例として：
 - (i) 安全な条件のもとで、通常の農業、経済的生活、社会的生活に適するよう、汚染土壌を浄化すること

- (ii) 被害を受けた人々に対する専門的な健康管理
- (iii) 【汚染地での】長期的な被曝の人体への影響のモニター【追跡調査】
- (iv) チェルノブイリ放射能防護壁【石棺シェルター】の解体の際の環境への配慮、チェルノブイリ原発事故の結果で発生した放射性廃棄物の管理

チェルノブイリ・フォーラムは、事故の影響の大きかった3ヶ国と国連諸機関の上級職員による組織で、国連の中では上位の組織である。フォーラムの最終報告書である2つの技術報告書は、環境専門部会（EGE）と健康専門部会（EGH）の2つの専門部会により書かれた。この2つのグループのメンバーは、見識のある国際的な科学者と、事故の影響の大きかった3ヶ国の専門家で構成された。この2つの専門部会およびその下のいくつかの作業部会での作業を通して、技術報告書がそれぞれの専門部会で作成された。環境専門部会はIAEAのもとに、また健康専門部会はWHOのもとに組織された。

2つの専門部会の科学者たちは、それぞれの技術報告書の内容に関して合意に至ることができた。技術報告書は最終的にチェルノブイリ・フォーラムそれ自体によって承認され、最終報告書となった。本報告書は、環境影響に関するものであり、IAEAによって刊行される。健康への影響に関する報告書はWHOによって出版される予定である。

1.2. 環境の放射能汚染

原発の事故は、放射性核種の大気中への大規模な放出と、それに続く環境汚染を引き起こした。ヨーロッパの多くの国々が放射能汚染による被害を受けた。最大の被害国としては、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ【旧ソ連の3共和国】があげられる。地表に沈着した放射性核種は徐々に壊変し、更に大気・海洋・地表・都市といった環境の内外を移動していった。

1.2.1. 結論

1.2.1.1. 放射性核種の放出と地表への沈着

原発4号機からの大放出は10日間継続した。それには放射性ガス、凝縮したエアロゾル【空气中を浮遊する微粒子】、大量の燃料粒子が含まれていた。放出された放射性物質の総量は、1986年4月26日の時点で約 1.4×10^{19} Bq【ベクレル】であり、その中には 1.8×10^{18} Bqの ^{131}I 【ヨウ素131】と 8.5×10^{16} Bqの放射性セシウム【 ^{137}Cs と他の同位体】、 1.0×10^{16} Bqの ^{90}Sr 【ストロンチウム90】、 3×10^{15} Bqの放射性プルトニウム【各種同位体】が含まれていた。放出された全放射性物質の約50%は希ガス【放射性キセノン＝半減期5日など】によるものであった。

ヨーロッパの広大な地域がチェルノブイリ起源の放射能被害を受け、 ^{137}Cs 汚染が 4.0×10^4 Bq/m²以上の地域が20万km²以上に及んだ。その71%は、最も汚染された3ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）内にある。地表への沈着は非常に不均一であり、汚染された空気塊【放射性プルーム、放射性ダスト雲】が通過しているタイミングで降雨があった場合がとりわけ酷くなった。地表への

沈着分布地図は、まず¹³⁷Csについて作られた。というのも、¹³⁷Csは他の放射性核種よりも測定が簡単で、しかも重要な被曝源だからである。ストロンチウムおよびプルトニウムは、より大きな粒子【燃料粒子】に含まれる形で放出されたため、原子炉の近くだけ(半径100km以内)に沈着した。

放出された放射性核種の大部分は、短い半減期をもつ放射性核種だが、寿命の長い放射性核種も量は少ないが含まれていた。したがって、事故によって放出された放射性核種のうち多くのものが既に放射性壊変した。例えば、放射性ヨウ素の放出は、事故後すぐに被曝が懸念されたが、緊急事態であることと¹³¹Iの半減期が8日と短いため、放射性ヨウ素の地表沈着分布は十分な測定が出来なかった^{訳注1}。かわりに、現在は半減期の長い¹²⁹Iを測定している。これにより、¹³¹Iの地表への沈着を推定する、ひいては甲状腺の被曝線量の推定を改訂できる可能性がある。

事故直後の数ヶ月を過ぎると、放射性壊変ですっかり減ってしまったヨウ素に代わって、¹³⁷Csによる被曝が焦点となった。半減期がほとんど一緒の⁹⁰Sr【半減期29年】も重要だがセシウムほどには重要でない。事故から数年間は¹³⁴Cs【半減期2年】も重要だった。もっと長い数百年から数千年の時間で考えると、注意しなければならないのはプルトニウムの各種同位体と²⁴¹Am【アメリシウム-241】だけである。

訳注1：放射性ヨウ素は甲状腺の被曝量の推定に必須。

1.2.1.2. 都市環境

都市部では、芝生・公園・路地・大通り・広場・屋根・壁などの露出面が放射能汚染された。雨を伴わない汚染【乾性汚染】では樹木・灌木・芝生・屋根がより汚染され、雨に伴われた汚染【湿性汚染】では土壌・芝生などの水平な面がもっとも汚染された。¹³⁷Cs汚染が特に酷かったのは、家屋の周辺部で、そこでは屋根に溜まった放射性物質が雨水によって地面へ流し落とされた。チェルノブイリ原子力発電所にもっとも近い街であるプリピャチ市（Prypiat）の市街地やその近郊集落では、沈着した放射性物質からの放射線のため、深刻な外部被曝の危機があったが、緊急避難【1日半】によってやや軽減された。他の都市に沈着した放射性物質は、その後何年にもわたって人体への被曝源となり、それは今も続いている。

風雨や人間活動—交通・街路の洗浄・清掃を含む—により、日常生活や娯楽に使われる地域の放射能汚染は、1986年のうちにかなり減り、減少はその後も続いた。こうした浄化の代償として、下水網や下水汚泥【スラジ】の貯留地が二次汚染された。

現在では、事故で放射能汚染された居住地の大部分で、硬い表面の上で空間線量率が事故前のレベルに戻っている。それでも空間線量率の強い場所は残っていて、それは主に庭・家庭菜園・公園の処理されなかった土壌部分である^{訳注2}。

訳注2：原文は放置地（undisturbed soil）で、これは人の手が数ヶ月以上入っていない空き地を意味する。

1.2.1.3. 農業環境

事故の初期段階では、各種の放射性核種の表面への沈着【農作物や牧草への直接の沈着】が農作物とそれを食べる家畜の主な汚染源であった。この段階では、色々な種類の放射性核種が汚染を引き起こし、差し迫った問題は、放射性ヨウ素【各種の同位体】の放出と、それに続く汚染だったが、放射性ヨウ素の問題は、一番重要な放射性¹³¹Iの半減期が約8日と短いことから、最初の2ヶ月で収束した。ベラルーシ、ロシア、ウクライナでは、放射性ヨウ素が急速にミルクに移行し、ミルクの消費者、特に子供たちが大きな甲状腺被曝をうけた。ヨーロッパの他諸国での事故の影響は地域によって大きく違う。【事故当時、既に春を迎えていた】南ヨーロッパでは、酪農家畜が既に屋外にいたため、汚染地域の中には、放射性ヨウ素が高水準でミルクを汚染したところもある。

農作物、特に葉野菜もまた放射能汚染された。汚染の度合いは、その地表汚染の程度によって、また作物の生長のどの時期にあたるかによって、大きな差があった。植物の表面への直接的な沈着は、事故2ヶ月のあいだの問題であった。

汚染直後の初期段階【約2ヶ月】が終わると、根を通じた土壌からの放射性核種の取り込みが次第に問題となった。根からの取り込みは時間的にかなり変化している。一番問題となったのが、放射性セシウム（¹³⁷Csと¹³⁴Csの二種の同位体）である。半減期2年の¹³⁴Csが減ったあとも、半減期30年の¹³⁷Csはベラルーシ、ロシア、ウクライナのいくつかの地域で問題であり続けた。原発近郊では⁹⁰Srの問題もあったが、ストロンチウム汚染による被曝は、原子炉から離れた場所では沈着量が少なく、無視出来るレベルだった。プルトニウム同位体や²⁴¹Amなどのその他の放射性核種に至っては、【原子炉至近を除いては】沈着量そのものが極めて低かったり、根から取り込みにくかったりで、農業現場では問題とはならなかった。

土壌から動植物への放射性核種の移行は、どの核種をとっても、事故から早い時期に急減少した。これは予期されたことであり、というのも、風化、放射性壊変、放射性核種の土壌深くへの浸透、土壌中での放射性核種の生物学的利用効率の減少が起こるからである。特に、旧ソ連を中心に行われていた集約農業制度【集団農場で行われた農業】では、¹³⁷Cs汚染の酷かった農場での、農作物や畜産物への移行が事故後2~3年のうちに急速に減った。しかし、最近10年は、ほとんど減っておらず、長期の実効半減期【減少の速さ】を数値化する事すら出来ていない。

