

電離放射線の線源、影響およびリスク

UNSCEAR 2013年報告書

第 I 卷

国連総会報告書

科学的附属書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



UNITED NATIONS

電離放射線の線源、影響およびリスク

原子放射線の影響に関する国連科学委員会

UNSCEAR 2013

国連総会報告書

第 I 卷

科学的附属書A:



UNITED NATIONS
New York, 2015

NOTE

The report of the Committee without its annexes appears as Official Records of the General Assembly, Sixty-eighth Session, Supplement No. 46 and corrigendum (A/68/46 and Corr. 1). The report reproduced here includes the corrections of the corrigendum and other editorial corrections.

The designations employed and the presentation of material in this publication do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of the Secretariat of the United Nations concerning the legal status of any country, territory, city or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries.

The country names used in this document are, in most cases, those that were in use at the time the data were collected or the text prepared. In other cases, however, the names have been updated, where this was possible and appropriate, to reflect political changes.

Information on uniform resource locators and links to Internet sites contained in the present publication are provided for the convenience of the reader and are correct at the time of issue. The United Nations takes no responsibility for the continued accuracy of that information or for the content of any external website.

The attachments cited in this annex are electronically available for download from http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2013_1_Attachments.html

UNITED NATIONS PUBLICATION

Sales No. J14.IX.1

ISBN 978-92-1-642011-6

eISBN 978-92-1-056670-4

目 次

	頁
第 I 卷:	
Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly (国連総会報告書, 英文).....	1
科学的附属書	
附属書 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	19

Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly

Contents

<i>Chapter</i>	<i>Page</i>
I. Introduction.	1
II. Deliberations of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation at its sixtieth session.	2
A. Completed evaluations.	2
B. Present programme of work	3
1. Radiation exposures from electricity generation and an updated methodology for estimating human exposures due to radioactive discharges	3
2. Biological effects from selected internal emitters.	3
3. Epidemiology of low-dose-rate exposures of the public to natural and artificial environmental sources of radiation.	3
4. Development of an evaluation of medical exposures	3
5. Outreach activities	4
C. Strategic plan for 2014-2019.	4
D. Future programme of work	5
E. Administrative issues.	5
III. Scientific findings.	6
A. Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami.	6
1. The accident and the release of radioactive material into the environment	6
2. Dose assessment.	7
3. Health implications	10
4. Radiation exposures and effects on non-human biota.	11
B. Effects of radiation exposure on children.	12
 Appendices	
I. Members of national delegations attending the fifty-eighth to sixtieth sessions of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation	15
II. Scientific staff and consultants cooperating with the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation in the preparation of its scientific report for 2013	17

Chapter I

Introduction

1. Since the establishment of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation by the General Assembly in its resolution 913 (X) of 3 December 1955, the mandate of the Committee has been to undertake broad assessments of the sources of ionizing radiation and its effects on human health and the environment.¹ In pursuit of its mandate, the Committee thoroughly reviews and evaluates global and regional exposures to radiation. The Committee also evaluates evidence of radiation-induced health effects in exposed groups and advances in the understanding of the biological mechanisms by which radiation-induced effects on human health or on non-human biota can occur. Those assessments provide the scientific foundation used, inter alia, by the relevant agencies of the United Nations system in formulating international standards for the protection of the general public and workers against ionizing radiation;² those standards, in turn, are linked to important legal and regulatory instruments.

2. Exposure to ionizing radiation arises from naturally occurring sources (such as from outer space and radon gas emanating from rocks in the Earth) and from sources with an artificial origin (such as medical diagnostic and therapeutic procedures; radioactive material resulting from nuclear weapons testing; energy generation, including by means of nuclear power; unplanned events such as the nuclear power plant accidents at Chernobyl in 1986 and following the great east-Japan earthquake and tsunami of March 2011; and workplaces where exposure to artificial or naturally occurring sources of radiation may be increased).

¹ The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation was established by the General Assembly at its tenth session, in 1955. Its terms of reference are set out in resolution 913 (X). The Committee was originally composed of the following Member States: Argentina, Australia, Belgium, Brazil, Canada, Czechoslovakia (later succeeded by Slovakia), Egypt, France, India, Japan, Mexico, Sweden, Union of Soviet Socialist Republics (later succeeded by the Russian Federation), United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland and United States of America. The membership of the Committee was subsequently enlarged by the Assembly in its resolution 3154 C (XXVIII) of 14 December 1973 to include the Federal Republic of Germany (later succeeded by Germany), Indonesia, Peru, Poland and the Sudan. By its resolution 41/62 B of 3 December 1986, the Assembly increased the membership of the Committee to a maximum of 21 members and invited China to become a member. In its resolution 66/70 of 9 December 2011, the Assembly further enlarged the membership of the Committee to 27 and invited Belarus, Finland, Pakistan, the Republic of Korea, Spain and Ukraine to become members.

² For example, the international basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources, currently co-sponsored by the International Labour Organization, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the World Health Organization (WHO), the International Atomic Energy Agency (IAEA), the Nuclear Energy Agency of the Organization for Economic Cooperation and Development and the Pan American Health Organization.

Chapter II

Deliberations of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation at its sixtieth session

3. The Scientific Committee held its sixtieth session in Vienna from 27 to 31 May 2013.³ Carl-Magnus Larsson (Australia), Emil Bédi (Slovakia) and Yoshiharu Yonekura (Japan) served as Chair, Vice-Chair and Rapporteur, respectively. The Committee took note of General Assembly resolution 67/112 on the effects of atomic radiation.

A. Completed evaluations

4. The Committee discussed in detail two substantive scientific documents. The principal findings of those two documents are summarized in a scientific report (see chap. III below) and, together with the two detailed scientific annexes that underpin the findings, will be published separately in the usual manner, after comments from the Committee have been addressed.

5. The first document reported the results of an assessment of the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. The General Assembly, in its resolution 66/70, had endorsed the Committee's decision at its fifty-eighth session to conduct that assessment. The Committee acknowledged that it had been a major undertaking that had required efforts well beyond the resources normally available to the Committee and its secretariat. Over 80 experts from 18 countries and 5 international organizations had been involved in the work, constituting a major contribution in kind, and prepared material for the Committee's scrutiny at its sixtieth session. The experts had collected and reviewed data and information, and defined methodologies and processes for ensuring the quality of the data and for their use. Germany, Sweden and Switzerland had made financial contributions to the general trust fund to support the work of the Committee in this regard. An expert (offered by the Government of Japan under a non-reimbursable loan arrangement) had been assisting the secretariat in Vienna.

6. There were many sources of data: (a) specific datasets in electronic formats and supplementary information requested of the Government of Japan and other authenticated Japanese sources; (b) results of measurements and evaluations made by other United Nations Member States; (c) datasets made available by international organizations, including the Preparatory Commission for the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization (CTBTO), the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the International Atomic Energy Agency (IAEA), the World Health Organization (WHO) and the World Meteorological Organization; (d) information and independent analyses published in peer-reviewed scientific journals; and (e) measurements made by non-governmental organizations.

³ The sixtieth session of the Committee was also attended by observers for FAO, WHO, the International Agency for Research on Cancer, the World Meteorological Organization (WMO), IAEA, the Preparatory Commission for the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization (CTBTO), the European Commission, the International Commission on Radiological Protection, and the International Commission on Radiation Units and Measurements.

7. The Committee also discussed a substantive scientific document that represented an extensive review of the effects of exposure to ionizing radiation during childhood. The Committee had decided at its fifty-seventh session (16-20 August 2010), in deliberations on its future programme of work, that it should undertake to address radiation risks for and effects on children, to help clarify how those risks and effects were different for children and adults. The delegation of the United States of America had led the preparation of detailed technical documents on this subject, which had been discussed at the fifty-eighth (23-27 May 2011) and fifty-ninth sessions (23-27 May 2012).

B. Present programme of work

1. Radiation exposures from electricity generation and an updated methodology for estimating human exposures due to radioactive discharges

8. The Committee discussed two progress reports, one on an evaluation of radiation exposures from electricity generation and the other on updating the Committee's methodology for estimating human exposures due to radioactive discharges into the environment. The Committee noted that the review and update of the existing methodology was well advanced. It noted that electronic spreadsheets were being developed that would implement the methodology for use in conducting the assessment of radiation exposures of populations from various types of electricity generation. The Committee anticipated that both documents would be ready for final scrutiny at its sixty-first session.

2. Biological effects from selected internal emitters

9. The Committee discussed progress on evaluations of the biological effects of exposure to selected internal emitters, addressing two specific radionuclides: tritium and uranium. It considered that further work was needed, but envisaged that the two components might be ready for detailed discussion at the Committee's sixty-first session.

3. Epidemiology of low-dose-rate exposures of the public to natural and artificial environmental sources of radiation

10. The Committee discussed progress on an evaluation of epidemiological studies of low-dose-rate exposures of the public to naturally occurring and artificial environmental sources of radiation. The Committee acknowledged that the work was progressing but envisaged that it might not be completed before the sixty-second session.

4. Development of an evaluation of medical exposures

11. The Committee took note of a progress report by the secretariat on developing an evaluation of medical exposures. Because (a) exposures of patients undergoing medical procedures represented the most significant source of artificial exposure to ionizing radiation, (b) technology and practices in this area were changing rapidly and (c) this was a thematic priority of the Committee's strategic plan (2009-2013), the Committee had requested the secretariat to prepare a detailed plan for a report on this subject. It had also requested the secretariat to initiate the Committee's next Global Survey of Medical Radiation Usage and Exposures and to foster close cooperation with other relevant international organizations (such as IAEA

and WHO), as appropriate. A web-based questionnaire on medical exposures had been developed and was being tested. The secretariat planned to initiate the survey during 2013 and to obtain feedback from the Committee at its sixty-first session on preliminary findings, with a view to completing the evaluation thereafter.

12. The Committee suggested that the General Assembly might (a) encourage Member States, the relevant organizations of the United Nations system and other pertinent organizations to provide further relevant data about doses, effects and risks from various sources of radiation, which would help greatly in the preparation of future reports of the Committee to the Assembly; and (b) encourage IAEA, WHO and other relevant organizations to further collaborate with the Committee's secretariat to establish and coordinate the arrangements for the periodic collection and exchange of data on radiation exposures of the general public, workers and, in particular, patients.

5. Outreach activities

13. The Committee took note of progress reports by the secretariat on outreach activities, in particular plans for the dissemination of the Committee's report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. It took note of the progress that the secretariat had made in enhancing the public website of the Committee, developing leaflets and posters and updating a booklet to explain in plain language the findings of its recent reports.

C. Strategic plan for 2014-2019

14. The Committee discussed a strategic plan to provide vision and direction for all its activities during the period 2014-2019, to facilitate results-based programming by the secretariat, to help foster the management of sufficient, assured and predictable resources and to improve planning and coordination among the various parties involved.

15. The Committee considered that its strategic objective for the period 2014-2019 was to increase awareness and deepen understanding among decision makers, the scientific community and civil society with regard to levels of exposure to ionizing radiation and the related health and environmental effects as a sound basis for informed decision-making on radiation-related issues.

16. The Committee identified its thematic priorities for the period: (a) the global impact of energy production (including follow-up of the radiological consequences of the 2011 accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station) and of the rapidly expanding use of ionizing radiation in medical diagnosis and treatment; and (b) radiation effects at low doses and low dose rates.

17. Further strategic shifts were envisaged in order to better meet the needs of Member States, including: (a) further streamlining the Committee's scientific evaluation processes to complete both wide-ranging summary reports on the levels and effects of radiation exposure and preparing special reports that respond to emerging issues as the need arises; (b) further using intersessional expert groups to develop assessment methodologies, conduct

evaluations and maintain surveillance on emerging issues; (c) developing networks of experts, scientific focal points in Member States and centres of excellence to facilitate access to expertise; (d) further enhancing mechanisms for data collection, analysis and dissemination; and (e) further raising awareness and improving dissemination of the Committee's findings in readily understandable formats for decision makers and the public.

D. Future programme of work

18. At its previous session, the Committee had decided that the work to assess the levels of exposure and radiation risks resulting from the nuclear accident following the great east-Japan earthquake and tsunami of March 2011 and to complete an extensive review of the effects of radiation exposure on children should take priority over other evaluations and activities that had been initiated as part of the present programme of work. Because those two studies were to be completed and published during the following months, the Committee, in discussions about its future programme of work, agreed to focus on completing other outstanding evaluations that had been delayed owing to the unexpected work resulting from the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station, and not to introduce further new topics at this stage.

E. Administrative issues

19. The Committee welcomed developments in streamlining procedures for publishing the Committee's reports as sales publications. Nevertheless the Committee suggested that the General Assembly might request the United Nations Secretariat to continue to streamline the procedures, recognizing that, while maintaining quality, the timeliness of their publication is paramount to fulfil the expected accomplishments approved in the programme budget, and expecting that the report ought to be published within the same year in which it is approved.

20. The Committee recognized that, because of the need to maintain the intensity of its work and particularly to improve dissemination of its findings, voluntary contributions to the general trust fund established by the Executive Director of the United Nations Environment Programme to receive and manage voluntary contributions to support the work of the Committee would be beneficial. The Committee suggested that the General Assembly might encourage Member States to consider making voluntary contributions to the general trust fund for this purpose or to make contributions in kind.

21. The Committee agreed to hold its sixty-first session in Vienna from 26 to 30 May 2014.

Chapter III

Scientific findings

22. Two scientific annexes (published separately) provide the rationale for the conclusions expressed in the present chapter.

A. Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami

1. The accident and the release of radioactive material into the environment

23. On 11 March 2011, at 14.46 local time, a 9.0-magnitude earthquake occurred near Honshu, Japan, creating a devastating tsunami that left a trail of death and destruction in its wake. The earthquake and subsequent tsunami, which flooded over 500 square kilometres of land, resulted in the loss of more than 20,000 lives and destroyed property, infrastructure and natural resources. They also led to the worst civil nuclear disaster since the one at Chernobyl in 1986. The loss of off-site and on-site electrical power and compromised safety systems at the Fukushima Daiichi nuclear power station led to severe core damage to three of the six nuclear reactors on the site; this resulted in the release, over a prolonged period, of very large amounts of radioactive material into the environment.

24. As an immediate response, the Government of Japan recommended the evacuation of about 78,000 people living within a 20-km radius of the power plant and the sheltering in their own homes of about 62,000 other people living between 20 and 30 km from the plant. Later, in April 2011, the Government recommended the evacuation of about 10,000 more people living farther to the north-west of the plant (referred to as the deliberate evacuation area), because of the high levels of radioactive material on the ground. The evacuations greatly reduced (by up to a factor of 10) the levels of exposure that would otherwise have been received by those living in those areas. However, the evacuations themselves also had repercussions for the people involved, including a number of evacuation-related deaths and the subsequent impact on mental and social well-being (for example, because evacuees were separated from their homes and familiar surroundings, and many lost their livelihoods).

25. The information reviewed by the Committee implies atmospheric releases of iodine-131 and caesium-137 (two of the more significant radionuclides from the perspective of exposures to people and the environment) in the ranges of 100 to 500 petabecquerels (PBq) and 6 to 20 PBq, respectively; for its further work, the Committee used estimates that lie within those ranges. These estimates are lower, indicatively, by a factor of about 10 and 5, respectively, than corresponding estimates of atmospheric releases resulting from the Chernobyl accident. Winds transported a large portion of the atmospheric releases to the Pacific Ocean. In addition, liquid releases were discharged directly into the surrounding sea. The direct discharges amounted to perhaps 10 and 50 per cent of the corresponding atmospheric discharges for iodine-131 and caesium-137, respectively; low-level releases into the ocean were still ongoing in May 2013.