ちなみに、初期段階【植物の葉などへの沈着が効いていた時期】が終わった後、放射性セシウムの農産品への移行は、土地の沈着の度合いだけでなく、土壌の種類、管理方法[集約的が粗放的か]、生態系の種類【草原か農場か】に影響された。汚染地域で、長らく問題になっている事は、主に粗放農業【放牧等】で起こっている。粗放農業の牧草地は、落ち葉とかの有機物がいつまでも分解せずに多く残るような痩せた土壌が多く、しかも深く耕したり、カリウム肥料を施肥したりするような放射能対策がされていない。その牧草を家畜が食べるのである。放射性セシウムの移行は、旧ソ連の地方に多い、主に自給自足で乳牛も1~2頭所有している個人農家で特に問題になった。

長期的には、¹³⁷Csによる食肉やミルクの汚染が最大の内部被曝源であり、野菜の汚染も内部被曝を引き起こしつつあった。野菜と飼料のどちらとも、最近10年間の放射能濃度は年に3~7%しか減っておらず、向う数十年も¹³⁷Csによる内部被曝が続くことが予想される。セシウム以外で半減期の長い放射性核種に⁹⁰Sr【半減期29年】やプルトニウム同位体、²⁴¹Amがあるが、これらによる人体への影響は今後も無視出来ると思われる。

1.2.1.4. 森林環境

チェルノブイリ事故後、森林や山岳地域では、放射性セシウム¹³⁷Csの動植物への移行が極めて酷く、林産物が最悪の放射能値を記録した。これは放射性セシウムが森林生態系内で循環している為である。¹³⁷Cs放射能が特に強いのは、キノコ、野いちご、狩猟動物で、これらの放射能レベルは事故以来ずっと強いままである。農産物の消費による内部被曝は年々減っているものの、林産食品の放射能汚染は高レベルにとどまっており、多くの国々で基準値を今なお超えている。この状況は今後数十年にわたって続くと思われる。したがって、被害国の複数で、森林汚染による住民の被曝が次第に重要になってきた。林産食品の放射能汚染の今後の低下については、基本的に¹³⁷Csが土壌の深い所へと浸透下降するのと、放射性壊変による減衰で自然に減るのを待つしかない。

ヨーロッパの北極圏内外では、チェルノブイリ事故後、放射性セシウムが地衣類からトナカイへ、トナカイ肉から人体へという経路で移行することがあきらかになった。チェルノブイリ事故により、フィンランド、ノルウェー、ロシア、スウェーデンではトナカイ肉の放射能汚染が酷く、サーミ人【ラップランド原住民】にとって深刻な問題となった^{訳注3}。

材木や木製品の使用による一般人への被曝はほとんど心配ない。しかし、薪類を燃やしたあとの木灰は高濃度の¹³⁷Csを含むと予想され、木の他の使用法より被曝が大きくなるリスクがある。材木に含まれる¹³⁷Csは余り問題にならないが、パルプ工場内の被曝には注意を払わなければならない。

1992年には森林火災によって大気中の放射能濃度が上昇したがその値は問題になるほど高くはない。森林火災によって起こりうる放射線の影響について色々議論されてきたが、火や火災の近くを除けば、汚染された森林から人体への移行は問題になるほどのレベルにはならないだろう。

訳注3：サーミ人の多くがトナカイ放牧で生計を立てている。

1.2.1.5. 水域環境

チェルノブイリ原子炉からの放射性核種は、事故現場近くの地域のみならず、ヨーロッパの他の多くの場所で、表層水域を汚染した。事故直後の水の放射能汚染は、主に河川や湖の水表面へ放射性核種が直接沈着した事によるものであり、汚染した放射性核種・同位体の大部分は半減期の短いもの（そのうち最も重要なのは¹³¹I）である。事故から数週間の間、キエフ貯水池からの飲料水汚染が特に懸念された。

河川・湖沼等の水域の汚染は、水による希釈【流入や深層への攪拌】や、放射性壊変、集水域の土壌への放射性核種の吸着によって、フォールアウト【大気中へ吹き上げられた放射性物質が地表に降下すること】が起こってから、数週間のうち急速に減少した。湖や貯水湖では、【放射性核種を吸着した】浮遊粒子が湖底に堆積する事で、水中での放射能濃度を減らすのに貢献した。湖底堆積物は放射性核種を長期的に貯める場所として重要である^{訳注4}。

事故直後、放射性ヨウ素の魚による摂取が直ぐに起こったが、主に放射性壊変による減衰のお陰で放射能濃度は急速に低下した。旧ソ連3共和国の最大被害地域のみならず、スカンジナビアやドイツのような遠方のいくつかの湖においても、水中の食物連鎖による放射性セシウムの生物内濃縮で魚は高濃度に放射能汚染された。魚の⁹⁰Sr放射能濃度は、放射性セシウムと比較すると、そこま

で大きな内部被曝を引き起こさなかった。その理由は、全般的に地表汚染量がセシウムより少なく、その為、生物内濃縮量も少なめだったのと、 ^{90}Sr が食用となる魚肉よりも骨の部分に蓄積されたからである^{訳注5}。

長期的には、半減期の長い ^{137}Cs や ^{90}Sr が汚染土壌から洗い流されることによる二次汚染や、汚染濃度の高い湖底堆積物から汚染濃度の低い水中への再放出は、量的に少ないといえども、今なお続いている。土壌から放射性セシウムが洗い流されて表層水へと流入する量は、集水域の土壌が未分解の有機物を多く含む泥炭質の場合【痩せた土地】の方が、土壌にミネラルが多い場合【肥えた土地】よりも、はるかに多い。もっとも、現時点での表層水の放射能濃度は十分に低く、表層水による灌漑は問題ないとされている。

チェルノブイリ原発近隣の川や湖の水底に堆積した燃料粒子は、地表の土壌における燃料粒子と比較して、あまり風化・分解されない。推定の燃料粒子が半分に分解するのにかかる時間は、 ^{90}Sr や ^{137}Cs の半減期【約30年】とだいたい同じである。

河川・貯水湖・水の出入りの多い湖沼などの開放性水域の水や魚の ^{137}Cs 放射能濃度と ^{90}Sr 放射能濃度は現時点では低い。しかし、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの湖には非常に汚染された湖もいくつかあり、いずれも水の流入や流出が少ない閉鎖性湖沼である。しかも、これらの汚染湖は栄養塩に乏しく、中には、魚の ^{137}Cs 放射能濃度が将来に渡って高いままの湖もあるだろう。閉鎖性湖沼（たとえばロシア連邦のKozhanovskoe湖）の近くの住民の中には、 ^{137}Cs による内部被曝の大半が魚を食べる為である人々もいる。

黒海やバルト海はチェルノブイリ原発から遠く【数百キロの距離】、膨大な海水による希釈効果もあって、海水中の放射能濃度は淡水よりもかなり低かった。海水中の放射能濃度が低い上、海洋生物でのセシウムの生体凝縮が低い^{訳注6}ため、海水魚における放射能濃度は問題にはならなかった。

訳注4：地下水に関するまとめは3.5.5節を参照のこと。

訳注5：日本と違い、煮干しやイワシなど骨ごと食べる魚文化は西洋にはないので、原文には骨に対する警告がない。日本に当てはめると魚の骨に気をつけるべきということになる。

訳注6：海水にはセシウムと化学的性質の似たカリウムイオン、ストロンチウムと化学的性質の似たカルシウムイオンが大量にあるため、それらをあまり区別しない魚はセシウムやストロンチウムの代わりにカリウムやカルシウムを取り込む。詳細は3.5.4節参照。

1.2.2 将来の研究や継続的な測定【モニタリング】のための提言

1.2.2.1. 総論

本報告書の対象となった各生態系は、チェルノブイリ事故以来、集中的に調査・研究されてきた。それにより、半減期の長い放射性核種の中でも最も重要な ^{137}Cs と ^{90}Sr に関しては、その移行や生物濃縮はかなり良く分かっている。したがって、生態系における放射性核種の移行に関しては、新たに研究計画を緊急に組む必要はない。しかし、環境のモニタリングは、今後も限られた範囲で続ける必要があり、他にも研究がまだまだ必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

放射性核種（特に ^{137}Cs と ^{90}Sr ）の測定を、各環境の様々な地点【『農業環境』の中の『痩せた土壌』

などの対象】で長期にわたってモニタリングを続ける事は、実生活的（下記1.2.2.2節）にも科学的（下記1.2.2.3節）にも必須と言える。

1.2.2.2. 実生活面

今後、実生活の上で必要な事は以下のとおり：

- (a)外部被曝と食品汚染の値を、現在から将来に至るまで予測すること。これが分らないと、【放射能除去などの】の環境修復策や、【農地改良などの】長期対策の正当化の判断ができない。
- (b)汚染地域の一般住民に放射能汚染に関するきちんとした知識を与え、助言をすること。例えば、住民が森等の自然から採ったり狩ったりする習慣のある食品（キノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣、水の出入りの少ない湖の淡水魚など）が、今なお放射能汚染があり、その汚染が季節毎に増減する事や、場合によっては年ごとに増減する事などは、住民に周知させるべきである。また、食材の選択や食材の調理法によって、内部被曝を減らす事が出来るのであるから、それに関する助言もする必要がある。
- (c)放射線状況が変わり次第、汚染地域の一般住民に最新の放射線状況を知らせること。これは一般住民の不安を和らげるために不可欠である。

1.2.2.3. 科学面

科学面での必要な事は以下のとおり：

- (a)各生態系での放射性核種の長期的な移行を異なる自然条件で調べて、今後のモデルに必要な諸係数を求めること。このモデルは、チェルノブイリ事故による汚染地域での将来の汚染状況を予想し、将来起こるかもしれない放射能汚染の際に応用するものであり、正確な係数を測定から求める事は、このモデルの改良に不可欠である。
- (b)あまり研究されていない生態系（たとえば森林における真菌類の役割）で放射性核種がどのように移行していくか・どのように残留するかを決めるメカニズムを知ること。さらに、その生態系を修復する方策を探ること。この際、人体やその他の生物への被曝をいかにして減らすかと言う視点から、修復の手段を考えなければならない。

各環境の様々な地点【1.2.2.1節の注釈参照】での放射能濃度は、今では準平衡状態【出入りが同じぐらい】で、ゆっくりとしか変化しない。このため、モニタリングや研究調査で行われるサンプリング【例えば土壌の試料の採取】や放射線計測は、チェルノブイリ事故の直後の数年と比べて、回数も頻度も、かなり少なくて済む。

原発30km圏では、¹³⁷Csをはじめ、半減期の長い放射性核種で大量に汚染したが、この地域は一種の実験区域と看做して、各生態系ごとに放射性物質による生態系への影響の研究【radioecological studies】のために用いられるべきである。そうした研究は、非常に小規模な実験を除けば、地球上の他の場所では行えない【少なくとも極めて困難】からである。

1.2.2.4. 具体的提言^{訳注7}

チェルノブイリ事故によるヨーロッパ全体の¹³⁷Csの地表汚染に関しては、汚染地図の更新が必要だが、アルバニア、ブルガリア、グルジアの3ヶ国が空白地帯になっている。この空白を埋める測定をして地表汚染地図を完成させなければならない。チェルノブイリ事故後に甲状腺がんの増加が確認された地域に関しては、事故直後の¹³¹Iによる汚染をよりきめ細かく再現しなければならない。これは、現在の土壌中の¹²⁹Iの量から当時の¹³¹Iの量の推定する方法と1986年に実施された¹³¹Iの測定結果【¹³¹Iの大雑把な分布】と組み合わせれば可能である。

こうして¹³¹Iによる汚染分布がより正確に分かれれば、¹³¹Iによる甲状腺被曝量がより正確に推定出来る。これは住民の今後の健康リスク【どのくらいの確率で癌になるか等】を知る上で必須である。

さまざまな土壌や気候条件、農業慣行で生産された農作物・畜産物中の¹³⁷Csと⁹⁰Srの放射能濃度の測定は今後数十年にわたり続ける必要がある。その為の長期測定をモニタリング地点を決めて、調査対象を絞った研究プロジェクトとして進める必要がある。こうした長期データは、放射性核種の長期的な移行を推定する為のモデル【モデルに使う係数】を決めるのに不可欠である^{訳注8}。

¹³⁷Csやプルトニウムの都市内（放射能汚染の酷かったプリピャチ、チェルノブイリ、その他の都市）での細かい分布【屋根や壁を含む】を再び調査する事は有意義である。これにより【汚染がどのような場所でどのくらい速く減っているか・減っていないかがわかる】、もしも将来に原子力事故や放射能漏れ、テロなどがあった場合に、住民の外部被曝と内部被曝を推定する為のモデルをより正確に改良する事ができる。

森林汚染の問題に関しては^{訳注9}、汚染が今なお酷い森林で、かつ住民がキノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣などの森の動植物を採ったり狩ったりする風習のあるところでは、これら動植物の調査を長期にわたって調べる必要がある。放射能汚染の影響の残る国々の関係機関では、実際に、この種の長期モニタリングの結果を元に、一般人の森林の利用、例えば余暇や野生食品を採ったり狩ったりする事に関する助言が行われている。

林産品経由の被曝を防ぐ為に林産品の放射能検査が続けられているが、さらに、森林そのものの放射性セシウム汚染状況の長期的な動向【森林内の移行や季節変化や放射性崩変】を知るために、特定の森林の特定地点を選んで、より詳細で、科学的な計測を長期に渡って続けるべきである。生態系にとって真菌類などの重要な役割を占める生命体や、それらが放射性セシウムの移行や長期の挙動に果たす役割を、調べるのが望ましい。このようなモニタリングは、深刻な放射能汚染を受けた国々のうちの幾つか【ベラルーシやロシアなど】の国の森で既に実施されている。計測を今後も続けることは重要で、それによって、はじめて今後の汚染に関する長期動向が、より正確に予想出来るようになる。

水域系【河川・湖沼・海洋・地下水】の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後の数年間に集中的にモニタリングされ、研究されており、半減期の長くて被曝量の大きい⁹⁰Srと¹³⁷Csに関しては、水域系内での移行や生体濃縮が、現在までにかなりよく分かっている。しかし、水域環境のモニタリングは、今後も【限られた地域であれ】続ける必要があり、他にも研究が必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

水域系での放射性核種については、新たに大規模な研究計画を緊急に組む必要はあまりないが、それでも重要な水圏（プリピャチ川・ドニエプル川水系、黒海、バルト海、汚染の酷い西ヨーロッ

パの河川・湖沼のいくつか) に関しては、 ^{90}Sr と ^{137}Cs による将来の汚染状況の予測をより正確にするために、放射能汚染を継続的にモニタリングしつづける必要がある。測定対象は水、水底堆積物、魚であり、それを今後も続ける事で、今までの放射能測定と合わせて、事故以来の長期データが得られる事になる。データの取得期間が長ければ長い程、水圏での放射性核種の濃度を予測するモデルも、より正確になる。

現在、 ^{90}Sr や ^{137}Cs に比べて放射線被曝上大きな影響を与えていない超ウラン元素【プルトニウムなどのウランより質量の大きな元素】については、チェルノブイリ事故による汚染の酷い地域で調べる必要がある。このような調査は、非常に長い期間（数百年から数千年）にわたる環境汚染の予測を改善するのに役に立つ。超ウラン元素や ^{99}Tc (テクネチウム99【核反応の副産物として原子炉で出来る放射性核種で、半減期は21万年】)をあちこちで測定して回ることが、チェルノブイリ近郊の汚染地域で被曝予防に直接役立つ事はないだろうが、それでも、半減期の極めて長い放射性核種が環境の中でどのように移動し、どのような汚染を引き起こすかを良く知る事ができるようになるだろう。

チェルノブイリ冷却池は水位を下げて行く予定だが、これによって、池の生態系が変化する上、堆積物が露出し、堆積物中の放射性核種や（放射性核種を大量に含む）燃料粒子が今までと全く違った動き【飛散など】を始める恐れがある。したがって冷却池に関しては個別の調査を続けるべきである。水位を下げる事で起こる色々なプロセスをより正確にする為には、とりわけ、冷却池のような特殊な水域での燃料粒子の分解速度【分解によって放射性核種が飛散しやすくなる】をもっと研究する必要がある。

訳注7：この細節は3.7節と全く同じ内容で文章もほとんど同一である。

訳注8：モデルの一例が図5.2（外部被曝）と図5.12（内部被曝）に示されている。加えて、どういう所を避けたら被曝が減るかという知識（例えば森や雨樋や側溝が危ない）を得る事ができる。

訳注9：森林は農地と違ってなかなか汚染が収まらない（3.4.3節参照）。

1.3. 環境への対策と修復

チェルノブイリ事故以後、ソ連の関係部局は、環境汚染による被曝を減らすための短期対策・長期対策を数多く実施した。環境汚染対策のために多くの人と大量の資金と多くの科学資源【研究施設】が投入された。ただし、残念ながら、ソ連当局の行動はあまり公開されず、透明性も不十分で、情報が国民に届かなかつた。こういう経緯は、政府と国民との間で起こったコミュニケーションの問題や、国民の政府当局に対する不信感の一因となったようである。ロシア、ベラルーシ、ウクライナ以外の国々でも、類似した【情報を公開しない】振る舞いがあつて、それが当局への不信感を招いた。その結果、多くの国々で、このような重大事故での対処法が検討されるようになった。検討内容は、重大事故に際して、いかに情報を十分に公開し、事故対策の決定を透明にしながら事故に対処していくかであり、同時に対策などを決める際のプロセスに、いかに被害者を参入させるかである。

チェルノブイリ事故後に実施した汚染対策は、特殊な実験とも言え、これを元に、多くの国家や国際機関で、将来に起こるかも知れない緊急事態【原子力事故や放射能漏れ】に対する備えを改善する為にも役立っている。