2. Dose assessment

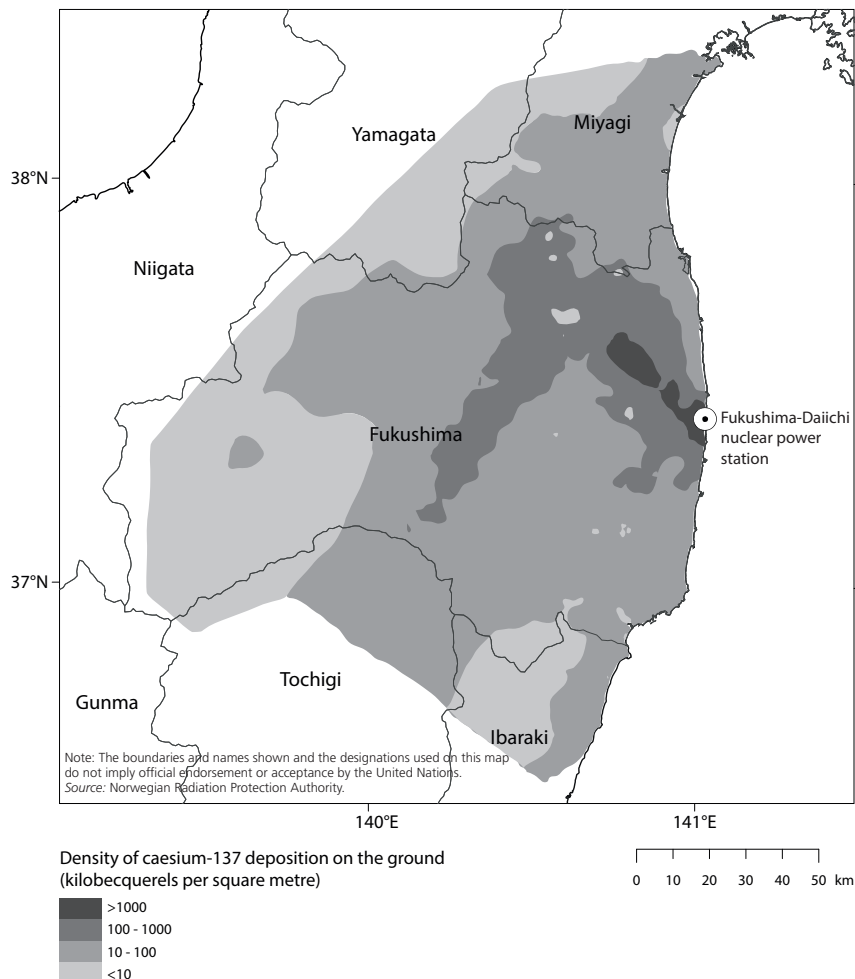
26. Iodine-131 (with a short half-life of 8 days) and caesium-137 (with a much longer half-life of 30 years) were found to be the two most important radionuclides for dose assessment. For those two radionuclides, the affected tissues and the time span of the exposure were quite different. Iodine-131 tended to accumulate in the thyroid gland for a few weeks after the release and delivered a dose primarily to that organ. Caesium-137 was deposited on the ground; it delivers a dose to the whole body over many years following the release.

27. The Committee has made estimates of the radiation exposures of various categories of people, namely: members of the public exposed as a result of the release of radioactive material into the environment; occupationally exposed workers employed at the Fukushima Daiichi nuclear power station at the time of the accident and those subsequently involved in on-site recovery operations; and emergency personnel involved in on-site and/or off-site activities. Where practicable, the Committee based its evaluations on results of individual monitoring. Occupationally exposed workers and emergency personnel were generally monitored for exposure to sources of radiation external to the body (external exposures) and for exposures from intakes of radioactive materials into the body (internal exposures) where these may have been significant.

28. At the time the Committee's evaluation began, few direct measurements of internal exposures were available for members of the public. These were insufficient for the Committee to estimate doses for the areas in Japan most affected by the accident. Therefore, the Committee had to rely on the use of various models to estimate doses on the basis of measured, or predicted, levels of radioactive material in the environment and their transfer through the environment to humans (for example, the figure illustrates the pattern — derived from measurements — of caesium-137 deposition in the areas of Japan most affected as a result of the accident). Of necessity, modelling had to be used to forecast potential doses in the future.

Figure
Deposition of caesium-137 on the ground in the Fukushima Prefecture and neighbouring prefectures based on measurement data adjusted to 14 June 2011

This map is derived by interpolating between measurements; its aim is to portray the overall pattern of deposition levels and extent rather than to indicate precise demarcation areas.



29. The estimated effective doses resulting from the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station can be put in perspective by comparing them with those received from exposures to radiation sources of natural origin (such as cosmic rays and naturally occurring radioactive material in food, air, water and other parts of the environment). The Japanese people receive an effective dose of radiation from naturally occurring sources of, on average, about 2.1 millisieverts (mSv) annually and a total of about 170 mSv over their lifetimes. The Committee's latest estimate for the global average annual exposure to naturally occurring sources of radiation is 2.4 mSv and ranges between about 1 and 13 mSv, while sizeable population groups receive 10 to 20 mSv annually.⁴ Absorbed doses to individual organs are expressed in milligrays (mGy). The average annual absorbed dose to the thyroid from naturally occurring sources of radiation is typically of the order of 1 mGy.

⁴ *Official Records of the General Assembly, Sixty-third Session, Supplement No. 46 (A/63/46), table 1.*

(a) Members of the public

30. The districts with the highest average estimated doses for members of the public were within the 20-km evacuation zone and the deliberate evacuation area. For adults, the effective dose estimated to have been received before and during the evacuation was, on average, less than 10 mSv and about half of that level for those evacuated early on 12 March 2011. The corresponding estimated average absorbed dose to the thyroid was up to about 35 mGy. For 1-year-old infants, the effective dose was estimated to be about twice that for adults and the dose to the thyroid was estimated to be up to about 80 mGy, as much as one half of which arose from the ingestion of radioactivity in food. However, there was considerable variation between individuals around this value, depending on their location and what food they consumed.

31. Adults living in the city of Fukushima were estimated to have received, on average, an effective dose of about 4 mSv in the first year following the accident; estimated doses for 1-year-old infants were about twice as high. Those living in other districts within the Fukushima Prefecture and in neighbouring prefectures were estimated to have received comparable or lower doses; even lower doses were estimated to have been received elsewhere in Japan. Lifetime effective doses (resulting from the accident) that, on average, could be received by those continuing to live in the Fukushima Prefecture have been estimated to be just over 10 mSv; this estimate assumes that no remediation measures will be taken to reduce doses in the future and, therefore, may be an overestimate. The most important source contributing to these estimated doses was external radiation from deposited radioactive material.

32. Doses higher or lower than the average values above can be estimated for people with habits or behaviour significantly different from the average, and/or for those living in areas where the levels of radioactive material were or are significantly different from the average for a particular district or prefecture. Within a district the individual doses related to inhalation and exposure to external radiation typically range from about one third of the average up to three times the average. Larger doses cannot be totally discounted for some individuals — in particular, if they consumed certain locally produced foodstuffs in the aftermath of the accident despite governmental advice or continued living in evacuation areas for an extended period. Some infants may have received thyroid doses of 100 mGy or more.

33. Some information on internal doses, based on direct measurements of radioactivity in people, was available shortly after the accident, but more information became available after the Committee completed its dose estimations. Collectively, these measurements of radioactive content of the thyroid and of the whole body indicated doses due to internal exposure lower than those estimated by the Committee, by a factor of about 3 to 5 for thyroid doses and up to about 10 for whole-body doses. Thus, the Committee considers that its dose estimates may overestimate actual exposures.

34. Radiation exposures in neighbouring countries and the rest of the world resulting from the accident were far below those received in Japan; effective doses were less than 0.01 mSv, and thyroid doses were less than 0.01 mGy; these levels would be of no consequence for the health of individuals.

(b) Fukushima Daiichi nuclear power station workers, emergency personnel, municipal workers and volunteers

35. By the end of October 2012, about 25,000 workers had been involved in mitigation and other activities at the Fukushima Daiichi nuclear power station site; about 15 per cent of them were employed directly by the plant operator (Tokyo Electric Power Company (TEPCO)), while the rest were employed by contractors or subcontractors. According to their records, the average effective dose of the 25,000 workers over the first 19 months after the accident was about 12 mSv. About 35 per cent of the workforce received total doses of more than 10 mSv over that period, while 0.7 per cent of the workforce received doses of more than 100 mSv.

36. The Committee examined the data on internal exposure for 12 of the most exposed workers and confirmed that they had received absorbed doses to the thyroid in the range of 2 to 12 Gy, mostly from inhalation of iodine-131. The Committee also found reasonable agreement between its independent assessments of effective dose from internal exposure and those reported by TEPCO for those workers for whom there were measurable levels of iodine-131 in the body. No account was taken of the potential contribution from intakes of shorter-lived isotopes of iodine, in particular iodine-133; as a result, the assessed doses from internal exposure could have been underestimated by about 20 per cent. For many workers, because of the long delay before monitoring, iodine-131 was not detected in their thyroids; for those workers the internal doses estimated by TEPCO and its contractors are uncertain.

37. Apart from those groups, in vivo monitoring of 8,380 personnel affiliated with the United States Department of Defense was carried out between 11 March 2011 and 31 August 2011. About 3 per cent of those monitored had measurable activity levels with a maximum effective dose of 0.4 mSv and a maximum absorbed dose to the thyroid of 6.5 mGy.

3. Health implications

38. No radiation-related deaths or acute diseases have been observed among the workers and general public exposed to radiation from the accident.

39. The doses to the general public, both those incurred during the first year and estimated for their lifetimes, are generally low or very low. No discernible increased incidence of radiation-related health effects are expected among exposed members of the public or their descendants. The most important health effect is on mental and social well-being, related to the enormous impact of the earthquake, tsunami and nuclear accident, and the fear and stigma related to the perceived risk of exposure to ionizing radiation. Effects such as depression and post-traumatic stress symptoms have already been reported. Estimation of the occurrence and severity of such health effects are outside the Committee's remit.

40. For adults in Fukushima Prefecture, the Committee estimates average lifetime effective doses to be of the order of 10 mSv or less, and first-year doses to be one third to one half of that. While risk models by inference suggest increased cancer risk, cancers induced by radiation are indistinguishable at present from other cancers. Thus, a discernible increase in cancer incidence in this population that could be attributed to radiation exposure from the accident is not expected. An increased risk of thyroid

cancer in particular can be inferred for infants and children. The number of infants that may have received thyroid doses of 100 mGy is not known with confidence; cases exceeding the norm are estimated by model calculations only, and in practice they are difficult to verify by measurement.

41. For the 12 workers whose exposure data were scrutinized by the Committee and who were estimated to have received absorbed doses to the thyroid from iodine-131 intake alone in the range of 2 to 12 Gy, an increased risk of developing thyroid cancer and other thyroid disorders can be inferred. More than 160 additional workers received effective doses currently estimated to be over 100 mSv, predominantly from external exposures. Among this group, an increased risk of cancer would be expected in the future. However, any increased incidence of cancer in this group is expected to be indiscernible because of the difficulty of confirming such a small incidence against the normal statistical fluctuations in cancer incidence. Workers exposed to doses above 100 mSv will be specially examined, including through annual examinations of the thyroid, stomach, large intestine and lungs for potential late radiation-related health effects.

42. In June 2011, a health survey of the local population (the Fukushima Health Management Survey) was initiated. The survey, which began in October 2011 and is planned to continue for 30 years, covers all 2.05 million people living in Fukushima Prefecture at the time of the earthquake and reactor accident. It includes a thyroid ultrasound survey of 360,000 children aged up to 18 years at the time of the accident, using modern high-efficiency ultrasonography, which increases the ability to detect small abnormalities. Increased rates of detection of nodules, cysts and cancers have been observed during the first round of screening; however, these are to be expected in view of the high detection efficiency. Data from similar screening protocols in areas not affected by the accident imply that the apparent increased rates of detection among children in Fukushima Prefecture are unrelated to radiation exposure.

4. Radiation exposures and effects on non-human biota

43. Exposures of selected non-human biota in the natural environment were also estimated. The doses and associated effects of radiation on non-human biota following the accident were evaluated against the Committee's previous evaluations of such effects.⁵ Exposures of both marine and terrestrial non-human biota following the accident were, in general, too low for acute effects to be observed, though there may have been some exceptions because of local variability:

(a) Effects on non-human biota in the marine environment would be confined to areas close to where highly radioactive water was released into the ocean;

(b) Continued changes in biomarkers for certain terrestrial organisms, in particular mammals, cannot be ruled out, but their significance for population integrity of those organisms is unclear. Any radiation effects would be restricted to a limited area where the deposition of radioactive material was greatest; beyond that area, the potential for effects on biota is insignificant.

⁵ See *Official Records of the General Assembly, Fifty-first Session, Supplement No. 46 (A/51/46)*, and *Sixty-third Session, Supplement No. 46 (A/63/46)*.

44. While it was not within the scope of the Committee's evaluation, it is important to note that the effects of the protective actions and any remediation conducted to reduce human exposure have a significant impact on, inter alia, environmental goods and services, resources used in agriculture, forestry, fisheries and tourism, and amenities used in spiritual, cultural and recreational activities.

B. Effects of radiation exposure of children

45. Epidemiological studies reported in the literature vary with regard to the specific age groups they consider. For the purposes of the Committee's evaluation of the effects of radiation exposure on children, the term "children", in contrast to "adults", included those exposed as infants, children and adolescents. The evaluation did not specifically address effects of in utero exposure to radiation because such information is contained in other comprehensive reports. The evaluation also did not address the many beneficial uses of radiation exposure for children, such as in medical diagnosis and therapy, which are outside the mandate of the Committee.

46. Sources of exposure to children that are of particular interest include accidental exposures, and specific regions with enhanced levels of natural background radiation, as well as diagnostic and therapeutic procedures. The data reviewed by the Committee were derived from studies covering a wide range of doses, variable dose rates, whole and partial body exposure and children of different ages. The effects described in the annex are often very specific to a given exposure scenario.

47. At its sixtieth session the Committee considered the effects of radiation exposure of children and reached the following conclusions:

(a) For a given radiation dose, children are generally at more risk of tumour induction than are adults. Cancers potentially induced by exposure to ionizing radiation at young ages may occur within a few years, but also decades later. In its report on its fifty-fourth session, the Committee stated that estimates of lifetime cancer risk for those exposed as children were uncertain and might be a factor of 2 to 3 times as high as estimates for a population exposed at all ages.⁶ That conclusion was based on a lifetime risk projection model combining the risks of all tumour types together;

(b) The Committee has reviewed evolving scientific material and notes that radiogenic tumour incidence in children is more variable than in adults and depends on the tumour type, age and gender. The term "radiation sensitivity" with regard to cancer induction refers to the rate of radiogenic tumour induction. The Committee reviewed 23 different cancer types. Broadly, for about 25 per cent of these cancer types, including leukaemia and thyroid, skin, breast and brain cancer, children were clearly more radiosensitive. For some of these types, depending on the circumstances, the risks can be considerably higher for children than for adults. Some of these cancer types are highly relevant for evaluating the radiological consequences of accidents and of some medical procedures;

(c) For about 15 per cent of the cancer types (e.g. colon cancer), children appear to have about the same radiosensitivity as adults. For about

⁶ *Official Records of the General Assembly, Sixty-first Session, Supplement No. 46 and corrigendum (A/61/46 and Corr.1) paras. 21-22.*

10 per cent of cancer types (e.g. lung cancer), children appear less sensitive to external radiation exposure than adults. For about 20 per cent of cancer types (e.g. oesophagus cancer), the data are too weak to draw a conclusion regarding any differences in risk. Finally, for about 30 per cent of cancer types (e.g. Hodgkin's disease and prostate, rectum and uterus cancer), there is only a weak relationship or none at all between radiation exposure and risk at any age of exposure;

(d) At present, projections of lifetime risk for specific cancer types following exposure at young ages are statistically insufficient. Estimates currently do not adequately capture the known variations, and additional studies are needed;

(e) For direct effects that occur after high (either acute or fractionated) doses (so-called deterministic health effects), the differences in outcome between exposure in childhood and in adulthood are complex and can be explained by the interaction of different tissues and mechanisms. These effects may be seen after radiation therapy or following high exposures in accidents. The difference between the radiation sensitivity of children and that of adults for deterministic effects in a specific organ is often not the same as the difference for cancer induction. There are some instances in which childhood exposure poses more risk than adulthood exposure (e.g. risk of cognitive defects, cataracts and thyroid nodules). There are other instances where the risk appears to be about the same (e.g. risk of neuroendocrine abnormalities), and there are a few instances where children's tissues are more resistant (e.g. lungs and ovaries);

(f) Because of all the above considerations, the Committee recommends that generalizations on the risks of effects of radiation exposure during childhood should be avoided. Attention should be directed to specifics of the exposure, age at exposure, absorbed dose to certain tissues and the particular effects of interest;

(g) There have been many studies of possible heritable effects following radiation exposure; such studies were reviewed by the Committee in 2001. It has been generally concluded that no heritable effects in humans due to radiation exposure have been explicitly identified (specifically in studies of offspring of survivors of the atomic bombings). Over the past decade, there have been additional studies that have focused on survivors of childhood and adolescent cancer following radiotherapy, where gonadal doses are often very high. There is essentially no evidence of an increase in chromosomal instability, minisatellite mutations, transgenerational genomic instability, change in sex ratio of offspring, congenital anomalies or increased cancer risk in the offspring of parents exposed to radiation. One reason for this is the large fluctuation in the spontaneous incidence of these effects;

(h) Health effects and risks are dependent on a number of physical factors. Because children have smaller body diameters and there is less shielding by overlying tissues, the dose to their internal organs will be larger than for an adult for a given external exposure. Because they are also shorter than adults, children may receive a higher dose from radioactivity distributed in and deposited on the ground. These factors are important when considering doses to populations in some areas with high levels of radionuclides in and on the ground. In diagnostic medical exposure, children may receive significantly higher doses than adults for the same examination

if the technical parameters for delivering the dose are not specifically adapted;

(i) Regarding internal exposure, because of the smaller size of infants and children, and thus because their organs are closer together, radionuclides concentrated in one organ irradiate other organs of children's bodies more than occurs in adults. There are also many other age-related factors involving metabolism and physiology that make a substantial difference in dose at different ages. Several radionuclides are of particular concern regarding internal exposure of children. Accidents involving releases of radioactive iodines (for example, in a nuclear power plant accident) can be significant sources of exposure of the thyroid gland, and thus have the potential to induce thyroid cancer. For a given intake, the dose to the thyroid for infants is eight or nine as large as that for adults. For intakes of caesium-137, there is very little difference in dose between children and adults. Internal exposure of children also occurs in the medical use of radionuclides. The spectrum of procedures normally performed on children is different from that performed on adults. Potentially higher doses in children are offset in practice by the use of a lower amount of administered radioactive material.