1.3.1. 結論

1.3.1.1. 放射線の基準

一般人の被曝防止に関しては、チェルノブイリ事故当時、一般的な放射線防護の手引きだけでなく、深刻な原子力事故に対する特別な手引きもされていた。これらは国際レベル【ICRP】でも国家レベル【ソ連】でも存在していた。旧ソ連で使われた手引きでは、基本的な方法論が国際組織【ICRP】の方法論と異なっていたが、それでも、被曝量に関する上限値【安全基準】は大差なかった。当時利用可能であった国際基準や国内基準は、事故の被害を被ったヨーロッパ諸国でも、住民を被曝から防止するために使われた。

チェルノブイリ事故による放射能汚染は前例のない規模であり、その影響は長期に渡る。その結果、被曝状況も次第に変化しており、その変化にいちいち対応すべく、国内及び国際的に放射線に関する新しい安全基準を追加する必要に迫られた。

1.3.1.2. 市街地での対策

チェルノブイリ事故後の数年間、旧ソ連の汚染地域では放射能対策として、居住地の放射能除去作業が行われた。これは、外部被曝を減らすだけでなく、地表面に降り積もった放射性物質が風などで再びまき上げられて吸い込んでしまう事による内部被曝のリスクを減らす事も目的としている。放射能除去作戦の計画・実施に先だって、個々の除染法に対して、コストの評価と外部被曝線量のデータを基に修復法の評価を行って採用すべき除染法を決めたため、実際の放射能除去のコスト【資金以外を含む】に対する効果が十分に高かった。地域全体が除染されたため、一旦除染された地点が二次汚染で再び汚れる事はなかった。

市街地の放射能除去の結果、大量の低レベル放射性廃棄物を生み出し、これが今度は廃棄物処分の問題を引き起こした。

市街地の放射能除去に際しては、多数の検証プロジェクトやそれにもとづく数値モデルを活用して科学的根拠に基づくガイドラインが作られた。ガイドラインは、将来もし市街地が大規模に放射能汚染された場合も利用できるだろう。

1.3.1.3. 農業での対策

チェルノブイリ事故直後の放射能対策は、放射性ヨウ素による汚染ミルクからの内部被曝を減らすのに十分ではなかった。というのも、事故情報が知られるのが遅れた上に、対策して何をすれば良いのかの指導を行政が十分に行わなかった為である。この問題は、特に個人農家で大きかった
訳注¹⁰。このために、放射性ヨウ素による深刻な被曝を受けた人々もいる。

初期段階のもっとも効果的な放射能対策は、汚染した牧草類を飼料として使わず、ミルクを【放射能検査をした上で基準値を超えたものを】廃棄することであった。複数の国で、飼料を放射能汚染のないものに上手く切り替える事ができた。しかし、旧ソ連では汚染されていない飼料が不足していたため、この対策は余り広まらなかった。牛の屠殺がしばしば行われたが、これは放射能対策としては不味いもので、衛生上・実務上・経済上の大きな問題を引き起こした。

事故の数ヶ月後には、放射性セシウムと放射性ストロンチウムに対する長期的な農業対策が始まり、それはすべての汚染地域に効果的に普及した。こうした対策には、放射能汚染のない飼料への切り替えや、原乳を強制的に加工させる事が含まれる。これにより被害地域の多くで農業が続けられるようになり、内部被曝量を大幅に減らした。放射能対策でもっとも重要な前提条件は、農地や飼料、農産物の放射能検査であり、牛の筋肉に含まれるセシウム放射能濃度を生きたまま検査する事も含まれる。

長期的な放射能問題の中でもっとも深刻なのはミルクや食肉の放射性セシウム汚染であった。これに対し、旧ソ連と独立後の3ヶ国【ベラルーシ、ロシア、ウクライナ】では、飼料作物用の土地の改良を行ったり、放射能汚染のない飼料を使用したり【clean feeding】、家畜へセシウム結合剤を投与したりした。放射能汚染のない飼料の使用は、最も重要で効果的な対策の一つで、畜産物の¹³⁷Cs濃度が基準値を超えている国々で用いられた。長い目でみると、農業環境の放射能汚染はゆっくりとしか改善されていない。それでも、農業における放射能対策は一定の効果を維持している。

被害が一番大きい3ヶ国の農業への放射能対策は、経済的問題のため、1990年代中盤以来、実施率が急速に減少した。このため、動植物両方の農産物の放射能濃度が短期間に増加した。

この3ヶ国には、事故以来放棄された農地が未だにある。これら事故放棄農地は、もしも適切な土地改良策がとられたら再び利用できるようになるかも知れないが、現在のところ、法的、経済的、社会的制約のため困難である。

放射能対策の立案や実施の際に、被曝を減らすという面だけでなく、社会的・経済的な面も考慮された場合、その対策は一般により受け入れられやすかった。

西ヨーロッパの粗放農業で被害を受けた所では、放牧畜による放射性セシウムの取り込みが相変わらず酷く、高原や森林での放牧畜の産品に対して、いまだに一連の放射能対策がとられている。

史上はじめて、現実的で長期的な放射能対策が農業に対して立てられ、試された後に大規模に実施された。対策の内容は、牧草地の基礎改良【radical improvement】、屠殺前1～2ヶ月間、放射能汚染されていない飼料を与えることによる肉の浄化【clean feeding】、セシウム結合剤の投与、土壌の化学的改良、深く耕す事である。これらの対策が30億ヘクタール以上で実施されたことによって、3ヶ国すべてで、基準値を超えるような汚染農産物の量を減らす事ができた。

訳注10：旧ソ連の農業の担い手は集団農場と個人農家に分けられる。

1.3.1.4. 森林での対策

チェルノブイリ事故後、森林関係の放射能汚染対策は、大きく管理視点の対策(森林で通常行われる様々な活動の制限)と技術視点の対策に分けられる。

旧ソ連3ヶ国の広い領域とスカンジナビアの一部で実施された森林活動制限には以下の(a)-(e)のようなものがある。これらの制限により、放射能汚染された森林に居留したり、森林産物を使用・消費したりする事によって生じる人体への被曝が減った。

- (a) 外部被曝への対策としての一般人や森林労働者の立ち入り制限。
- (b) 狩猟獣【鹿・猪・兎の類い】、野いちご【ベリー】、キノコなどの野生食物を穫ったり採ったりする事の制限。汚染が最も酷い旧ソ連3ヶ国ではキノコを食べる事が一般的なため、この制限は特に重要である。
- (c) 木を燃やしたり、灰を処理・施肥したりする際に、屋内や庭での被曝を防止する為、住民による薪集めの制限。
- (d) 【季節の食べ物（キノコ）からの汚染で】動物の放射性セシウム汚染も酷くなる季節があり、その時期の野生肉を避けるための狩猟時期の変更。
- (e) 特に汚染が広い範囲に及ぶ地域で、火事による放射性物質の飛散による環境の二次汚染を阻止するための火災の徹底予防。

一方、旧ソ連3ヶ国の経験によれば、こうした制限は社会的な悪影響【不便】も大きく、影響が酷い場合は、当局からの勧告は一般住民に無視される可能性がある。こうした事態を防ぐために、森林活動の制限に関する十分な知識を地域住民に伝えるための教育プログラムがあれば役立つかもしれない。

技術を利用した森林対策（森林内での放射性セシウムの移行や分布を変えたりするための機械的あるいは化学的方法）があるが、これらは広い範囲での実施には向いていない。

1.3.1.5. 水域での対策

汚染土壌から放射性核種が水圏【河川・湖沼、海洋、地下水】へ流入するのを防ぐため、多くの対策が原発事故から数ヶ月～数年の間に実施された。残念ながら、その多くは効き目が薄い上に費用がかかり、しかも、対策を実施する作業従事者がかなりの被曝を受けるという結果に終わった。

最も効果のあった対策は、事故直後に行った汚染河川・湖沼からの飲料水の取水制限と、水源への切り替えである。淡水魚の食用を制限するのも有効な対策で、現にスカンジナビアやドイツでは効果があったが、ベラルーシ、ロシア、ウクライナでは、魚の食用制限は必ずしも守られなかった。

表層水【河川・湖沼】も汚染を最小限にする為の対策【工事や化学処理】は、どれも費用の割に放射能汚染の低減が少なく、将来的には実施を正当化できそうにない。従って、魚の食用制限は、一部の水域（特に水の出入りの少ない閉鎖性湖沼）で今後も数十年続くだろう。

この分野に関しては、今後必要なのは、一般住民に基本的な情報を知らせる広報活動である。というのも、放射能汚染された水や魚による健康被害のリスクに関して、一般住民の誤解がいまだに存在するからである。

1.3.2. 提言

1.3.2.1. チェルノブイリ事故で放射能汚染された国に対する提言

放射性核種で汚染された地域での長期的な環境修復策と被曝対策は、それがもしも十分な効果があつてコスト【資金以外を含む】に対する効果が最適化されていれば、実施すべきである。

被曝によって健康障害が起こる確率や、長期的な健康障害の確率を、技術的に【各種の環境修復策や放射能対策で】抑える可能性について、政府当局も国民も同様に知る必要がある。具体的な放射能対策などを決めるに当たっては、議論と決定の場の両方に住民が参加すべきである。

農地のうちの、主に土壌の痩せた所（砂や泥炭の多い土壌）では、今でも土壌から植物への放射性核種の移行【取り込み】が起こりやすい。したがって、長期的にみると、環境修復の為の措置と放射能対策は、今でもコストに対する効果が十分に上がっており、続けるべきである。

具体的に対策の必要な農地として、ベラルーシ・ロシア・ウクライナ3ヶ国の数百にのぼる集落の個人農場と、約50ヶ所の集約農場が特に挙げられる^{訳注11}。というのも、これらの農場では、ミルク中の放射性核種の濃度が、依然として国の安全基準値【action level】を超えているからである。

長期的な農地浄化策のうち、牧草地や草原の基礎改良【4.3.3.1節に詳述】と、泥炭湿地の排水が、非常に効果的である^{訳注12}。農業における放射能対策では、次の3つが最も効率的である。(1)屠殺前の暫くのあいだ、家畜の生体【筋肉等】をとって放射能検査しつつ、汚染されていない飼料を食べさせる【clean feeding：餌除染法】。(2)紺青【六シアノ鉄酸塩：セシウム結合剤】を牛に食べさせる。(3)農作時にミネラル肥料を追肥する。

放射能汚染が国の基準を超えている地域では、一般人が【鹿・猪・兎の類い】狩猟したり、野いちご【ベリー】やキノコを採ったり、淡水魚【但し水の出入りの少ない湖に棲む魚で、川魚は除外】を釣ったりしないよう、野生食物の収穫制限が今後も必要かもしれない。

放射能汚染の酷い野生食物をあまり食べなくてすむよう、個人の食事メニューに対するアドバイスを続けるべきである。また、簡単な調理手順で放射性セシウムを除去する方法についてもアドバイスを続けるべきである。

放射能汚染が最も深刻な地域では、地域社会の為にも、汚染地を継続的に活用する方法を見つける必要があり、また汚染地の生産性を継続的に回復させる為の方策もまたつける必要がある。これらの方策は当然ながら放射線による健康障害の危険性を考慮しなければならない。

訳注11：集団農場の間違ひではないかと思われる。

訳注12：泥炭湿地の排水については4.3節に説明がないので根拠が不明だが、3.4.3節で、水はけの良い土地の汚染が少ないと書いてある。

1.3.2.2. 世界への提言

チェルノブイリ事故後に実施された放射能対策は、人類にとって初めての経験である。従って、丁寧に文書化すべきであり、将来、放射線から人々と環境を守るべく、関係官庁や関係専門家の為の国際的・各国レベルの手引きを準備する際に使うべきである。

放射能汚染の最も酷い3ヶ国では、汚染農地で大規模な放射能対策が長期にわたって実施された。

これらの農業対策は、そのほとんどすべてについて、将来に放射能汚染事故が万が一発生した場合に実施する事を推奨する。ただし、土壌対策の効果は場所【土壌と気候】によって異なる。従って、土壌対策を実施する前に、土壌の特性と農業慣行を調べて専門家がきちんと考えることが極めて重要である^{訳注13}。

大規模な放射能汚染事故が万が一起こった場合に、市街地をどうやって汚染除去【除染】するか
の提言が上にあるが、これは、そのような事故を起こす可能性がゼロでない原子力施設（原子力発
電所や再処理工場）の管理者にきちんと知らせるべきであるし、そのような施設に隣接する地域
の自治体にも知らせるべきである。

訳注13：日本の農地は、チェルノブイリ周辺と土壌だけでなく気候も作物の性質も農業方法も全く
異なるので、特に注意しなければならない。

1.3.2.3. 今後研究すべき事

放射能対策や環境修復策の手法は、その根本原理に、物理学と化学がある。前者に対応する機械
的な手法に、放射性核種の除去や土壌の混ぜ返し【深く耕す事】などがあり、後者に対応する化学
的な手法に、土壌への石灰散布や、【カリウム肥料の】施肥などがある。これらの手法【機械的・
化学的・2つの組み合わせ】における物理学的・化学的原理は、効果を計算できるぐらいに十分に
理解されており、世界中の類似の状況で応用できる。それと比べると、環境修復に使えそうな生物
プロセス（例えば、農業生産の作物の見直し^{訳注14}や生物を使った環境修復技術など）はあまり理解
されていない。これら生物学に対応するプロセスについては、一層の研究が必要である

社会学的な面の研究が必要な重要事項に、放射能対策に対する一般の人々の反応がある。すなわ
ち、緊急時において、放射能対策を導入・実施・終了する際に、それを人々がどう受け止めるか
である^{訳注15}。そういう研究を基に、対策実施にかかわる全ての過程【対策の決定から実行に至るまで】
で、一般人【農民や消費者】を参加させる為の社会的施策を整備することも同様に重要である。

放射能汚染された地域の環境修復にあたり、汚染地域に適用すべき基準^{訳注16}は、国際レベルと各
国レベルを問わず、未だに大きなばらつきがある。チェルノブイリ事故後に市民を被曝から守って
きた経験は、国際的に合意できる適切な基準の必要性を明確に示している。

訳注14：reprofiling of agricultural productionという見慣れない言葉なので、とりあえずこのように訳
した。

訳注15：例えば放射能対策による風評被害などが社会学的研究の対象となる。

訳注16：criteria=避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards=各状況での基準値の
両方。

1.4. 人体被曝

チェルノブイリ事故以後、作業員と一般住民のどちらもが放射線による影響を受け、その結果、健康被害が生じたり、将来的に健康被害につながる可能性が生じたりした。本報告書では、環境へ放出された放射性核種にさらされた一般住民の被曝パターンについて主に考察する。事故地域から避難した者、汚染地域に住み続けた者のどちらについても、一般住民が被曝した線量に関する情報が、健康被害に関連した以下のような目的のために必要とされる。すなわち、

- (a) 対策および修復プログラムの具体化
- (b) 健康影響の予測や、対応する健康保護対策の正当化
- (c) 一般住民および専門家への情報提供
- (d) 放射線に起因する健康への影響に関する疫学研究およびその他の医学的研究

事故後の環境モニタリングの結果によれば、最大の汚染国は、ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナであった。チェルノブイリ事故由来の被曝線量に関する情報の大部分が、これらの国からのものである。

公衆の放射線被曝経路は主に4つであった。すなわち、放射性プルーム【放射性ダスト雲】の通過にともなう外部被曝、放射性プルームや再浮遊した粒子の吸入による内部被曝、土壌その他の地表に沈着した放射性物質による外部被曝、食料品や水の摂取による内部被曝である。例外的な状況を除くと、後者の2つの経路がとりわけ重要であった。外部被曝と内部被曝が同様に重要だったというのが全般的な傾向だが、建築物の遮蔽効果と耕地の土壌の性状によって、両者の比重には大きなばらつきがあったことにも留意すべきである。

住民集団の個々の構成員への被曝線量の評価は、膨大な数の大気、土壌、食品、水、人の甲状腺、そして全身の放射性物質濃度測定の結果に基づいてなされた。これに加え、攪乱土壌と非攪乱土壌での外部ガンマ線量率の測定が多数行われ、人間への外部被曝線量も個人毎に熱ルミネッセンス線量計を用いて測定された。即ちこの被曝線量の推定結果は実際の測定値に基づいており、旧来の控えめな評価とちがってより現実的なものと言えるだろう。

一般住民へのチェルノブイリ事故の主要な健康被害が、小児及び思春期世代の甲状腺ガン発病率の増加であったことから、甲状腺の被曝線量測定には多くの注意が払われてきた。¹³¹I 摂取の結果生じる甲状腺被曝線量の評価は、ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナで事故後 2,3 週以内に実施され、35 万人の測定結果と、ミルク中の ¹³¹I の数千の測定結果に基づいている。

様々な対策によって、人間の被曝線量は大幅に低減された。公的【行政レベル】対策としては、住民の避難や転居、汚染食料の供給遮断、汚染された土壌の除去、放射性物質の農産品への取り込みを低減する為の農地改良、食料の代替、そして野生食物の摂取禁止が実施され、個人の自主的な対応策としては、汚染されている可能性のある食品の自己判断での回避があげられる。

1.4.1. 結論

チェルノブイリ事故により汚染されたベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの諸地域 (^{137}Cs の土壌への沈着 $>37\text{ kBq/m}^2$) に暮らす約 500 万人の住民が受けた集団実効線量【甲状腺への線量は含まず】は、1986 年から 1995 年の間の時期で、およそ 4 万 man Sv【人・Sv】であった。各国の被曝集団はそれぞれおよそ等しい集団線量を受けた。1996 年から 2006 年までの間に受けると見積られる集団実効線量の追加分は、約 9000(man Sv) である。