48. The Committee recognizes that continued research is needed to identify the full scope and expression of the differences in effects, mechanisms and risk from exposure to ionizing radiation for children and for adults. This is necessary because for a number of studies (such as of the atomic bombing survivors, children exposed to radioiodine after the Chernobyl accident and those who have had computed tomography scans), the lifetime results remain incomplete. Future long-term studies following childhood exposure will face significant difficulties owing to unlinked health records, administrative and political barriers and ethical and privacy considerations.

49. Important areas of future research and work also include evaluation of potential radiation effects for children: (a) in areas of high natural background exposure; (b) after high-dose medical procedures involving interventional fluoroscopy; and (c) after cancer radiotherapy (including evaluation of potential interactions with other therapies). The Committee has identified the following areas for future research as well: development of databases on radiation doses for children who can be tracked in the long term; and evaluation of effects following whole and partial irradiation of juvenile organs. Studies at the molecular, cellular, tissue and juvenile animal level are potentially informative.

Appendix I

Members of national delegations attending the fifty-eighth to sixtieth sessions of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

Argentina	A. J. González (Representative), A. Canoba, M. di Giorgio
Australia	C. M. Larsson (Representative), C. Baggoley, G. Hirth, S. B. Solomon, R. Tinker
Belarus	J. Kenigsberg (Representative), A. Stazharau, V. Ternov
Belgium	H. Vanmarcke (Representative), S. Baatout, H. Bijwaard, H. Bosmans, G. Eggermont, H. Engels, F. Jamar, L. Mullenders, H. Slaper, P. Smeesters, A. Wambersie, P. Willems
Brazil	J. Hunt (Representative), D. R. Melo (Representative), M. Nogueira Martins (Representative), M. C. Lourenço, L. Holanda Sadler Veiga
Canada	C. Purvis (Representative), B. Pieterse (Representative), N. E. Gentner (Representative), D. Boreham, K. Bundy, D. B. Chambers, J. Chen, S. Hamlat, R. Lane, C. Lavoie, E. Waller
China	Pan Z. (Representative), Chen Y., Du Y., Gao H., Liu J., Liu S., Pan S., Su X., Sun Q., Wang Y., Yang H., Zhang W., Zhu M.
Egypt	T. S. El-Din Ahmed (Representative), M.A.M. Gomaa (Representative)
Finland	S. Salomaa (Representative), A. Auvinen, E. Salminen
France	L. Lebaron-Jacobs (Representative), A. Rannou (Representative), E. Ansoborlo, M. Bourguignon, J.-R. Jourdain, F. Ménétrier, M. Tirmarche
Germany	W. Weiss (Representative), A. A. Friedl, K. Gehrcke, P. Jacob, T. Jung, G. Kirchner, J. Kopp, R. Michel, W. U. Müller
India	K. B. Sainis (Representative), B. Das, P. C. Kesavan, Y. S. Mayya, K. S. Pradeepkumar
Indonesia	S. Widodo (Representative), Z. Alatas, G. B. Prajogi, G. Witono, B. Zulkarnaen
Japan	Y. Yonekura (Representative), S. Akiba, T. Aono, N. Ban, M. Chino, K. Kodama, M. Kowatari, M. Nakano, O. Niwa, K. Ozasa, S. Saigusa, G. Suzuki, T. Takahashi, Y. Yamada, H. Yamagishi
Mexico	J. Aguirre Gómez (Representative)
Pakistan	M. Ali (Representative), Z. A. Baig
Peru	A. Lachos Dávila (Representative), B. M. García Gutiérrez

Poland	M. Waligórski (Representative), L. Dobrzyński, M. Janiak, M. Kruszewski
Republic of Korea	K.-W. Cho (Representative), S. H. Na (Representative), K.-H. Do, D.-K. Keum, J.-I. Kim, J. K. Lee, S. Y. Nam
Russian Federation	M. Kiselev (Representative), A. Akleyev, R. Alexakhin, T. Azizova, V. Ivanov, N. Koshurnikova, A. Koterov, I. Kryshev, B. Lobach, O. Pavlovskiy, A. Rachkov, S. Romanov, A. Sazhin, S. Shinkarev
Slovakia	E. Bédi (Representative), M. Chorváth, Ž. Kantová, K. Petrová, L. Tomášek, I. Zachariášová
Spain	M. J. Muñoz González (Representative), M. T. Macías Domínguez, B. Robles Atienza, E. Vañó Carruana
Sudan	M.A.H. Eltayeb (Representative), I. Salih Mohamed Musa (Representative), E.A.E. Ali (Representative)
Sweden	L. Hubbard (Representative), L. Moberg (Representative), A. Almén, L. Gedda, J. Johansson Barck-Holst
Ukraine	D. Bazyka (Representative)
United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland	J. Harrison (Representative), J. Cooper (Representative), S. Bouffler, J. Simmonds, R. Wakeford
United States of America	F. A. Mettler Jr. (Representative), L. R. Anspaugh, J. D. Boice Jr., N. H. Harley, E. V. Holahan Jr., R. J. Preston

Appendix II

Scientific staff and consultants cooperating with the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation in the preparation of its scientific report for 2013

G. N. Kelly

V. Golikov

L. S. Constine

H. D. Nagel

D. Nosske

R. Shore

Secretariat of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

M. J. Crick

F. Shannoun

H. Yasuda (seconded)

附属書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

目次	頁
I. 緒言	25
II. 事故の経時的推移	28
A. 事故の進展	28
B. 環境への放出	34
C. 公衆の被ばくに関連して講じられた措置	34
D. 職業被ばくに関連して講じられた措置	37
III. 放射性核種放出、拡散および沈着	37
A. 放射性核種の放出	38
1. 大気中への放出	38
2. 海洋環境への放出	40
3. 環境放出の概要	41
B. 環境拡散と沈着	41
1. 大気と陸域環境	41
2. 海洋環境	44
IV. 公衆の被ばく線量評価	44
A. 被ばく経路	45
B. 線量評価のデータ	46
C. 公衆被ばく評価方法の概要	48
D. 線量評価の結果	50
1. 避難しなかった公衆の1年目の線量	50
2. 避難者の線量	54
3. 日本での将来的被ばく線量評価	55
4. 他の国における被ばく線量の評価	57
E. 不確かさ	57
F. 直接測定と他の評価の比較	59
1. 人々における放射性核種の直接測定	59
2. 他の評価	59
V. 作業者の線量評価	60
A. 緒言	60
B. 線量と健康に影響を与える条件	61
C. 放射線から作業者を防護するために講じられた措置	61

D. 報告された線量.....	62
E. モニタリングおよび線量測定の評価	65
1. 内部被ばく	66
2. 外部被ばく	66
F. 内部被ばく線量推定の評価.....	67
VI. 健康影響.....	69
A. 一般的考察.....	69
B. 公衆における健康影響.....	72
1. 観察された健康影響.....	72
2. 健康リスクの推定	72
3. 集団検診.....	74
C. 緊急時の作業に携わった作業者の健康影響	74
1. 観察された健康影響.....	74
2. 推定されている健康へのリスク.....	75
3. 集団検診.....	76
VII. ヒト以外の生物相の線量と影響の評価.....	76
A. 緒言.....	76
B. 被ばくと影響	76
1. 陸域生態系.....	76
2. 水域生態系.....	78
VIII. 要約および結論	78
A. 線量推定の基準	79
B. 公衆の被ばく	80
C. 作業者の被ばく.....	81
D. 公衆と作業者の健康影響	82
1. 公衆の健康影響	82
2. 作業者の健康影響.....	83
E. ヒト以外の生物相への放射線被ばくと影響.....	84
F. 将来の科学的研究の必要性	84
謝辞.....	86
附録 A. データの編集	89
附録 B. 放射性核種の放出、拡散および沈着	103
附録 C. 公衆に対する線量評価.....	147
附録 D. 作業者の線量評価.....	199
附録 E. 公衆と作業者における健康影響.....	233

附録 F. ヒト以外の生物相の線量と影響の評価.....	255
参考文献.....	273

本附属書で引用されている補足資料は下記のサイトからダウンロードできる。
http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2013_1_Attachments.html

1. 緒言

1. 2011年3月11日14時46分(現地時刻、以下同様)、日本の本州近くにおいて、マグニチュード9.0の地震および巨大津波(「東日本大震災」)が発生し、人々の生命、財産、社会基盤、天然資源を危険にさらした。津波は500平方キロメートルの土地におよび、地震と津波とを合わせた被害は、2013年9月1日時点の情報で、死者18,703名、行方不明者2,674名、負傷者6,220名に達している[M21]。25万棟以上の建物が全半壊し、さらに、少なくとも75万棟が部分的に損傷した。2万2千隻の漁船が破壊され、200平方キロメートル以上の農地が塩水に浸かり2年以上耕作できない状態となった。

2. この自然災害は、東京電力福島第一原子力発電所(以下「福島第一原発」という。)にも深刻な損傷をもたらした。そして、大量の放射性物質が大気中および海洋中に放出された。2013年末の時点で、10万人以上の人々が事故のために避難生活を余儀なくされており、海洋環境への放射性核種の放出は今も継続している。発電所敷地内の作業者は、使用済燃料プールからの燃料の撤去と損傷を受けた炉心の管理に関わる複雑な問題に直面している。事故によって最も影響を受けた地域での復旧活動と土地の修復、損傷を受けた原発サイトの廃止措置についての努力が今後何十年にわたって続くことになる。また、発電所内外において被ばくレベル¹と健康影響のモニタリングを長期間にわたり実施することが求められている。

3. 2011年5月の第58回会合において、国連科学委員会(以下「本委員会」)は、2011年3月に発生した東日本大震災後の原子力発電所事故による被ばくレベルと放射線リスクの評価を、十分な情報が集まった時点で実施する旨決定した。その後国連総会は決議66/70においてこの決定を支持した。

4. 日本のすべての都道府県における放射線レベルと放射性物質の沈着密度、食品中の濃度および公衆の被ばくならびに作業員の被ばくに関する多くのデータが利用可能であった。日本の政府機関がまとめた多くのデータ、また査読のある学術誌に発表された多くの論文が提供された。影響評価の実施をサポートするデータの提供を本委員会が要請したところ、日本以外の国連加盟25カ国もその要請に応じて公式に情報を提供してくれた。包括的核実験禁止条約機関(CTBTO)準備委員会、食糧農業機関(FAO)、国際原子力機関(IAEA)、世界保健機関(WHO)、世界気象機関(WMO)などを含む他の国際機関からもデータの提供があった。本委員会はまた、いくつかの非政府組織が発表したデータも検討した。すべてのデータについて当該評価に含めることが妥当かどうかを検討した。データ収集プロセス、評価方法と品質保証手順に関する情報を附録Aに記載している。評価のために使用したデータと方法は、本附属書とその補足資料に記した通りである。本委員会は、主として2012年9月末までに発表されたデータと文献に準拠することで正式に合意した。しかし、本附属書を取りまとめるにあたり、それ以降2013年末までに得られた重要な新しい情報についても、実行可能な限り適宜検討を行った。本委員会が下した結論のうち定性的記述の信頼性をより確かにすることを狙いとして、限定的ながら不確かさ/感度解析を適宜実施した。

5. 本委員会は、この評価を行うにあたって、多くの科学者や機関から多大な援助と協力を得た。世界18カ国から派遣された科学分野の専門家80人以上で構成するチームが設置され、それを補完する存在として、国から派遣されてはいないが関連する専門知識を有し、当該作業に重要と思われる経験を有している数名の個人も参加した。専門家は全員利益相反を申告することを義務づけられた。本委員会の事務局と役員は、これらの申告書を検討した上で、専門家が従事する調査作業に利益相反がないことを確認した。当該作業には5つの国際機関も関与した。専門家は、いくつかの専門グループ

¹ この報告書では、被ばくとは、放射線にさらされる行為、状態またはその程度を表すために一般的な意味で使用されており、物理的な量を意味するものではない。

に組織され、調整専門家グループが各グループを監督した。調整専門家グループの長はW.Weiss (ドイツ)がつとめた。各専門家グループには、リーダー1名、日本からのアドバイザー1名、書記1名、リード・ライター、執筆協力者、コメンテーターそれぞれ若干名が置かれた(構成については本附属書の本文末尾にある謝辞を参照)。日本政府は、米倉義晴氏をこの調査作業の科学面における日本のとりまとめ役(フォーカルポイント)に指名した。専門家は、データおよび情報の収集と検討、データの質が目的に適合しているかどうかを確認する方法とプロセスの確立、発表された文献の評価、資料の原案作成、詳細な線量²の評価・検証、健康影響の評価、そしてヒト以外の生物相への影響の評価などを行った。専門家の多くは、自国の研究機関に所属する追加支援スタッフから検討作業に関するサポートを得た。日本政府から派遣された専門家がウィーンの事務局を支援した。

6. 事務局は技術的作業に関する支援を行った。具体的には、研究者を集めた全専門家会議を3回ウィーンで招集、2週ごとのオンライン会議を通しての専門家グループリーダー間の協力と共同作業の促進、専門家間でデータおよび情報を共有・管理するためのオンライン・プラットフォームの構築、各国政府やその他国際機関との連絡調整などに努めた。調査のほとんどは、電子的なコミュニケーション手段とツールを使用して実施された。専門家の多くは、国際規模のワークショップ、会議、会合に個人として参加した。これらの会合の多くは日本で開催された。事務局は、情報のとりまとめに関与した人々と直接意見を交わすことによって情報を明確化することを目的として、本委員会主導の技術的検討のための訪日を一度開催した。ドイツ、スウェーデンおよびスイスの各政府は、これらの目的に対する本委員会の活動を支援するために、一般信託基金への寄付を行った。

7. 調整専門家グループは、一連の作業を計画・調整し、2012年5月の国連科学委員会第59回会合と2013年5月の第60回会合に報告書原案を提出した。C-M. Larsson議長(オーストラリア)の下、本委員会は報告書原案を精査し、方法論、データの質、および評価の中間結果について議論した。調整専門家グループは、本委員会の指示にしたがい、作業の調整を行った。本委員会の代表団は、報告書原案についてのコメントを第59回の後に1回、第60回会合の後に2回提出し、その後、報告書案について最終的に承認した。本委員会の事務局と専門家グループはまた、追加データを得るため、日本のアドバイザーに幅広くかつ頻繁に連絡を取り、結果の解釈や評価について意見交換した。このことはプロジェクトを実施するにあたって不可欠であり、彼らのすべての貢献に対しここに感謝の意を表するものである。