甲状腺への集団実効線量はおよそ 200 万 man Gy【人・Gy】であり、その半分近くはウクライナで被曝した人々が被ったものである。

人間の主要被曝経路は、地表に沈着した放射性核種からの外部被曝と、汚染された土地で作られた食物の摂取であった。【空気中の放射性物質の】吸入と飲料水、魚、そして灌漑水で汚染された産物の摂取は、一般的には経路としてはそこまで重要でなかった。

異なる集落間や各年齢-性別グループ間での甲状腺被曝線量の違いは大きく、0.1Gy 未満から 10Gy 以上と広い分布を示した。いくつかの年齢集団、特に幼い小児においては、被曝線量が、一部の個人に一時的甲状腺機能障害と甲状腺癌を引き起こすに足るほど高かった。

^{131}I 摂取による甲状腺内部被曝線量は、主に牛乳の摂取で、従としては緑色野菜の摂取によるものであった。小児は、平均すると成人が受けた線量よりもはるかに高い線量を被曝した。これは小児の甲状腺が小さい一方、牛乳の摂取量は成人と同程度だったためである。

汚染地域に居住し続け、主に飲食によって被曝した住民においては、甲状腺被曝線量への短寿命放射性ヨウ素 (すなわち ^{132}I , ^{133}I および ^{135}I) の寄与は小さかった (すなわち ^{131}I 甲状腺線量の約 1%)。というのも、食物連鎖中を放射性ヨウ素が移動している間に、短寿命放射性ヨウ素が崩壊していったからである。一般人の甲状腺被曝線量に関して短寿命放射性核種の寄与が最も大きかった (20-50%) のはプリピャチ (Pripyat) の住民が【空気の】吸入を通じて受けたものであった。なぜならこれらの住民は、汚染された食品を摂取しないうちに避難したからである。

測定結果および数値モデルデータ双方によると、都市部住民は、同レベルの放射能汚染を受けた農村地域に暮らす住民と比較して、外部被曝量は半分ないし 3分の2であった。これは、都市建築物の遮蔽特性が優れていたことと、職業別生活習慣【屋外作業か室内作業か】が違っていたことに由来する。また都市住民は農村住民と比較して、地産の農産物や野生食物への依存度が低かったため、摂食に由来する実効内部被曝線量および甲状腺内部被曝線量も 3分の1ないし半分であった。

初期には高かった外部被曝線量も、短寿命核種の崩壊と、放射性セシウムの土壌内部への移動のために急速に下落した。土壌中への移動によって遮蔽が増加し外部線量が低下したことに加え、地中に移動したセシウムが土壌鉱物粒子に結合したために、それが植物への移行とその後のヒトへの食物連鎖への混入を減少させるという結果をもたらした。

事故に由来する被曝のほとんどは現在までに受けた分と言える【今後の新たな追加被曝は比率として少ない】。

平均よりも 2~3 倍高い実効線量(甲状腺への線量は含まず)を受けたのは、農村で平屋建ての家に住み、狩猟動物の肉やキノコ、ベリー類などの野生食品を大量に食べた人々であった。

農村集落の住民の長期的な内部被曝線量は、土壌特性に強く依存する。内部被曝と外部被曝の寄

与は砂質土壌地域では同程度だが、【チェルノゼウムのような】大陸性黒土が大部分の地域では総（外部および内部）被曝線量への内部被曝の寄与は10%以下である。またこのような自然【土壌】条件のいかんにかかわらず、⁹⁰Srの内部被曝線量への寄与は、通常5%以下である。

放射性セシウムを含有する食品摂取に由来する小児への長期的な内部被曝線量は、成人および思春期世代の3分の2ないし9割程度だった。

集落住民の累積平均線量および予想平均線量はどちらも、地域の放射能汚染、主要な土壌のタイプおよび居住地域のタイプ【都市か村落か】によって2桁の開きがある。すなわち1986-2000年の間の累積線量は、大陸性黒土地域での都市域における2mSvから、ポドゾル風砂質土壌地域の散村における300mSvまでの幅があった。2001-2056年の間に予測される線量は、2000年までに被曝した総線量より大幅に低い（すなわち、1~100mSvの範囲）。

もし対応策が実施されなかったとしたら、平均以上に強く汚染された一部の村の住民は、生涯(70年)実効線量で最高400mSvを被曝していたかもしれない。集落の除染などの措置や農業上の対応策を集中的に実施したことによって、被曝線量は大幅に低減された。ちなみに、全世界の自然のバックグラウンド放射線からの生涯被曝線量はおおよそ70~700mSv、平均約170mSvである。

ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナの汚染地域に住む約500万人の人々の大部分は、現在では1mSv（3カ国における国家介入レベルに等しい）以下の年間実効線量しか受けていない。ちなみに、自然放射線からの全世界の年間被曝線量はおおよそ1~10mSv、平均約2.4mSvである。

最も被害を受けた3ヶ国の汚染地域で年間1mSv以上現在も被曝している住民の数は、約10万人と推定される。外部線量率および食物中の放射性核種（主として¹³⁷Cs）の放射能濃度の低減がかなりゆっくりなものになるだろうから、人間の被曝レベルの低減も緩慢になる（すなわち、現在の対策下では3-5%/年）と予測される。

入手可能な情報によれば、hot particle【吸入や飲食で体内に取り込まれうる、高い放射能をもつ微粒子】に由来する被曝は、重大なものとは思われない。

最も被害を受けた3ヶ国（ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ）の住民が受けた線量に関しては、チェルノブイリ・フォーラムと、UNSCEAR [1.1] の見積もりはほぼ一致する。

1.4.2. 提言

食料品の大規模なチェック【全品検査など】、個人の全身計測、一般住民への熱ルミネッセンス線量計の提供などは、現時点では、もはや必要ではない。しかし高度汚染地域ないし未だに放射性セシウムの食料への移行が高い地域における決定グループ^{訳注17}は分かっており、このような決定グループの代表的メンバーについて、線量計による外部被曝と、全身計測による内部被曝の継続モニタリングは行うべきである。

今後追加的な修復対策が予定されていない高度汚染地域においては、被曝リスクの高い個人あるいは集団全体の指標となる個人を特定し、定期的全身計測と外部線量のモニタリングを継続的に行った方が良いでしょう。これは、外部および内部被曝率が期待通りに持続的低減するかを追跡調査し、そうした低減が放射性物質の壊変のみによるものなのか、生態系による今後の自浄作用によるもの

なのかを見極めるためである。

訳注 17: 決定グループとは、個人の主要な被曝に関して最も重要な核種、被曝経路並びにこれらを考慮した結果、最も線量の高くなる可能性のあるグループ。

1.5. 動植物に対する放射線誘発影響

放射線が動植物に及ぼす生物学的影響は長い間科学者の関心事であった。実際、人間に対する作用についての情報の多くが、植物および動物に関する実験研究から発展してきたのである。核エネルギーの開発が進み、陸上および水中環境への放射能放出が及ぼしうる影響に関する懸念が深まって、更なる研究調査が行われてきた。1970年代半ばまでに、電離放射線^{訳注 18}が植物および動物に及ぼす作用に関して大量の情報が蓄積された。

1986年4月のチェルノブイリ原子力発電所事故は、砂漠や海ではなく、気候が温暖で、植物相や動物相が繁殖する地域で発生した。急性の放射線作用（植物や動物の放射線による死、繁殖機能の喪失、など）と長期的作用（生物多様性の変化、細胞遺伝学的異常、など）が被害地域で観察されてきた。放射能放出源にもっとも近い地域、30km 圏内あるいはチェルノブイリ立入禁止区域（Chernobyl exclusion zone; CEZ）に位置する生物相がもっとも大きな影響を受けた。その結果、この地域では、一方では高い放射線レベルによって、他方では種内および種間競争に起因する植物遷移や動物移住によって、生物相に対し、個体群レベルおよび生態系レベルの影響が引き起こされた。

CEZ 内の植物および動物の状況は、事故後最初の数ヶ月から数年で急速に変化し、その後準平衡状態に達した。現在では、生物相に及んだ放射線による悪影響の痕跡は、放射線源周辺付近（損傷した原子炉から数 km）でもほとんど見つからず、それ以外の領域では、自然に対する最大の有害因子である人間が排除されたことにより、野生の植物や動物が繁栄している。

訳注 18: 放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接電離放射線がある。原文では3～5章では電離放射線の事が単に放射線と記してあるが、本章では正式名称の電離放射線という書き方が往々にして用いられている。

1.5.1. 結論

チェルノブイリ事故により放出された放射性核種からの放射線は、被曝レベルが最も高かった地域（すなわち、放出点から 20~30km の距離までの範囲）に位置する生物相に、数多くの急性の悪影響を及ぼした。CEZ の外では、生物相に対するいかなる急性の放射線誘発影響も報告されていない。