8. この科学的附属書の狙いは、原子力事故がもたらした放射線被ばくのレベル、それに関連した人々に対する健康影響とリスク、ヒト以外の生物相に対する影響に関する知見を提供することで、主に2011年と2012年に得た情報を評価することにある。本附属書は、線量の推定値を提示するとともに、本委員会が収集したデータおよび情報を使用し、事故を含むすべての発生源に由来する放射線の健康と環境への影響について本委員会がこれまで行ってきた科学的評価に照らして、日本国内に加え、度合いは低くなるが近隣諸国でのさまざまな集団の健康との関連を含めて議論するものである。本附属書は、将来実施される可能性のある追跡調査や研究のために、どのような知識が不足しているかを挙げている。本附属書は、人権³、公衆の健康防護、環境保護、放射線防護、緊急時に係る準備と対応、事故の管理、原子力安全およびこれらに関連する事項についての教訓を見いだしたり政策問題を検討するものではない。また、本附属書は、地方自治体や日本政府、その他国家機関や国際機関に対する助言を意図するものではない。

² 線量とは、放射線が対象物に与えたエネルギーの尺度であり、基本的な線量測定量、すなわちグレイ(Gy: 1Gyのエネルギー吸収は1キログラムあたり1ジュールに相当)という単位で表される(通常は臓器に於ける)吸収線量のことであり、本委員会は、吸収線量と健康影響リスクとの科学的関係を表すために、この数量単位を使用する。しかしながら、本委員会は同時に、放射線防護目的に限って考案された量であり、放射線被ばくによる潜在的な生物学的影響を表すために最も一般的に使用されている指標の量、すなわちシーベルト(Sv)という単位で表される実効線量も使用する。この量は、与えられたエネルギー量が同じであっても、放射線によりその生物学的影響が異なること、そして組織の反応もそれぞれ異なることを考慮に入れたものである。自然放射線源に由来する日本の住民一人当たりの年間平均バックグラウンド線量は約2.1mSvであることを今後の比較の参考として挙げておく。寿命を80歳とすると、これは一人あたり平均で約170mSvの線量に相当する。

³ 本委員会は、「達成可能な最も高い身体的および精神的健康の水準を享受することに対する万人の権利に関する特別報告者報告」(Anand Grover、総会公認記録、人権理事会、第23回会合)(A/HRC/23/41/Add.3)を参考にした。

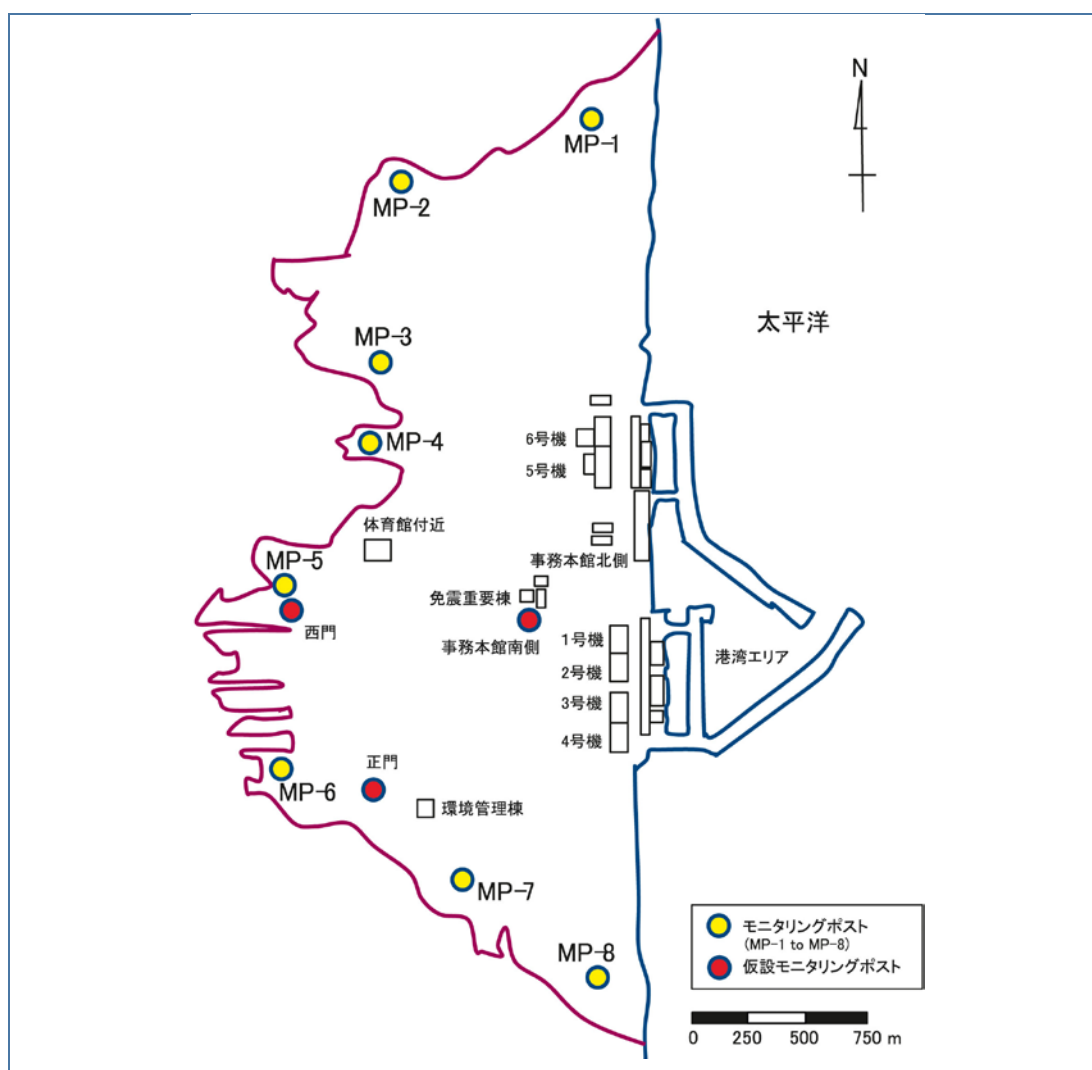
9. この科学的附属書は8つの章からなる本文と6つの専門的附録で構成されている。また、28編の補足資料が電子ファイルとして添付されている。第I章では、評価の目的、背景、範囲、評価方法を紹介し、附録Aにおいては、本委員会が評価のために使用したデータの編集方法と質の保証に対するアプローチについて解説している。
10. 第II章は、福島第一原発での事故の進展、放射性物質が大气と海洋へいつどのように放出されたか、電離放射線の被ばくから作業者と住民を防護するためにどのような措置が講じられたかなど、事故の経時的推移をまとめている。
11. 第III章は、大气と太平洋への放射性核種の放出について、また地表大气、地表、海水および堆積物における放射性核種濃度の時間変化を、現地レベル、地域レベル、世界レベルでどのように推定したかを解説している。附録Bと3編の電子ファイル補足資料に、第III章に関連した技術的基礎とともに詳細な解説を提示している。
12. 第IV章では、事故後1年間に公衆が受けた被ばく線量に関して、20歳の成人、10歳の小児、1歳の乳幼児を対象に本委員会が行った評価について報告している。なお、事故後10年間で年齢の異なる各人が80歳までに被ばくする線量についての予測も提示した。評価はできるかぎり測定データに基づいて行った。モデルは、現実的な想定の下において、実測値に基づいて状況を客観的に評価するために使用した。最初の1年間に講じられた防護措置に検討を加え、それによって回避された線量を推定した。第IV章に関連した技術的基礎とより多くの詳細な情報を附録Cと21編の電子ファイル補足資料に提示している。
13. 第V章では、2011年3月11日から2012年10月31日までの期間に緊急時対応と除染作業に従事した作業者の線量に関して本委員会が実施した評価について説明している。作業者の時間別、被ばく経路別線量分布に関する各種報告を検討・要約し、それぞれの信頼性について評価した。附録Dと1編の電子ファイル補足資料に第V章に関連した技術的基礎とより多くの詳細な情報を提示している。
14. 第VI章は、福島第一原発から放出された放射性核種による被ばくが健康にとってどのような意味合いを持つかを考察している。他の健康リスク評価に関する検討内容が含まれており、現在および将来の健康調査についても考察の対象とした。第VI章に関連した技術的基礎とより多くの詳細な情報を附録Eに示している。
15. 第VII章は、陸域および水域(淡水および海洋)の生態系に生息するヒト以外の生物相の線量と影響について本委員会が実施した評価結果を記載している。附録Fと3編の電子ファイル補足資料において第VII章に関連した技術的基礎とより多くの詳細な情報を提示している。
16. 第VIII章では要約と結論を述べている。本委員会では、将来再び本課題を取上げ、より明確な情報を基に放射線被ばくのレベルとそれに関連する影響とリスクについて報告することを想定している。この点に関し、第VIII章では、人々の健康と環境にとって福島第一原発事故がどのような意味合いを持つのかをさらに深く理解するために、現時点でどのような研究を行う必要があるかについても簡単に言及している。
17. 本報告書で使用されている専門用語のいくつかについて、用語集を提供した。全体を通じ、推定された数値は有効数字を2桁までとしている(ただし、電子ファイルの補足資料ではそれよりも多い桁の記載がある)。これは数値間での比較を容易にするものであるが、数値自体が通常かなりの不確かさを伴っており、その桁数に応じた精度があると推断すべきでない。

II. 事故の経時的推移

A. 事故の進展

18. 東京電力(東電)の福島第一原子力発電所(福島第一原発)は日本の東北地方福島県にあって、東京から北東約230kmに位置している。福島第一原発の東側は、太平洋に面している(図I)。所内には6基の原子炉があり、それらを合わせた発電容量は4.7ギガワットであった。

図I. 福島第一原子力発電所レイアウト(自動モニタリングポストの位置を含む)[T12]



19. 2011年3月11日、14時46分(日本標準時、以下同様)に、マグニチュード9.0の地震が日本海溝に沿って発生した。その地震と続いて生じた津波により福島第一原発において過酷な原子力事故が

生じた。2011年4月12日、日本の原子力安全・保安院(NISA)⁴は、国際原子力事象評価尺度(INES)でレベル7の事故(「深刻な事故」)を宣言した。地震と津波に続いて起こった事象の時系列を表1に示している。

表1. 地震と津波後に発生した事象の時系列

時刻はすべて日本標準時である。

年月日	原子炉	環境	公衆	作業者
2011-03-11	14:46, 地震			
	東電の福島第一原発において 1、2、3 号機スクラム ^a			
	外部電源の喪失			
	15:35, 大津波			
	15:37, 全電源喪失(3 号機の直流電源を除く)		16:40, 文科省 ^b が SPEEDI ^c を起動させ、大気中の濃度と、単位放出あたりの放射性物質沈着密度について日次予測を開始した。	
20:00 頃、1 号機の炉心と圧力容器の損傷が始まった可能性がある。		20:50、2km 圏内に対し避難指示。 21:23、3km 圏内に対し避難指示。 21:23(3km から 10km 圏内に対し屋内退避指示。		
2011-03-12	02:45, 1 号機の原子炉圧力容器が破損した可能性が高い。	福島第一原発正門近くにおける周辺線量当量率 ⁵ : 04:00, 約 0.1μSv/h 04:50, 1μSv/h 10:30, 390μSv/h 福島県と原子力機構 ^d の緊急時モニタリングチームが、半径 20km 内で周辺線量率とヨウ素を含む大気中の粉じんの測定を開始した。	05:44, 10km 圏内の避難	一部の作業者は、1 号機と 3 号機の爆発後数日間中央制御室に留まった。防護具(たとえば顔面マスク)がなかったため、彼らは放射性物質(主に放射性ヨウ素)を吸入したと想定される。
	15:36、水素爆発により 1 号機の原子炉建屋が損傷。		18:25, 20km 圏内に対し避難指示。 避難所において GM サーベイメーターによる住民のスクリーニングが開始された。	

⁴ 2012 年 9 月、原子力安全・保安院と原子力安全委員会は統合し、原子力規制委員会(NRA)となった。

⁵ (表1, 3 月 12 日の環境欄) 場のモニタリングのための可搬型または固定型のモニタリング設備は、計測実用量である H*(10)、周辺線量当量率により測定を行った。その単位は、マイクロシーベルト毎時(μSv/h) またはミリシーベルト毎時(mSv/h) である。この報告書では、特に条件を付さない限り「線量率」という用語は「周辺線量当量率」を指す。

年月日	原子炉	環境	公衆	作業者
2011-03-13	02:42、3号機の高圧注水系停止。 06:30ごろから09:10まで、3号機の原子炉圧力容器が損傷した可能性あり。			福島第一原発で緊急時作業員に対しヨウ化カリウム錠配布
2011-03-14	11:01、水素爆発により3号機の原子炉建屋が損傷。 12:30、2号機の炉心隔離時冷却系が故障。 18:22までに、2号機の炉心が完全にむき出しになった徴候。 21:18頃までに2号機の原子炉圧力容器が破損。			緊急時作業員の緊急時線量限度が ^f 100mSvから250mSvに引き上げられる ^f 。
2011-03-15	06:00から06:12にかけて、3号機から排気されたガスの逆流から4号機で水素爆発が発生。原発サイト境界ではピークの線量率0.6mSv/h。 07:38頃より、2号機から大量の放射性物質が放出。	09:00、正門近くで約12mSv/hの最大線量率が記録される。	11:00、20km～30km圏内に対し屋内退避指示。福島第一原発20km圏内からの避難が完了。大熊町のオフサイトセンターから避難。	
2011-03-16		食品と飲料水のモニタリング開始。	福島第一原発20km圏内からの避難時における安定ヨウ素剤の摂取に関する助言発表。避難がすでに完了していたので、安定ヨウ素は摂取されず。	
2011-03-17			食品の出荷制限に関する指示が初めて出される。	
2011-03-18		空気中浮遊じん、土壌および降下物のモニタリングが開始される。		

年月日	原子炉	環境	公衆	作業者
2011-03-19			放射性ヨウ素のレベルが 300Bq/kg を越えるか、または、放射性セシウムのレベルが 200Bq/kg を越えた場合、水道水の飲用を控えるよう厚労省 ⁶ が勧告した。	
2011-03-23		海洋モニタリングが開始される。	食品の消費に対する制限が開始される。東京都水道局は、住民に対し、乳幼児の人工乳調製にボトル入り飲料水を使用するよう呼びかけた。	
2011-03-24			東京都による水道水使用禁止の解除。	3 人の作業者が浅い作業靴を履いて汚染された水たまりに足を踏み入れ、その足が汚染されたことが確認された。
2011-03-26			川俣町、飯舘村、いわき市に居住する 1,080 人の子供を対象に甲状腺の放射線測定が実施された(3 月 30 日まで継続)。	
2011-03-30			政府が「警戒区域」とその他の避難区域の見直しを決定。	
2011-04-01	高濃度の汚染水が太平洋に流出(2011-04-06 まで)。			
2011-04-04	低濃度の放射性廃液の海洋放出を開始(2011-04-10 まで)。			
2011-04-22			「計画的避難区域」と「緊急時避難準備区域」が設定される。	
2011-05-10	中レベル濃度の汚染水が太平洋に流出(2011-05-11 まで)。			
2011-06-30			「特定避難勧奨地点」が伊達市で指定された。	
2011-07-19	「事故の収束に向けた道筋」のステップ 1(「放射線量が着実に減少傾向となっていること」など)が達成された ⁷ 。			
2011-09-30			「緊急時避難準備区域」が終了。	

年月日	原子炉	環境	公衆	作業者
2011-12-16	「事故の収束に向けた道筋」のステップ 2(「冷温停止状態、放射性物質の放出が管理下にある」など)が達成された ^g 。			
2012-03-31				約 21,000 人の作業 者について線量評 価(内部被ばく、外 部被ばく両方によ る)が完了した。

^a 東京電力福島第一原子力発電所

^b 文部科学省

^c 緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム

^d 日本原子力研究開発機構

^e 厚生労働省

^f 実効線量で表される。日本の「緊急時作業に係る線量限度」は、ICRPの「参考レベル」に対応している(第V章セクションA参照)。緊急時作業に係る線量限度の引き上げは、新しい作業者については2011年11月1日に、10月31日前に登録されていた大部分の緊急時作業者については2011年12月16日に無効にされた(脚注g)。

^g 福島第一原発(東電)の事故収束に向けた道筋。ステップ2完了報告書(2011年)、原子力災害対策本部[N6]。これがきっかけとなって、緊急時線量限度(脚注f)が無効とされた。