チェルノブイリ事故に対する環境からの応答は、放射線の線量、線量率とその時間変化と空間的

なばらつき、そして生物種ごとの放射線感受性の違いの、複合的な相互作用であった。放射線によって誘発された細胞死によって引き起こされた以下のような個体レベルおよび個体群レベルの影響が、動植物で観察された。

- (a) 針葉樹、土壌無脊椎動物、ほ乳類の死亡率の増加
- (b) 植物や動物での繁殖機能の喪失
- (c) 動物(ほ乳類、鳥類、など)の慢性放射線症候群

放射性核種フォールアウト後の最初の1ヶ月で0.3Gy未満の累積線量しか被曝しなかった植物や動物では、いかなる放射性誘発影響も報告されていない。

放射性核種の壊変と移動による被曝レベルの自然な低下に伴って、動植物個体群は急性の放射線被曝影響から回復してきた。事故後の最初の繁茂期までに、動植物の個体群存続性は、繁殖と移入の両方で、大幅に回復した。動植物が放射線誘発性の重大な影響から回復するには、2、3年の期間が必要であった。

チェルノブイリ事故地域で観察された急性の放射線生物学的影響は、実験研究で得られた、あるいは電離放射線の影響を自然に受けるような他の条件下で観察された、放射線生物学的データと一致していた。従って、急速に発育する細胞系、たとえば植物の成長点や昆虫の幼虫は、放射線に非常に大きく影響された。個体レベルでは、若い植物や動物が、放射線の急性作用にもっとも感受性が高いことがわかった。

体細胞と胚細胞双方における、放射線の遺伝的影響が、事故後最初の数年間に、CEZ内の動植物において観察された。CEZ内外で、放射線を原因とするさまざまな細胞遺伝学的異常が、植物および動物に対して実施された実験的研究によって報告された。観察された細胞遺伝学的異常が有害な生物学的重要性を持つかどうかはわかっていない。

CEZ内で被害を受けた生物相の回復は、人間活動がまったくなくなったこと(たとえば最大汚染地域において、農業および工業活動や、それに付随する環境汚染が完全になくなったこと)の影響が、放射能影響など、ほかの要因よりも圧倒的に効いている。結果として、多くの植物や動物の個体群が拡大することとなり、現在の環境条件はCEZ内の生物相に肯定的な影響を及ぼしてきている。

1.5.2. 将来の研究調査に関する提言

放射線に対する環境保護システムを整備するため、動植物個体群に対する放射線の長期的影響がCEZにおいてさらに調査されなければならない。CEZは、他の面では自然な環境であるという点で、放射線生態学や放射線生物学的研究にとって、地球上で唯一無二の地域なのである。

特に、植物および動物個体群の遺伝構造に対する放射線の効果の、数世代におよぶ研究によって、根本的に新しい科学的情報がもたらされるかもしれない。

生物相が受けた線量に対する反応の相関を調べるための方法を標準化する必要がある。たとえば統一された線量測定手順を作成する必要がある。

1.5.3. 対策と修復に関する提言

原子力事故や放射能漏れなどの緊急時に畜産動物を防護するための行動指針が、CEZ で得られた経験を含む現代の放射線生物学的データに基づき整備され、国際的に共通化されなければならない。

CEZ 内の動植物にとっての放射線学的状況を改善する事を目的とした、科学技術に立脚した修復活動は、どの修復活動であれ、生物相には恐らく悪影響となるだろう。

1.6. チェルノブイリ石棺シェルター解体の環境と放射性廃棄物についての管理の側面

1.6.1. 結論

チェルノブイリ原子力発電所 4 号機の事故による破壊により、広域にわたる放射能汚染が生じ、原子炉、チェルノブイリ原子力発電所敷地および周辺地域（CEZ）で大量の放射性廃棄物が生み出された。1986 年の 5 月から 11 月にかけての石棺シェルターの建設は、損傷した原子炉の環境的封じ込め、敷地の放射線レベルの低減、そして敷地外へのさらなる放射性核種放出の防止を目的としていた。

石棺シェルターは、作業員が重度に放射線被曝するという状況の中で、極端に短い期間で建てられた。その結果、時間を短縮し建設中の線量を下げるために取られた対策のせいで、新しく建築された石棺シェルターが不完全になり、破損した 4 号機の構造安定性に関する包括的データが欠如することとなった。建設の際の安定性に関する不確定要素に加え、石棺シェルターが建築されてからの 20 年間に湿気によって発生した腐食によって、石棺シェルターの構造成分の劣化が続いてきた。石棺シェルター関連で発生しうる災害で主なものは、最上層の構造の起こりうる崩落と、放射性ダストの環境中への放出である。

将来発生する可能性のある石棺シェルター崩落を防ぐため、石棺シェルターの不安定な構造を強化する対策が計画されている。それに加え、長期的な解決策として、100 年以上の耐用期間を持つ新シェルター（新安全閉じ込め設備、new safe confinement: NSC）を現存石棺シェルターの覆いとして建築する計画が進められている。NSC の構築は、現在の石棺シェルターの解体、4 号炉からの高い放射性活性を持つ燃料含有粒子（FCM）の除去、そして損傷した原子炉の最終的な廃炉を可能にすると期待されている。

修復活動の経過中、汚染地域の浄化の結果として膨大な量の放射性廃棄物がチェルノブイリ原子力発電所の敷地およびその周辺の両方に生み出され、一時的な浅地廃棄物貯蔵庫や処理施設に収納された。1986 年から 1987 年にかけて、CEZ 内の原子力発電所敷地から 0.5～15km の距離に、ダストの拡散を防ぎ、放射線レベルを下げ、4 号炉やその周辺でのより良い労働環境を可能にする目的で、トレンチや埋め立て式の施設が創設された。こうした施設は相応の設計文書も人工バリアも水文地質的調査もなく建設されており、現在の廃棄物安全要件には適合していない。

事故に続く数年間、既存の放射性廃棄物を管理するための体系的な分析や受容可能な戦略を提供するために、多くの資源が投入された。しかしながら、今日まで、チェルノブイリ原子力発電所敷地や CEZ での放射性廃棄物管理の為の戦略、特に高レベルで長寿命の廃棄物に対する戦略に関して、少なくとも広く認められた戦略はまだ開発されていない。その最大の理由は放射性廃棄物貯蔵所や処理施設の数の膨大さである。これらのうち、よく調べられて目録化されているのはその半分ではない。そのため、放射性廃棄物目録は不確実なものとなっている。

今後は、NSC 建設、可能な場合の石棺シェルター解体、FCM 除去、および 4 号機の廃炉が行われる間に、さらなる放射性廃棄物が生成されると予想される。この廃棄物は、これまでの廃棄物とは別のカテゴリーに属するものであり、適切に管理されなければならない。

ウクライナの放射性廃棄物管理のための国家計画によれば、廃棄物のカテゴリー毎に異なる選択肢がある。低レベル放射性廃棄物用に計画された選択肢は、廃棄物をその物理的特性（たとえば土、コンクリート、金属）に従って分類し、可能ならそれを除染したり有効に再利用（NSC の基礎としての土の再利用、金属小片の融解）できる状態にしたりするか、処分場へ送る、というものである。

長寿命廃棄物は中間貯蔵所に【取りあえず】置かれる計画である。他の貯蔵選択肢も検討されているが、決定はまだなされていない。NSC の建設および石棺シェルター施設の除染の後、石棺シェルター解体とさらなる FCM の除去が行われると想定されている。高レベル放射性廃棄物は、現場で部分的に処理された後、深地層の処理施設が利用可能になるまで暫定貯蔵所に貯蔵される計画となっている。

こうした戦略的アプローチは、ウクライナ政府によって 1996 年に承認され 2004 年に追認された「放射性廃棄物管理のための包括的プログラム」にかいま見られる。この考え方によると、この地域で最適な地質的立地を探す特別な調査を 2006 年に開始するのは理にかなったことだと考えられる。この計画に従えば、2035～2040 年よりも前に深地層の処理施設の建設が完了しているかもしれない。

将来 CEZ が産業地域として開発されるか自然保護区として整備されるかは、4 号機を生態学的に安全なシステムへと転換する（すなわち、NSC の整備、現在の石棺シェルターの解体、FCM の除去および最終的には 4 号炉敷地の除染）ための将来戦略にかかっている。現在、1、2 および 3 号機（1000 MW RBMK【黒鉛減速軽水冷却沸騰水型】原子炉）は廃炉とすることを見越して停止されており、完成間近であった他の 2 つの原子炉（5 および 6 号機）は 1986 年事故後に破棄された。

石棺シェルターそして CEZ 内の廃棄物貯蔵所および廃棄施設の放射性物質目録に関しては、不確定部分が存在する。こうした状況は、安全性評価や環境分析だけでなく、修復活動の計画や新規設備の基準にも影響する。

1.6.2. 将来の行動のための提言

安全性を高めたり現在の入力データにおける前述の不確定部分を解決したりするための進行中の努力に鑑みて、石棺シェルターの解体と、事故の結果として生み出された放射性廃棄物の管理に関して、以下のような主な提言をすることができる。