20. 地震が発生したとき、福島第一原発の1号機から3号機は通常の運転状態にあった。4号機から6号機は定期保守・燃料交換が実施されており、4号機は完全に燃料が取り出されていた。地震発生直後に1号機から3号機では、設計どおり緊急時停止機能、すなわちスクラム⁶が作動した。地震の震動により福島第一原発のサイト内外で送受電施設が損傷し、外部電源が完全に失われた。しかし、非常用ディーゼル発電機が設計どおりに起動し、予備電源として原子炉冷却系その他の安全系統に電力を供給した。

21. 地震によって引き起こされた津波が日本の海岸線を襲った。15時35分には大きな波が福島第一原発に到達し、最大波高は推定で約15mに達した。これは、海拔6mの防波堤よりもはるかに高く、主要な建屋が建設されている海拔約10mの敷地高さを越えるものであった。津波は、1号機、2号機、4号機の非常用ディーゼル発電器、海水冷却ポンプ、電気配線設備、直流電源を損傷または破壊し、空冷式の非常用ディーゼル発電器から電気の供給を受けた6号機を除き、すべての所内電源が失われることとなった。すなわち、1号機、2号機、4号機はすべての電源を失った。3号機はすべての交流電源を失い、その後、2011年3月13日未明に直流電源を失った。5号機は、交流電源をすべて失った。地震によって直接引き起こされた損害の程度はいまだに明らかになっておらず、その十分な定量的解析は今後の課題である。

22. 津波による被害は電力供給だけにとどまらず、車両、重機、石油タンクおよび砂礫が破壊あるいは押し流された。津波によって、概ねすべての建屋、設備、装置および他の施設が破壊された。福島第一原発のかかなりの部分が、津波がもたらした海水に没し、水が退いたあと瓦礫がサイト内に散乱し、移動の障害となった。その上、作業者が断続的で大きな余震や相次ぐ津波に気を取られることによって、復旧作業は中断された。電力が失われたことで、中央制御室においてはモニタリング装置と制御機能が活動を停止した。照明と通信も影響を受けた。原発サイトの運転スタッフは、有効なツールもマニュアルも無いなか、即座の決断と事故への対応を迫られることとなった。

⁶ スクラムとは、原子炉運転員が、通常制御棒を自動的または手動で迅速に挿入することで、原子炉を緊急停止させる安全機能である。「原子炉トリップ」とも呼ばれる。

23. 原子炉の冷却や講じた措置の効果についての確認作業は電力に大きく依存していたが、その電力が手に入らなかった。制御室に立ち入るのは困難で、原発サイト内に散乱する瓦礫も代替電源の確保や冷却手段の実施(たとえば、消防車を使った水の注入)の妨げとなった。

24. 炉心内の放射性物質が発生させる熱を除去するための冷却が行えなかったとすれば、1号機の炉心損傷は3月11日に始まっていた可能性がある。2号機と3号機では、冷却水を原子炉に供給するのに注入ポンプ(原子炉で発生する蒸気によって駆動)が使用されたが、これらのポンプは最終的に作動しなくなり、冷却水注入復旧のために消防車が投入されるまでは、原子炉に対する冷却手段がすべて失われた。十分な冷却が得られず、原子炉容器内部の圧力は高まった。2号機と3号機については、逃し安全弁を開いて排気することによりある程度圧力は軽減された。さらに、過熱した燃料集合体と直接接触した水または蒸気が、燃料被覆管のジルコニウムと反応し、水素ガスを発生させた。さらにこの水素は原子炉建屋(第二の封じ込め容器)の上部に蓄積し発火したため、3月12日と14日にそれぞれ1号機と3号機の原子炉建屋で爆発が起きた。3号機で発生した水素は4号機の原子炉建屋に移動したと考えられる。その結果、4号機でも3月15日に爆発が起き、損傷が発生した。炉心溶融を含む過酷な損傷が3基の原子炉(1号機、2号機、3号機)の炉心で発生した。3基の原子炉すべてで、溶融した燃料が原子炉圧力容器の底に落ち、さらにこれを貫通し、圧力容器の下で溶融炉心-コンクリート相互作用を生じさせた。これがさらに格納容器内の圧力を高めた[T17]。2013年12月現在、燃料は注入された水によって覆われているが、格納容器の健全性によっては、その注入水が周辺地域に対する放射性核種の放出源となっている可能性がある。

25. 過熱による燃料集合体の溶融を含めた炉心損傷は、原子炉容器内への揮発性核分裂生成物の放出をもたらした。原子炉容器内の圧力を低減する作業により、あるいはおそらく原子炉容器からの漏えいにより、格納容器、原子炉建屋、そして外部環境へ揮発性放射性核種が放出された。これらの揮発性放射性核種はガス状(たとえば希ガスやガス状のヨウ素)だけでなく、一部はエアロゾルの形態でも放出された。ただし、エアロゾルのかなりの部分は原子炉格納容器とタービン建屋内の水によって捕捉された。損傷を受けた3基の原子炉心内にあった揮発性の比較的高い元素(すなわち水素/トリチウム、ヨウ素、セシウム)のインベントリの数十パーセントが、おもにタービンおよび原子炉建屋の地階にある滞留水、さらに周辺区域の滞留水において検出された[N15]。揮発性の低い元素(たとえばストロンチウム、バリウム、ランタン)も検出されたが、それぞれのインベントリを反映して、揮発性の高い元素の約1%から10%の間のレベルであった。地下における液状放出のプロセスについては、いまだ不確かな部分があり、今後のさらなる解析により明らかにされなければならない。

26. 原子炉内の過熱した燃料と同じく、地震と津波の前に原子炉から取り外され使用済燃料プールに貯蔵されていた燃料集合体の冷却についても懸念があった。4号機に関しては3月11日は定期検査期間中であり、燃料集合体がすべて4号機原子炉から取り出され使用済燃料プールに入れられていた。電力の喪失で、これらの貯蔵プールに水を補充して温度を維持する能力も失われた。懸念の大きな部分を占めたのが4号機の貯蔵プールであった。というのも、貯蔵プールがある4号機建屋は3月15日の爆発で深刻な損傷を被り、また、その貯蔵プールには燃料を取り出した原子炉の炉心全体と過去の作業で取り出された使用済燃料が置かれていたからである。しかし、大量の水が早い段階から4号機の使用済燃料プールに供給されていたため、日本の当局関係者は、プールの水位が十分に高かったと考え、そこに貯蔵されていた燃料集合体が深刻な損傷を受けたとは考えていない[N7]。

27. 2011年12月16日現在、日本政府は、福島第一原発において冷温停止状態⁷と同等の状態が達成されたと発表している[I5]。

28. チェルノブイリとスリーマイル島原子力発電所の事故の経験から、今後数年の間、事故の進展の寄与要因に関する詳細な情報が得られることは明らかである。特に、炉心溶融に続いて地下で起きたと考えられる液状放出とその拡散を定量化することが重要である。

⁷ 東電と原子力災害対策本部による定義で、1号機から3号機の冷却水温度が100℃未満、原子炉容器の内側の圧力が外側の気圧と同じ、かつ新たな追加の放出があっても、サイト境界での年間実効線量が1mSvを超えない状態をいう。

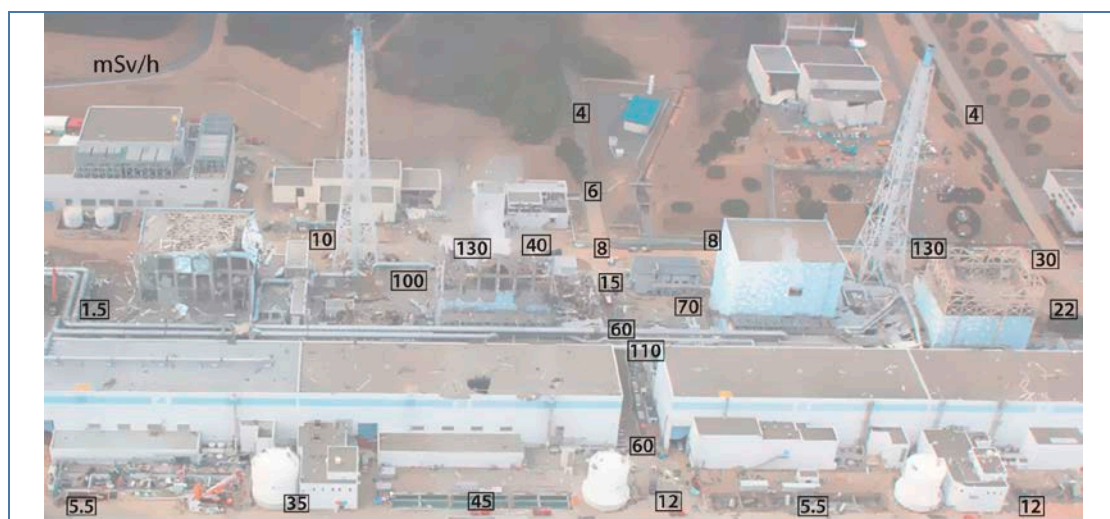
B. 環境への放出

29. 地震と津波の結果、福島第一原発(MP 1から8、図I)の境界周辺に設置された定置型自動放射線モニタリングポストは使用不能となり、3月29日に3本の可搬型自動モニタリングポストが設置され4月初めに定置型モニタリングポストが復旧するまでは、可搬型モニタリング装置でしか測定を行うことができなかった。福島第一原発周辺のいくつかの場所で測定された線量率は3月12日から3月20日以降までの期間に極めて大きく増加しており、放射性物質の環境への大量放出があったことを示している[T9](図II参照)。10Sv/hを超える線量率が一部の場所で短期間測定された[N6]。放出の性格、時間とともに放出がどのように変動したか、環境に放出された物質が結果としてどのように拡散したかについては、第III章と附録Bでさらに詳しく検討している。

30. 2011年4月2日、高レベル濃度の放射能汚染水が2号機外側のトレンチにたまっており、さらにそれがトレンチから海へ流出しているのを作業者が発見した。汚染水の流出は4月6日に止まった。それ以外にも放射性物質の海洋への小規模な放出が何度かあった。トレンチの高濃度汚染水を受け入れる容量を確保するために、タンクに保存されていた低濃度の放射能汚染水を投棄したこともその1つである。これらの放出と海洋環境での拡散に関するより詳細な検討を第III章と附録Bで行っている。

図II. 福島第一原子力発電所サイトにおける線量率

海側から西方向に内陸を見た図。1号機(最も右)および3号機と4号機(中央左と左端)の建屋は爆発で破壊された。2号機建屋(中央右)は無傷。2011年3月20日15:00～18:00、3月22日11:00～14:00および3月23日11:30～12:30(すべて日本標準時)に実施された調査で周辺線量当量(mSv/h)が測定された
(写真提供: 株式会社エアフォートサービス、妙高市)



C. 公衆の被ばくに関連して講じられた措置

31. 日本政府当局は、即座の避難と後発の(「計画的」)避難、自宅での屋内退避、汚染された食品(ミルク、野菜、穀物、肉、魚、その他)および水の流通・消費に対する制限、安定ヨウ素剤の投与指

示⁸など、公衆を防護するためのいくつかの措置を決定した。これらの措置は、人々と場所に関する放射能汚染の実態調査をもとに実施された(表1参照)。

32. 2011年3月11日20時50分、福島県知事は、福島第一原発から2km圏内の地区(双葉町 大熊町)から避難するようという指示を出した。その後まもなく(21時23分)、原子力災害対策本部(NERHQ)の本部長が、福島第一原発から3km圏内の住民らの避難と10km圏内の住民らの屋内退避を指示した。翌朝5時44分に、10km圏内のすべての住民らに避難指示が出された。同日(3月12日)18時25分、避難半径は20km(約600km²の区域)に拡大された。3月15日の6時頃から6時12分にかけて発生した水素爆発後、福島第一原発周囲20km～30km圏内の住民すべてに対し屋内退避の指示が出された。さらに、3月16日、福島第一原発から20km圏内にまだ残っているすべての人に対し安定ヨウ素剤を服用するよう指示が出された。この指示については、(避難指示にただちに従わなかった人の数は定かでないものの)この区域からの避難が既に完了していると考えられたため実行されなかった。地震時、約78,000人の住民が避難区域となった20km圏内に居住し、約62,000人が福島第一原発の周囲20km～30km圏内に居住していた[N8]。

33. 日本政府と都道府県による食品と飲料水のモニタリングが2011年3月16日に開始された。厚生労働省(厚労省)が行った2011年3月17日の勧告にしたがい、暫定規制値を上回る放射性物質を含有する特定の食品(ミルク、野菜、穀物、肉、魚、その他)の流通が2011年3月21日に禁止され、同年3月23日にはその消費が禁止された。

34. 3月25日、日本政府は3月15日から屋内退避していた、原発サイトから半径20kmから30km圏内に住む住民に対し、自主避難を開始するよう勧告を出し、福島第一原発の今後の状況変化によっては避難できるよう準備するように指示を出した。この指示は、9月30日に打ち切られている[N8]。さらに、環境モニタリングにより、避難区域20km圏の外でさえ放射性物質が高水準で沈着した区域があることが判明した。IAEAのチームが2011年3月18日から26日の間に福島第一原発の北方向から北西方向にかけて32kmから58kmまでの地点において土壌試料を収集し、その試料から¹³¹Iと¹³⁷Csの沈着密度が推定された。¹³¹Iの沈着密度の平均値は、0.2から25MBq/m²、¹³⁷Csは0.02～3.7MBq/m²であり、最高値は飯舘村近くで測定された。これらの測定値に基づいて、IAEAは日本政府に対し、その地域の状況を注意深く評価するよう助言した[I3]。4月22日、20km以遠にあって年間の実効線量が20mSvを上回る可能性のある特定の区域が「計画的避難区域」に指定された[N8]。その後、これらの区域のほとんどの住民は4月から6月の間に避難した。図IIIは、2011年8月3日時点における、これらの区域全体の様子を表している[N7]。

35. 2011年6月16日、政府は、福島第一原発から20km以上離れた計画的避難区域外の特定の区域を「特定避難勧奨地点」に指定する意向を発表した。これらは、地表に沈着した放射性物質により推定実効線量が事故から最初の1年間で20mSvを上回る可能性のある区域が対象となっている。これらの地点を規定する線引きは、文部科学省(文科省)が実施する環境モニタリングに基づいて行われた。地方自治体は、特定避難勧奨地点の指定によって影響を受ける可能性のある住民に対し、移転することを選択した場合、残ることを選択した場合のそれぞれについての情報、将来における放射線被ばくを軽減する方法についての情報を提供した。「特定避難勧奨地点」の指定が2011年6月30日に伊達市に対して、南相馬市については7月21日と8月3日に、川内村については8月3日に発表された。11月25日、伊達市と南相馬市のいくつかの地点が特定避難勧奨地点に追加指定されている[N7]。