これまでは個別の安全性および環境アセスメントはチェルノブイリ原子力発電所内あるいは周辺の個別の施設についてのみでしか実施されていないので、CEZ 全域内部でのあらゆる活動を包含する、包括的な安全性および環境への影響についてのアセスメントが、国際的な基準や提言に合致する形で実施されなければならない。

NSC の準備や建設と土壌除去が行われている間に、監視用の特殊井戸が破壊されると予想される。したがって、チェルノブイリ原子力発電所および CEZ での状況の十分なモニタリングに必要な、環境モニタリングの戦略、方法、機材および人員適性を、維持し向上させることが重要である。

一貫性のある管理方策が適用され施設処理能力が全てのタイプの廃棄物に十分なものとなることを確実にするため、石棺シェルター、チェルノブイリ原子力発電所敷地および CEZ のための、包括的な放射性廃棄物管理プログラムの整備が必要である。すべての修復および廃炉活動由来の廃棄物の特徴把握や分類（特に超ウラン元素含有の廃棄物）の重要性と、長寿命で高レベルの廃棄物の安全な長期間管理のための十分な施設・設備の整備の重要性は、特に強調されなければならない。したがって、十分な廃棄物貯蔵容量を保証するためには、廃棄物管理の適切な施設・設備の整備が必要となる。現在のところは、チェルノブイリ原子力発電所敷地内および CEZ 内での修復活動の速度と継続性は限定されたものである。

CEZ の復興のための首尾一貫した包括的な戦略が必要であり、そこでは既存の廃棄物貯蔵所や廃棄施設の安全性を高めることに特に焦点が当てられなければならない。そのためには、廃棄物を回収し処理する区域と廃棄物の放射性壊変を待つ区域とを決めるための、区域修復のための優先順位付けを、安全性評価の結果に基づいて行うアプローチが必要となるであろう。

1 章の参照文献

[1.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Vol. II, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

第2章 序文

2.1. 背景

チェルノブイリ・フォーラムは、国連食糧農業機関（FAO）、国連開発計画（UNDP）、国連環境計画（UNEP）、国連人道問題調整事務所（OCHA）、放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、世界保健機関（WHO）、世界銀行、およびベラルーシ、ロシア、ウクライナの所轄官庁の協力を得て、IAEAにより設立された。2003年2月3日～5日、チェルノブイリ・フォーラム設立会合が開催され、上記に挙げた機関による継続的な組織としてのフォーラムの発足が決定された。

このフォーラムの設立の背景は、2000年に遡る。この年、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）は国連総会において2000年報告書を発表した^{訳注1}[2.1]。

報告書では、被曝による人体への健康被害について述べられており、事故直後の過度の被曝による死亡以外で因果関係が証明できそうなのは、被爆時に幼児であった人の中で甲状腺がんと診断される割合が上昇したことだけであるとされた。ベラルーシ、ロシア、ウクライナ3ヶ国の政府代表は、この報告書に対して強い不満を示した。その理由として、次の2つがある。

- (a) 健康への影響についての記述は、大衆紙から国連諸機関による報告まで、その内容に大きな隔たりがある。
- (b) 事故の影響を受けた3ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）の科学者の意見がUNSCEARに取り入れられていない懸念がある。

その後、IAEAのエルバラダイ（M. ElBaradei）事務局長は、ベラルーシ訪問中、並びにベラルーシの代表や科学者団との会議の際、次のように述べた。

「この地域の人々には、今なお不信感が蔓延している…。その理由の一部は、原発事故による環境と健康への正確な影響に関するデータや報告に矛盾したものがあるからで、この矛盾は国家機関の間や関連国際組織の間においてさえ存在する」。これは、3ヶ国の政府当局による公式見解とほぼ一致した。政府当局が明らかに望んでいたのは、放射能汚染についての諸課題を議論したり、意見を交換したりする場を新しく作ることである。ここにいう諸課題には、汚染土壌の浄化・除染をいかに安価で効率よくするかや、原発事故の影響を受けた人々の健康をどうやって管理し守っていくのかなどの観点がある。3ヶ国の政府代表との会議で、IAEA事務局長は、国連諸機関と3ヶ国との連携活動としてのチェルノブイリ・フォーラム構想に対する支持を表明した。

訳注1：UNSCEARについては首相官邸HPに説明がある。

http://www.kantei.go.jp/saigai/senmonka_g7.html

2.2. チェルノブイリ・フォーラムの目的

フォーラム設立会合では、チェルノブイリ・フォーラムの目標が決められた。それは一連の運営会議、専門家会議、一般会議を通じて専門家の合意に基づく声明を出すことであり、それによって各種提言を行う事である。合意すべき項目は、原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康被害や、飛散した放射性物質による環境への影響についてである。提言対象は、汚染された環境の修復、必要とされる健康管理、今後調査が必要な地域の選択などである。

設立会合の参加機関は、フォーラムの運営規約について以下のとおり承認した。

- (a) 専門家の合意に基づく声明が出せるように、チェルノブイリ原発事故による健康と環境への長期的な影響に関する現在の科学的評価を検討し、さらに正確なものにすること。この声明は、次の点に焦点を合わせる。
 - (i) 原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響
 - (ii) 原発事故により飛散した放射性物質によって引き起こされた環境への影響(食品の汚染等)
 - (iii) 原発事故に起因するが放射線被曝や放射能汚染に直接関係づけられない影響
- (b) 原発事故による直接被曝や放射能汚染がもたらす健康や環境への影響に関して、今後必要な研究が何であるかを見極めること。また、過去の、或いは現在進行中の研究やプロジェクトを評価して、これらの研究を継続する必要がある地域を推薦すること。
- (c) 原発事故の影響を減らすべく、科学的に適切な計画を提言し、その実行を促すこと。実行においては、フォーラムを構成する複数の機関の連携活動も重要である。このような計画の必要な例として：
 - (i) 安全な条件のもとで、通常の農業、経済的生活、社会的生活に適するよう、汚染土壌を浄化すること
 - (ii) 被害を受けた住民に対する専門的な健康管理
 - (iii) 【汚染地域での】長期的な被曝の人体への影響のモニタリング【追跡調査】
 - (iv) チェルノブイリ放射能防護壁【シェルター、石棺】の解体の際の環境への配慮、チェルノブイリ原発事故の結果で発生した放射性廃棄物の管理

2.3. チェルノブイリ・フォーラムでの作業手続きと報告手段

チェルノブイリ・フォーラムは、事故の影響の大きかった3ヶ国と国連諸機関の上級職員による組織で、国連の中では上位の組織である。フォーラムの最終報告書である2つの技術報告書は、環境専門部会(EGE)と健康専門部会(EGH)の2つの専門部会により書かれた。この2つのグループのメンバーは、見識のある国際的な科学者と、事故の影響の大きかった3ヶ国の専門家で構成された。この2つの専門部会およびその下のいくつかの作業部会での作業を通して、技術報告書が

それぞれの専門部会で作成された。環境専門部会はIAEAのもとに、また健康専門部会はWHOのもとに組織された。

これらの技術報告書の作製にあたっては、放射能問題の各項目（本報告書にあるように膨大な数の項目がある）について、それぞれの作業部会が会議で議論した。その際、文献にあるデータのみでなく、事故の影響の大きかった3ヶ国から入手した未発表データをも評価の対象にして、詳細な検討を行っている。これらの技術報告書は、フォーラムとして承認されるチェルノブイリ・フォーラム最終報告書の基礎として用いられた。

本報告書は、チェルノブイリ・フォーラム最終報告書の一つであり、チェルノブイリ原発事故による環境への影響に関して記述している。もう一つのチェルノブイリ・フォーラム最終報告書は、チェルノブイリ原発事故による健康への影響に関するもので、WHOにより出版される予定である[2.2]。

2.4. 本報告書の構成

この報告書は7つの章から成る。第2章の序文に続き、第3章ではチェルノブイリから放出された放射性物質による汚染過程と汚染形態について、都市・農地・森林・水環境のそれぞれについて記述する。第4章では、これら都市・農地・森林・水環境における主な汚染対策並びに修復法を紹介する。これらの環境放射能対策は事故の影響、特に人体への影響を軽減するのに用いられた。第5章では、観測された汚染【3章】と修復対策【4章】を踏まえて、それぞれの環境（都市・農地・森林・水環境）で人体が被ばくした放射線量を評価する。第6章では主にチェルノブイリ近隣の汚染地域での放射線の動植物への影響についての実験データを概説する。最後の第7章では、チェルノブイリ原発のシェルターを解体する際の環境への影響と、チェルノブイリ30 km圏（略称 CEZ）での放射性廃棄物処理の方法について議論する。

各章とも、それぞれ独立した結論と指針をもって完結している。指針には今後の環境修復や、観測と研究に対するものが含まれる。第1章では要約をしている。

2章の参照文献

[2.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Vol. II, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000) 451-566.

[2.2] WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Health" (EGH), WHO, Geneva (in press).