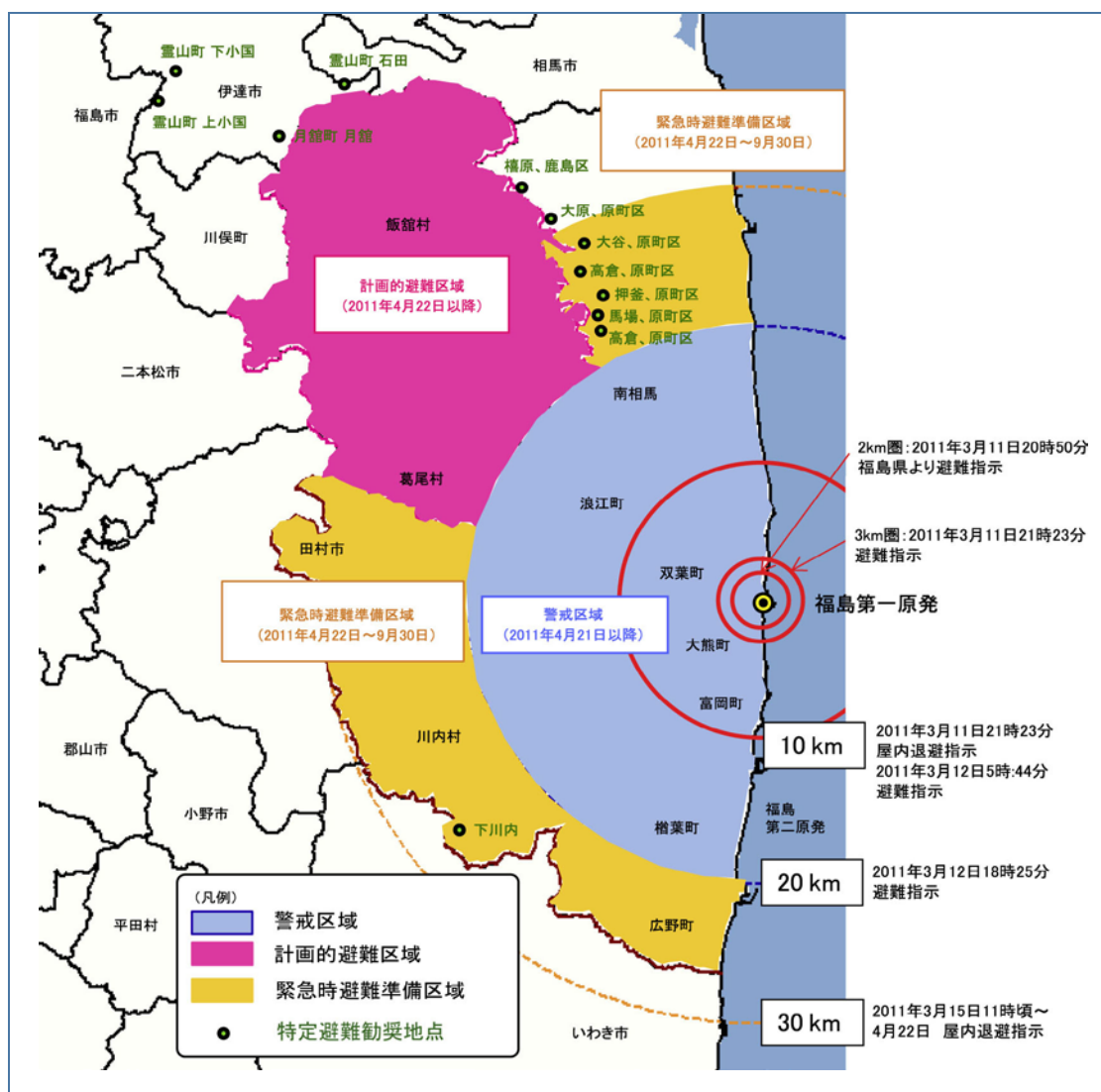
36. 2011年3月12日、福島県に設置された原子力災害現地対策本部のスタッフは、避難した人々を含む住民を対象にGMサーベイメーターを使って、皮膚と衣類の汚染に関する調査を開始した。拭き取りによる除染が必要かどうかについてのスクリーニング基準値は、ベータ/ガンマ線汚染について40Bq/cm²(13,000cpmに対応)であり、体表面の除染についての基準値は100,000cpmである。3月12日から5月31日までに受検した195,354人のうちの大半の人々については、除染の必要がなかった

⁸ 安定ヨウ素(ヨウ化カリウムまたはヨウ素酸塩。通常は錠剤の剤形をしている)を適切な用量で、かつ適切な期間内に服用すれば、原子力事故から放出される放射性ヨウ素の甲状腺への取り込みを防止するのに役立つ(「甲状腺ブロッキング」)。

[N8]。3月26日から30日にかけて、原子力災害現地対策本部のスタッフは、川俣町、飯館村といわき市に居住する0歳から15歳の子供1,080人を対象に、可搬型のヨウ化ナトリウム(NaI)モニターを使用して甲状腺の放射線被ばく実態調査を実施した。受検者のなかで、1歳児における ^{131}I の内部被ばくによる甲状腺吸収線量100mGyに相当するスクリーニングレベルを上回るケースは見られなかった[N8]。

図III. 公衆防護措置の対象区域(2011年8月3日時点)[N7]

時刻はすべて日本標準時



D. 職業被ばくに関連して講じられた措置

37. 2011年3月14日、今回の事故固有の状況に対処するため、緊急時作業に従事する日本の職業被ばく作業員（「放射線作業員」⁹⁾）を対象とする「緊急時被ばく線量限度」について、特例に関する省令に基づき実効線量がこれまでの100mSvから250mSvに引き上げられた[I9, N6]。2011年11月1日、新規作業員に対するこの「緊急時被ばく線量限度」は100mSvに下げられた。

38. 当初、個人線量計とその他必要とされる機器類が発電所内に不足していた。最初の数週間、放射線の外部被ばくと内部被ばく¹⁰⁾を防止するための措置が相次いで実施された。3月13日には、緊急時作業に携わる福島第一原発作業員のうち40歳未満の人と希望者へのヨウ化カリウム錠の配布が開始された。その後、さまざまな区域間に物理的な障壁が設置され、特定区域での労働時間に制限が加わり、調整センターが設置された。作業員には、密着型のフルフェースマスク（放射性粒子やガスの吸入を最小限に抑えるためのもの）とオーバーオール防護服、手袋、安全靴、綿の帽子とヘルメット（体表面の汚染を最小限に抑えるためのもの）が支給された。

III. 放射性核種放出、拡散および沈着

39. 上記第II章にまとめた福島第一原発事故の進展で生じた事象により、環境中へ放射性物質が放出された。大気および海洋環境への放出量と経時的放出パターンに関する推定については附録Bにその詳細を記述し、本章ではそれを要約している。これらの推定は、以下に述べる2つの事柄を目的として行った。

(a) 環境に放出された放射性物質の量を示すため。

(b) 環境中でデータが存在しない、あるいはもはや測定が行なえない地点における放射性核種の拡散と沈着を、モデル（たとえば大気中および海洋中での拡散モデル）と組み合わせて推定するため。

40. 環境中に放出された放射性物質の空間的・時間的分布（たとえば、大気中の放射性核種濃度、地表面における放射性核種の沈着密度、海水と海底堆積物中における放射性核種の濃度）を知ることは、公衆の放射線被ばくに関する推定（第IV章参照）および環境中での被ばくと影響の評価（第VII章参照）を実施するための必要条件である。環境中の放射線レベルまたは放射性物質に関する測定値は、一般に、線量を推定するための信頼できる基礎データとなる。発表されている測定値と発表元を附録Aにまとめている。一方、測定値が入手できない場合、本委員会では推定値を拠り所にした。この章では線量評価を目的とした推定値の特性を記述している。

⁹⁾ 日本において「放射線作業員」という語は、管理された区域の放射線作業、原子炉の据え付け、運転、利用または保守、あるいは核燃料物質または核燃料によって汚染された物質の輸送、貯蔵、処分または撤去などに従事する人々を意味する。

¹⁰⁾ 外部被ばくと内部被ばくは、それぞれ体の外側と内側の線源からの被ばくである。

A. 放射性核種の放出

1. 大気中への放出

41. 福島第一原発からの放射性物質の放出は長期にわたった。放出パターンは時間的にも空間的にも複雑なものであった。3月12日から大量の放出が始まり、放出率はそれから1週間にわたって大きく変動し、それぞれの原子炉における個々の事象（たとえば、水素爆発、ベント、原子炉とその封じ込めシステムからの漏えいなど）に関連して著しい増加が見られた。最初の1週間が過ぎると、より限られた期間に若干の変動が見られたものの、放出率は徐々に低下した。4月初めの時点で放出率は事故後の最初の週に発生した放出率の1000分の1以下に低下したが、これらの非常に低い放出率は何週間にもわたって持続した。放出はさまざまな場所で発生し、高さや特性もそれぞれ異なるものであった。これらのすべては放出後の大気拡散と大気からの沈着に影響を及ぼした。

42. 福島第一原発からの放射性核種の放出の規模、時間プロファイルおよび特性（一般に「ソースターム」と呼ばれる）については数多くの推定値が発表されている。一般的に、時間の経過とともに詳細な情報が得られるにつれ、推定値の質は向上した。その推定値を導き出すために、次の2つの異なったアプローチが採用されている。

(a) 福島第一原発事故の進展に関する詳細なシミュレーション;

(b) 環境中における放射線レベルまたは放射性核種の濃度の測定値を使った「インバース」法または「リバース」法のモデル計算。

どちらのアプローチにも限界があり、多くの不確かさを伴っている。

43. 発表されている「総」放出量の推定値はおおむね合致するものであったが、それらが本質的に不確かさを含むという点に注意が必要であり、厳密にはその多くが直接的な比較のできないものであった。すなわち、総放出量を推定した推定値もあれば、限られた期間内の放出を対象としたもの、あるいは放出の内で日本の陸域に対し部分的または完全に拡散した部分だけを対象としたものも含まれていた。¹³¹Iの「総」放出量の推定値は、約100PBqから約500PBq¹¹の範囲にあり、¹³⁷Csは総じて6-20PBq¹²の範囲にあった。（ただし、より限られた情報に基づく一部の推定値では、拡がりを最大40PBqまでとするものもあった）。これらの範囲は、事故時に稼働中だった3基の原子炉（1号機から3号機）における¹³¹Iの総インベントリのおよそ2-8%、¹³⁷Csについては総インベントリのおよそ1-3%を含むものである。ちなみに、福島第一原発から放出されたこれらの放射性核種、すなわち¹³¹Iと¹³⁷Csの推定放出量（発表された推定値の平均に基づく）は、それぞれチェルノブイリ事故における推定放出量のおよそ10%と20%であった。附録Bに詳細を記す。

44. 放出された物質、特に¹³¹Iと¹³⁷Csの放出率の時間的パターンについての推定値も数多く発表されている。放射性物質の放出総量については、発表された多くの推定値が概ね一致するにもかかわらず、放出率の時間的パターンや、それらが原発サイト内で発生した事象と関連する度合いには大きな違いがあった。

¹¹ あるサンプル内で放出または測定される放射能は単位時間あたりの放射性壊変の回数を意味し、その単位はベクレル (Bq) である。1 ベクレルは、1 秒当たり 1 回の崩壊と定義される。1 ギガベクレル (GBq) は、10⁹ ベクレルに等しく、1 テラベクレル (TBq) は 10¹² ベクレル、1 ペタベクレル (PBq) は 10¹⁵ ベクレルにそれぞれ等しい。

¹² ¹³⁴Cs の放出量は、¹³⁷Cs の放出量とほぼ同等であった。

45. 本委員会は、発表されたソースターム推定値を、放出率の時間的パターンを含め、数多くかつ注意深く評価した。測定値がまだ存在しない陸域環境での放射性物質のレベルを推定するための合理的な基礎データを確保する必要があり、そのために本委員会は1つのソースタームを特定しなければならなかった。これらのレベルは、後に公衆の線量を推定する際に重要な参考データとなるものであった(下記の第IV章参照)。この意味合いにおいて、インバース法またはリバース法のモデル計算に基づく推定値のほうが、事故進展のシミュレーションに基づくものより明らかに望ましいものであった。何故ならば前者の方は環境中の放射性物質の測定値から導き出されたものであり、モデルがそれに合うようにすでに最適化されているためである。多くのオプションを検討した上で、本委員会はインバース法またはリバース法のモデル計算に基づいて導き出されたソースタームの中からTerada et al.が推定したソースターム[T19]を使用することを選択した¹³。Terada et al.によって推定された¹³¹Iと¹³⁷Csの総放出量はそれぞれ、120PBqと8.8PBqであり、いずれも発表された値の範囲の中では下限に近いものであった(上記参照)。Terada et al.の推定値は、海上に拡散した放出についての仮定に依り、これらの放射性核種の総放出量を恐らく最大で2分の1程度に過小評価している可能性があることが示唆されている。しかし、上記のように、また附録Bでも詳述しているように、Terada et al.の推定値は、測定値がまだ存在しない陸域環境での放射性物質の濃度を推定する上で合理的な基礎を提供するものであった。

46. Terada et al.は、時間の関数として、¹³¹Iと¹³⁷Csの放出率を推定した。この2つの放射性核種は、¹³⁴Csとならび、公衆被ばくに最も大きく寄与するものであった。ソースタームは、放出に大きく寄与した可能性のある他の放射性核種も含んでおり、他のヨウ素およびセシウムの放射性同位元素、¹³²Teと¹³³Xeなどから構成されている。これらの放射性核種の放出率パターンは、基本的に、3基の原子炉の推定インベントリにおける¹³¹Iまたは¹³⁷Csに対するこれらの放射性核種の相対量と、環境測定におけるそれらの相対的レベルを考慮することによって導き出された。他の元素についても数多くの放射性同位元素が放出され、それらの相対量はそれぞれの揮発性に依存して決まったと考えられる。たとえば、ストロンチウム、バリウム、プルトニウムの揮発性は、ヨウ素およびセシウムの揮発性よりずっと低い。従って、こうした放射性同位元素の放出は相対的にはるかに低いものであった。このことは、それらの物質の環境におけるレベルの測定値によって確認されている¹⁴。これはチェルノブイリ事故の場合と大きく異なる点であり、チェルノブイリ事故では、揮発性の低い元素(たとえばストロンチウムやプルトニウム)が大量に直接大気中へ放出された。ソースタームに含まれる放射性核種それぞれについて本委員会が想定した総放出量を表2に示す。これら放射性核種の放出の時間的パターンについては、附録Bの表B5、図B-Iおよび図B-XVIに示している。

表2. 環境中で測定値が存在していない、あるいは測定がもはや行えない地点における放射性核種のレベルを推定するために本委員会が想定した大気中への放射性核種の総放出量

数値はそれぞれ、(時期にかかわらず)大気中へ放出された放射能の合計を表示

放射性核種	総放出量(PBq)	放射性核種	総放出量(PBq)
¹³² Te	29	¹³³ Xe	7 300
¹³¹ I	120	¹³⁴ Cs	9.0
¹³² I	29	¹³⁶ Cs	1.8
¹³³ I	9.6	¹³⁷ Cs	8.8

¹³ Kobayashi et al.[K18]は、後に日本の陸域での放射性物質の測定値に加えて太平洋の放射性物質の測定値も検討しているが、本委員会はそれよりもこちらを選択した。本委員会が Kobayashi et al.のソースタームを採用していれば、陸域環境の放射性物質濃度を過大に評価していたと思われる。また、それにより、放射線被ばくの現実的評価を行なうという本委員会の意図と矛盾する結果になっていた可能性がある。

¹⁴ 3つの放射性核種(²³⁸Pu、²³⁹Pu、²⁴⁰Pu)それぞれの放出量は、約 1GBqと推定された[Z5]。公衆の被ばくに対するこれらの放射性核種の寄与度は取るに足らないものであった。

2. 海洋環境への放出

47. 放射性物質は、福島第一原発から直接的、間接的に海洋環境に放出された。海への直接放出については、2号機の外にあるトレンチからの高濃度汚染水の漏えい(2011年4月2日に発見)と貯蔵タンクからの低濃度汚染水の投棄から生じたことが少なくとも知られている。後者の投棄が実施されたのは、トレンチに残った高濃度汚染水を収容する容量を確保すべく貯蔵タンクを空にするためであった(第II章参照)。その後さらに直接放出が発生した(たとえば、2011年5月と12月)が、総じてこれらは事故直後の1ヶ月における放出量に比べればわずかなものであった。放射性物質の間接的な海への放出経路は、以下に示す2種類があった。ひとつは、(a)最も重大な経路であるが、大気中に放出され海洋上に拡散した物質の海洋表面への沈着であり、もう1つは(b)陸域に広く降下沈着した物質が河川へ流れこみ、下流に輸送され海洋に流入する経路である。

48. 2013年末、放射性核種の海洋環境放出が続いていることが報告された[T18]。これは、主として福島第一原発サイト内の汚染地下水に由来していると思われる。第II章で記したように、主にタービン建屋と原子炉建屋の地階における滞留水は程度の違いはあれそれぞれの建屋内に封じ込められていたが[N15]、これらが地下水への放射性核種の継続的放出の主な要因の1つと考えられる。原子力規制委員会[N21]が報告したモニタリング結果によれば、放出は2013年においても継続しているが、放出率は事故直後の大量放出に比べ非常に低いレベルにとどまっている。さらに、そうした放出の低減を試みるための措置が講じられた(福島第一原発サイトと海洋間に遮断壁を建設するなど)。本委員会が公衆の被ばく線量を評価する際には、これらの放出が大きな影響を及ぼす可能性は低いと考えられた。しかし、放出の実態に関するモニタリングと評価を継続することが必要である。

49. 放射線影響の点でより重要な放射性核種について、海洋に到達した経路別の総量と放出パターンの時間変化に関するさまざまな推定値が発表されている。海洋への直接放出量は、海水における放射性核種の測定レベルを基に推定された。発表された推定値を検討した上で本委員会は、海洋への ^{137}Cs の総直接放出量が恐らく約3PBqから6PBqの間であり、 ^{131}I の総直接放出量はその約3倍に達した可能性があると考えている。海への直接放出の経時的パターンについては、Kawamura et al. [K3]、Tsumune et al. [T24]、Estournel et al. [E4]が推定しており、最大の放出は3月の最終週と4月の第1週の間に発生し、直接放出はその後何週間も続いたが、そのレベルははるかに低く、またゆっくりと低下したと推定されている。

50. 間接的放出量(大気中に放出された放射性核種の海上での沈着が主たる寄与要因)の推定は、大気中に放出された物質の拡散と海洋上での沈着のモデル計算で行われた。大気中への放出量が最も多かった期間中(すなわち2011年3月12日から同4月の初めまで)のかかなりの部分において、風は海の方に吹いていた。Kobayashi et al. [K18]は、 ^{131}I と ^{137}Cs の大気中への総放出量について、それぞれ約50%と60%が海洋上に沈着したと推定している。さまざまな研究者の推定によると、大気からの沈着によって北太平洋に入った ^{137}Cs と ^{131}I の総量は、それぞれ約5~8PBqと60~100PBqである。しかし、福島第一原発サイトから半径80km内に沈着したと推定されるのは、これらの量のごく一部(約5%)に過ぎない。

51. ^{131}I と ^{137}Cs に加えて、他の放射性核種も直接的、間接的に海洋に放出されている。ストロンチウム、プルトニウムおよびその他の元素の放射性同位元素が、海水中および／または海底堆積物中で測定された。Povinec et al. [P12]は、 ^{90}Sr の海洋への直接放出量が約0.04から1PBqの範囲であったと推定している。プルトニウムの放射性同位元素の海水中濃度は、全般的に検出限界未満であった。

3. 環境放出の概要

52. 表3は、放射線影響がより重大な放射性核種の福島第一原発からの環境放出量について発表された推定値をまとめたものである（詳細は附録B参照）。検討対象は、(a)大気と(b)太平洋への放出（液状での直接放出と大気中に放出された放射性核種の降下物としての間接的放出の両方を含む）である。基本的に、表に挙げた値は発表された推定値の全範囲を網羅しているが、場合によっては、信頼性に劣ると本委員会が判断した推定値は除外されており、表の値の範囲はより狭いものとなっている。放出に関する推定はすべて、多くの不確かさをともなっている。原子炉3基の停止時における各放射性核種の総インベントリも参考のために示している。

表3. 福島第一原発から放出された重要な放射性核種の推定環境放出量

数値の不確かさを考え、値は有効数字1桁として表示

放射性核種	1号機から3号機の 停止時における インベントリ ^a (PBq)	大気中への放出 (PBq)	海洋への放出 (PBq)	
			直接的	間接的 ^b
¹³¹ I	6,000	100～500 ^c	約 10～20 ^e	60～100 ^g
¹³⁷ Cs	700	6～20 ^d	3～6 ^f	5～8 ^g

^a 値は有効数字2桁まで評価した。

^b 間接的放出は、最初に大気中に放出され、その後海洋表面に沈着した放射性核種によるもの。

^c 本委員会が検討の対象とした推定値の全範囲を包含している（表B2参照）。

^d 本委員会が検討の対象とした推定値のうち2つを除く全範囲を包含している（これら2つは約40PBqまでと大きく推定しているが、限られた情報に基づくため信頼性に劣るものであった）（表B2参照）。

^e ¹³¹Iの直接放出が¹³⁷Csの直接放出の約3倍であったとする極めて限られた情報に基づくもの（表B6参照）。

^f 推定範囲は、より信頼性の高い3次元モデル計算から得られたもの。他の推定値はそれより大きく、最大約30PBqに及ぶものもあったが、信頼性に欠ける（表B6参照）。

^g 本委員会が検討した（わずかの）推定値の全範囲を包含している（表B6参照）。

53. 大気と海洋の両方への放出量に関する推定については、事故の進展についてより多くの情報が得られ、環境中の測定値がより広く使用できるようになり、評価方法が進歩するにつれ、今後その質が向上すると期待できる。これは現在も研究が進行中の分野である。こうした向上が期待される一方で、特に放出の経時的パターンに関しては、依然としてかなりの不確かさが残る可能性がある。

B. 環境拡散と沈着

1. 大気と陸域環境

54. 福島第一原発事故時に大気中に放出された放射性物質の挙動は、その時点における気象条件と、放出の高さ、気体か粒子かといった物理的特徴に依存して決まる。これらの条件は放出期間において相当程度変動しており、それによって放射性物質がどの地域に拡散し、大気中でどの程度の速度で希釈され、沈着するかが決まった。日本の陸域での放射性核種のレベルとパターンをおおむ

ね決定した放出は、3月12日、14日から16日、20日から23日に発生しており、放射性物質の挙動を決定した気象条件は以下の通りであった。

(a) 3月12日に最初に放出された物質は太平洋に向かったが、1号機での水素爆発から生じた3月12日午後の放出は、最初に本州の東海岸に沿って北方に広がり、大量の乾性沈着(粒子状物質の地表への沈着)をもたらし、その後、北北東の方向に向きを変え宮城県沿岸地域に広がった。

(b) 3月14日夜遅くから放出された放射性物質は南方向へ移動し、3月15日の朝には福島県の南東部沿岸地域と茨城県北東部地域に沿って沈着した(図IV参照)。これらの放射性物質はさらに東京都、埼玉県、神奈川県へと拡散し、レベルは低下したものの乾性沈着をもたらした。3月15日午後までに、拡散した放射性物質は雨に遭遇し、その結果、群馬県、栃木県、福島県の各地域で高い濃度の湿性沈着(雨や雪とともに放射性物質が地表に降下する現象)が発生した。更に大量の放出が3月15日の朝に生じた。この放出による放射性物質は南に向かい、徐々に北西の方角に進路を変え、福島第一原発の北西地域において相当量の放射性物質の乾性沈着と湿性沈着を生じさせている。

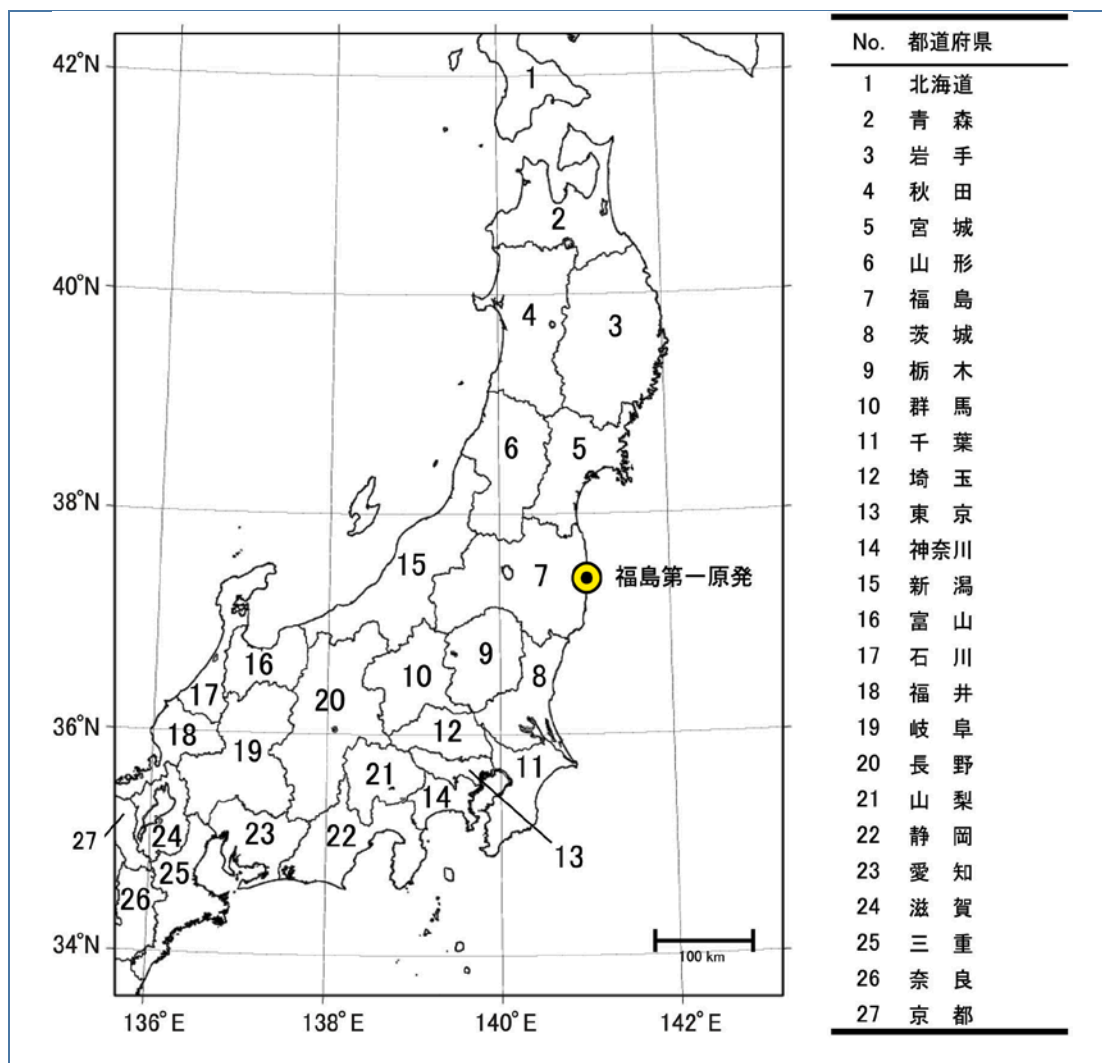
(c) 3月20日から23日にかけて放出された放射性物質は、日本各地に拡散し、ときに降雨に遭遇しながら岩手県、宮城県、茨城県、千葉県の各地域で湿性沈着を生じさせた。

55. 放出が長期にわたると同時にその程度も変動し、また遭遇した気象条件も一定ではなかったことから、細かい放出は除くとしても放出それぞれに固有の拡散パターンが生じることとなった(附録Bの図B-VIIIから図B-XIII参照)。

56. 日本国内の自動観測所から得られた線量率測定値は、事故進展中に報告されているデータのなかで最も量の多いものであったが、福島県では自動モニタリングポストの多くが作動せず、そのため、福島県における測定値のほとんどは可搬型線量率モニターを使用して得られたものであった。さらに、事故後の地表と土壌中における放射性核種の沈着、およびその降下物による線量率についても広範な調査が実施された。中でも注目に値する調査は、文部科学省(文科省)と農林水産省(農水省)が実施した地上と航空機による調査と米国エネルギー省が行った航空機による調査であった(附録A参照)。放出期間中に日本国内で放射性核種の大気中濃度を測定した値は非常に少なく、特に、事故の初期や津波の被害を受けた地域ではごく限られたものしかない。

57. 日本における放射性核種の測定値は、おおむね ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を対象とするものであった。 ^{132}Te 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{132}I 、 ^{133}I など他の放射性核種についても限定的なものではあるが、大気中の濃度測定値と地表における沈着密度の測定値の両方が収集されている。基本的にはすべて福島県内の、それらごく一部(5%足らず)のサンプリングポイントからではあるが、 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr 、 ^{238}Pu 、 $^{239+240}\text{Pu}$ の測定値も得られている。地表に沈着した ^{238}Pu と $^{239+240}\text{Pu}$ のレベルは非常に低く、ほとんどが検出限界以下であった。地表に沈着した ^{89}Sr と ^{90}Sr のレベルは、 ^{137}Cs のそれより大幅に低いため、これらの放射性核種は、公衆の被ばく線量に関する本委員会の評価に含めなかった。発表されている測定値については、附録BとCでもさらに報告している。CTBTOのネットワークは、 ^{133}Xe を含めさまざまな放射性核種を測定しているが、その多くは放射線影響の点では無視できる寄与であった。

図IV. 福島第一原子力発電所(福島第一原発)および都道府県の位置



58. 放出された放射性物質の拡散と沈着のモデル計算は、特に環境中の測定レベルをどれくらい正確に再現できるかを明らかにすることを目的に、Terada et al.[T19]、WMO[W18]、フランス放射線防護・原子力安全研究所[I33]など多くのグループにより実施されてきた。これらはすべて、日本の陸域における ^{137}Cs の沈着密度の幅広いパターンを再現できている。対象とする地域では、モデル推定値は総じて測定レベルの10倍または10分の1の範囲にあり(附録B参照)、より良く一致する場合もあった。このように限界があるにしても、これらのモデル計算は、測定値が存在しない、あるいはもはや測定できない環境における放射性核種のレベルを推定する手段としては、唯一の手段である。

59. WMO作業チームのメンバーは、本委員会が採用したソースタームに基づき、大気中での放射性物質の拡散をモデル計算することによって、環境中の放射性核種レベルを推定した(上の第III章セクションA参照)。使用したアプローチとその結果である推定値について、測定レベルとの比較を含め附録Bにまとめている。本委員会は、環境の測定レベルがどこからも報告されていない場合、モデル計算にもとづく推定値を使って公衆の被ばく線量を評価した(附録BとC参照)。このようにして推定された線量は、環境中の測定値から直接推定する値よりも必然的に不確かさが大きい。環境における放射性核種の推定レベルの確度や不確かさの特徴について見極めるため、異なったソースタームと気象および拡散モデルで得られた推定値の比較を行った。

2. 海洋環境

60. 海水と海底堆積物、魚類その他の海洋生物相における ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs その他の放射性核種濃度について広範囲にわたる測定が行なわれた。東電は3月21日以降毎日、福島第一原発サイトの南北に位置する排出口近く、海岸に沿った南北の地点、沖合3km、8km、15kmのところからそれぞれ試料を採取し測定した。文科省は沖合30kmの線に沿って測定を行い、これと独立して研究者達が日本沖合の水域で測定を行った(たとえば[B25, H7])。

61. これらの測定結果を附録Bと附録Fにまとめている。3月末に福島第一原発周辺における海水中の濃度がピークに達し、4月の初めには、さらに沖合で濃度がピークに達したことを測定結果は示している。海水の測定濃度はその後着実に低下し、2011年8月時点では、放射性ヨウ素は検出不可能となり、放射性セシウム濃度は原発サイトの放出口でさえ検出限界近傍または検出限界を下回るものであった。 ^{89}Sr と ^{90}Sr など海水中的の他の放射性核種に関する濃度測定回数はより限られていたが、総じて同じようなパターンを示した。ただしそれらの濃度は ^{137}Cs の1-10%未満であった。例外は、放射性セシウムを除去した処理水の偶発的漏えい後の2011年12月に測定された ^{89}Sr と ^{90}Sr の濃度である。ストロンチウムの放射性同位元素の濃度の上昇をみたのは一時的であり、2012年1月までに再び ^{137}Cs の濃度以下に下降した。

62. 福島県沖と北太平洋全域で採取された海水の試料から放射性セシウムが低濃度で検出されたことから、放出された放射性物質が80mm/sに近い速度で東のほうに移動したものと考えられる[A12]。海底堆積物の放射性核種濃度も測定された。これらの測定においてはやはり ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs に重点が置かれたが、ストロンチウム、プルトニウム、アメリシウムの放射性同位元素の測定も若干行なわれた。東電による測定では、福島第一原発の港内における海底堆積物中の ^{137}Cs の濃度は乾燥重量1kgあたり最大で100,000Bq/kgというものであったが、全体的に測定レベルはそれよりも何桁も低いものであった。海底堆積物中の濃度も、時間の経過にともなって低下はしたものの、その速度は海水の測定濃度ほどではなかった。詳細を附録Bに示している。

63. 複数の研究者がこれらの測定値を使用して、海への直接の総放出量および/またはその後の太平洋における放射性核種の拡散に関する推定を行っている(たとえば[E4, K3, P3, T13, T24]。これらのモデルによる推定値は、総じてよく測定データを再現することができている。大気中から降下した放射性物質は、海洋表面の広いエリアにわたって拡散・沈着した。他方、直接放出された放射性物質についてのモデル計算では、放出された放射性核種はまず、北からの風を受けて比較的限られたブルームとして約200km海岸に沿って南方に移動し、次に黒潮に乗り海岸から東の方向へ向かい、さらに拡散、希釈されたことが示唆される(附録Bの図B-XXIおよびB-XXII参照)。モデル計算の結果は、一般的な傾向として、最も影響を受けた海域では3月26日頃まで大気から沈着した物質による海水中レベルへの影響が大きかったが、それ以降は海洋への直接放出の寄与率が上回るようになったことを示唆している。

IV. 公衆の被ばく線量評価

64. この章では、第III章で述べた環境中における放射性物質の分布についての知見が、日本の公衆の被ばく線量を推定するにあたりどのように使用されたかを述べると同時に推定された線量の要約を示す。本委員会の狙いは、線量の現実的推定値を示すことであり、そのために日本の住民の異なるサブセットを代表すると考えられる、範囲を限定した個人グループを対象として線量を推定することに重点を置くこととし、20歳の成人、10歳の小児、1歳の乳幼児について被ばく線量が推定された。線

量に関する主な評価項目は、特定の重要な器官、すなわち、最も重要な臓器として甲状腺、さらには赤色骨髄および女性の乳房における吸収線量(単位:グレイ、Gy)と実効線量¹⁵(単位:シーベルト、Sv)であった。また、事故後最初の10年間で年齢の異なる各人が80歳に達するまでの期間における実効線量と甲状腺の吸収線量、集団実効線量を予測した。

A. 被ばく経路

65. 放射性物質の大气放出により人々が被ばくする経路は何通りか存在する(図V)。第一に、放出された物質は、放射性プルームとして大気中を移動した後、人々が居住する地域に到達し、(a)人々は通過するプルーム中の放射性物質からの外部被ばくを受け、(b)プルームから放射性物質を吸い込むことによる内部被ばくを受けることになる。放出された物質が大気中を通り過ぎても、住民は地表に沈着した放射性物質に被ばくし続ける。人々は、この降下物質からの外部被ばくと、飲食物に移行した放射性物質を摂取することからさらなる内部被ばくを受ける。降下物質が大気中に再度浮遊し、それを吸入することもあり得るが、福島第一原発から放出された重要な放射性核種(すなわち¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs)の場合、この被ばく経路の寄与は小さい[I1, J7]。吸入または摂取により体内に取り込まれた放射性核種が体内に留まる長さは、放射性核種の物理的半減期と生物学的半減期に応じて異なる。

図V. 放射性物質の環境放出に伴う被ばくの経路



66. 放射性物質の海洋への直接放出または間接放出については、海水中または海底堆積物中の放射性核種に人々が外部被ばくすることもあり得る。しかし、これらの経路を通じて被ばくする線量が被ばく全体に占める寄与率はあまり大きくないと予測される。放射性物質が海産物に移行し、その海

¹⁵ 推定された実効線量は、評価対象期間中の外部被ばくによる実効線量と、同期間中に経口摂取と吸入を通じた放射性核種摂取による推定実効線量の合計である。実効線量には、甲状腺の加重された吸収線量の寄与分も含まれる。

産物を摂取することで人々が内部被ばくを受けることも考えられる。この経路は、本委員会による内部被ばくの評価において検討の対象となっている。

B. 線量評価のデータ

67. 人々における放射性核種の実測値は、内部被ばくに関する直接の情報源である。そのようなデータセット2つが本委員会に提供された。1つは甲状腺、特に小児の甲状腺における ^{131}I のデータセットであり、もう1つは ^{134}Cs と ^{137}Cs についての全身モニタリングから得られたデータセットである。これらの測定値が示すのは、モニタリング時において被検者の体内に存在する放射性核種からの内部被ばくのみである。限られた数の人々と場所では測定されておらず、福島県の住民あるいはその他の都道府県住民の内部被ばくを直接推定するには不十分であった。したがって、本委員会は、放射性物質の環境測定値と、その放射性物質に人々がどのように被ばくしたかを表したモデルとを組み合わせることによって内部被ばくを推定した。

68. 附録Aは、本委員会が、自ら行なう評価に対する情報源と見なした広範なデータ群を列挙すると同時に、データの質が評価にとって十分なものであることを確認するプロセスの概要を説明したものである。被ばくに最も大きく寄与するのは、 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs であり、測定対象としては基本的にこれらの放射性核種に重点が置かれた。甲状腺の吸収線量を決定する上で中心となるのは、放射性核種 ^{131}I であった。この吸収線量は、事故後比較的短い期間に（主に放射性ヨウ素、特に ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{133}I の吸入と摂取を通じて）もたらされた。放射性核種 ^{137}Cs と程度は劣るが ^{134}Cs も、住民の継続的長期被ばく、特に地表に沈着した放射性物質による被ばくの原因となる。主なデータ源は日本の政府機関から提供された公式の情報であったが、他の加盟国から提供されたデータ（たとえば日本で米国職員が得たデータなど）あるいはIAEAのフィールドチームが収集した情報などその他の公表された情報といった、他の情報源からのデータも使用した。本委員会は広範なチェックを通じて、品質の保証につながる適切かつ確立された方法で測定が実施されているかどうかを確認した。測定値は、(a)線量評価への直接の入力情報として、あるいは(b)評価の有効性をチェックするために使用した。

69. 日本で、放射性核種がどの程度地表に沈着したかについて広範な測定が行なわれている。これには、地上での測定および影響を受けた地域上空に飛行機を飛ばし搭載した計器を使用して行う調査などが含まれる。本委員会は、これらの測定値を、沈着した物質から公衆が被った外部被ばくを推定するための望ましい基礎として使用した。地表に沈着した放射性核種のレベルについての情報が得られなかった地域（一般的に事故後数週間における避難区域内のみ）については、本委員会は、ソースタームに加えて「大気輸送・拡散・沈着モデル」(ATDM)による大気中の放射性物質輸送シミュレーションから導き出した推定値に依拠することとした。ATDMについては、第III章で述べ、附録Bでさらに詳しく説明している。

70. 評価の目的に照らして放射性核種の大気中濃度を測定したデータが少な過ぎたため、本委員会はその濃度を推定しなければならなかった。その推定は、ソースタームから、またはATDMを使い大気中の放射性物質の輸送をシミュレーションすることによって得ることができた。しかしながら、放出された放射性核種の量と、それらが時間と場所に応じてどのように変動したかについての知識が不完全であることに加え、放出された物質がその後大気中でどのように拡散するかをシミュレーションするモデルに不確かさがあったことにより、個々の時間と場所に対するこれらの推定値には大きな不確かさが含まれている。これらの不確かさを考慮して、本委員会は、地表沈着密度の測定値を用いてATDM解析から得られた大気中濃度の推定値を調整する方法を選んだ。

71. ソースタームとATDM解析によって得られた特定の場所での大気中の放射性核種濃度と地表に沈着した放射性核種の推定値は不確かであるが、これら2つの推定値の比に関してはそれほどでもない。特に、この比はソースタームの不確かさにあまり影響されない。これらの比の不確かさに影響を

及ぼす最大の要因は、乾性沈着と湿性沈着について仮定されたパラメータの不確かさであった。本委員会は、ATDM解析から導き出された場所依存性の比を使用して、地表における放射性核種の沈着密度測定値から大気中の放射性核種濃度の時間積分値を推測した。本委員会はこのようにして得た濃度を使って、避難地域を除く日本のすべての地域における大気中の放射性核種による被ばくを評価した。

72. 事故の初期段階(数日から2、3週間)に住民が避難した地域の場合、避難時における大気中の放射性核種濃度と地表に沈着した放射性核種の濃度の測定は限られた回数しか実施されていない。したがって、本委員会は、ソースタームとATDM解析から推定されたこれらの量を、予防的避難および計画的避難をした人々の線量を推定するための基礎として、避難期間全体にわたって利用した。この方法は、地表に沈着しなかった¹³³Xeを含む放射性核種の大気中濃度の推定にも使用された。

73. 海産物を含む広範囲な食品および飲料水中の放射性核種レベルについては相当量の情報が発表されている(附録A参照)。放射性核種の濃度が所定の限度を上回る食品の供給に対しては制限が加えられたが、本委員会は、市場に流通した食品のデータを使用することで、明示的ではないもののこの制限を考慮に入れている(附録Cの表C4参照)。本委員会は、これらのデータ(「FAO/IAEA 食品データベース」から得た)を、最初の1年間に飲食物を経由して摂取した放射性核種による被ばくを評価する際の主要な根拠として使用した。評価を行うに当たり、(a)福島県、(b) 5つの近隣県を1つのグループとしたもの、(c)その他の都道府県のそれぞれで測定された食品群における放射性核種の平均濃度をベースとした。事故直後数カ月間のデータは、本委員会がより精緻な空間的分解能を採用するには不十分であった。さらに、日本では、ほとんどの人々が食品をスーパーマーケットで購入しており、食品は全国から供給されている。したがって、広範な地域での平均濃度を使用することは本委員会の目的に合致すると考えられた。日本ではまた、食品によっては世界の他の地域からの輸入が大半を占めているものがあり、評価に際してはこの点も考慮に入れた。

74. 日本政府から飲料水における放射性核種の測定結果が本委員会に提供された。飲料水中の放射性核種レベルに上昇が見られたのは限られた期間であった。本委員会は、導入されたさまざまな制限を考慮した上で、これらの測定値に基づいて被ばく線量を推定した。

75. 本委員会は、飲食物中の放射性物質の濃度に関する情報にもとづいて、事故直後の1年間における飲食物の摂取による被ばく線量を推定した。飲食物の摂取による被ばくの将来的レベルを推定するため、地表における放射性核種の沈着密度の測定値からモデルを使って食品中の放射性核種の濃度が評価された。本委員会は、さまざまな作物の植え付け時期や収穫時期、収穫量、放射性核種の個々の食品への移行に関する日本固有のデータなど日本における農業慣行に関する情報を入手した。次にこれらのデータを使ってFARMLANDモデル[B21]のあるバージョンを修正し、陸圏の食物連鎖を通じた放射性核種の移動を推定した。また、福島県沖の海域での放射性核種拡散についてNakanoとPovinecが実施したモデル計算の結果[N3]を使って、海産物の摂取による1年目以降に起こりうる被ばくを推定した(附録C参照)。

76. 第II章で述べたように、日本政府は、公衆を防護するためにいくつかの緊急措置を実施した。福島第一原発サイトから半径20km圏内の避難地域およびその周辺地域の住民約85,000人が、3月11日から15日にかけて予防措置として避難し、その結果、大規模な放射性核種の地表沈着が発生した時点では、ほとんどの人はそれらの地域には居住していなかった。20km圏以遠のいくつかの地区の住民約10,000人の「計画的避難」(環境測定に基づく)が3月から6月にかけて実施された。これらの地区は、福島第一原発サイトから北西の方向に位置し、主要な放出後、放射性核種の相当な沈着がこのエリアで発生している。避難者の総数は118,000人程度であった。これには、30km圏外に暮らす避難者や原子力緊急事態以外の理由から避難した人々も含まれている。さらに、食品に対する制限も導入された。指定の濃度以上の放射性物質を含む飲食物は販売を禁じられた。本委員会では、評価の際にこれらの防護措置を考慮に入れている。

77. 日本政府は、避難と食品に関する制限以外の防護措置も指示した。具体的には、福島第一原発サイトから20-30km圏内の人々に対して発令された主要な放出時における自宅での屋内退避勧告や、安定ヨウ素剤を服用するよう一部の公衆に求めた指示などである。しかしながら、どのように、いつ、どの地区に対してこれらの措置が実施されたかについての正確な情報は限られている。したがって、本委員会は公衆の被ばく線量評価において、これらのその他防護措置を考慮に入れることができなかった。

78. 福島県の中でも特に影響を受けた地域(たとえば予測年間量が20mSvを上回る避難地域など)では、大規模な土地改良プログラムが実施され、それらのプログラムにより、影響を受けた地域に居住する公衆の将来の被ばくが低減される可能性がある。居住地域の除染技術や農業対策、林業対策の実験的研究と試験が2011年中頃に開始された。実施された土地改良対策の規模と効率に関する詳細な情報は、本評価を実施する時点では公表されていなかった。したがって、本委員会は、そうした修復措置による被ばくレベルの低減の可能性は考慮していない。

C. 公衆被ばく評価方法の概要

79. 日本の公衆の線量を推定するために、本委員会は、地域を4つのグループに区分した(表4)。

表4. 地域区分の定義と各地域で採用した空間解像度

グループ	地域	公衆の線量評価における対象場所の区分
1	人々が事故後、数日から数か月の単位で避難した福島県 ^b の地区 ^a	18の避難シナリオで特定された各地区における典型的な場所を使用した。
2	避難が行われなかった福島県の行政区画 ^c	外部経路および吸入経路については行政区画レベル(各1km格子点での推定値に基づき行政区画レベルでの平均値を算出した) 経口摂取経路については県レベル
3	日本東部諸県のうちから選択した県: 福島県に隣接する県(宮城県、栃木県、群馬県、茨城県)または福島県に近い県(岩手県と千葉県)	外部経路および吸入経路については行政区画レベル(各1km格子点での推定値に基づき行政区画レベルでの平均値を算出した) 岩手県における経口摂取による推定被ばく線量はグループ4と同じ、他の5つの県については、5つの県の平均に基づいた。
4	その他の都道府県すべて	外部経路および吸入経路は県レベル 摂取経路についてはその他すべての都道府県平均

^a 地区: 本報告書において、この語は避難シナリオを表すために使用されている。福島県の12の行政区画をカバーした避難シナリオが18あった。これら12行政区画の一部は、同時に複数の避難シナリオに関係しているため、ある1つの行政区画内で避難シナリオに応じて考慮の対象となった特定の区域を代表するものとして「地区」という語を選択した。

^b 県: 日本には47の都道府県がある。日本語では、「県(prefecture)」という語が、行政単位を指す言葉として使用されている。図IV、VIおよびVIIは、福島県に近い県、さらに離れた県を示している。

^c 行政区画: 日本のそれぞれの都道府県は、(市町村または郡といった)行政区画に分けられている。これは、地方の行政単位である。本報告書では、基本的に、行政区画を日本の住所表示システムにおける地理的なまとまり、すなわち市町村レベルのまとまりを指すために使用する。

80. 同じ被ばくであっても、線量は被ばく時の年齢によって変動する。したがって、本委員会は放出時における年齢をもとに3つの主要な年齢層を考慮した。すなわち、成人、小児および乳幼児である。線量評価の趣旨から、すべての成人の代表として20歳の成人を選び、5歳以上のすべての小児の代

表として10歳の小児を、そして5歳未満のすべての乳幼児の代表として1歳の乳幼児を選んだ。胎児または乳児に関しては、外部被ばく、内部被ばくいずれの場合においても他の年齢層における被ばくと類似すると考え、本委員会はその線量を特に区別して推定していない(附録C参照)。たとえば、胎児および乳児の外部被ばくによる被ばく線量は、それぞれ、成人と1歳の乳幼児の被ばく線量とほぼ同じであったと考えられる。本委員会は、事故後1年間の累積被ばく線量を推定することに重点を置いた(通常これらの被ばく線量はそれ以降の年間被ばく線量より高いはずである)。しかし、本委員会は、事故から最初の10年間の累積被ばく線量と80歳までの累積被ばく線量についても、それらの期間における3つの年齢層の加齢を考慮に入れて推定している。

81. 沈着した放射性物質による外部被ばく線量を推定するためのモデルは確立されている(たとえば、本委員会はチェルノブイリ事故での放射線量を評価する際にも同じようなモデルを使用した[U12])。これらのモデルは、屋内滞在中の建物の遮へい効果はもとより、放射性壊変、風雨による地表からの放射性核種の除去、土壌中の放射性核種の移動などの過程を考慮している。本委員会は、いくつかの異なる種類の建物(したがって、遮蔽の程度における差異)と屋内で過ごす時間量の違いを考慮に入れた。福島県とグループ3の県では住居の大多数が木造建築であるため、本委員会は木造家屋に居住する人々の線量推定値を提示した。

82. 大気中の放射性核種を吸入することによる線量については、標準的かつ国際的に認められたモデルとデータを使って評価した[I12, I15, I25]。大気中の放射性核種が体内に入った量を推定するために、年齢別の呼吸率を使用し、各放射性核種に対する単位吸入放射能あたりの規格化線量(線量係数と呼ばれる)を導出し、それを使って被ばく線量を推定した。

83. 同様に、食料と飲料水に含まれる放射性核種の摂取による線量は、異なる種類の食品ごとの年齢別摂取率と、放射性核種ごとの単位摂取放射能あたりの線量係数[I25]を使って、食物中の放射性核種濃度から推定した。日本での最初の1年間における摂取線量を評価するために、本委員会は主にFAO/IAEA食品データベース(附録A参照)の測定データを使用した。しかし、1年目以降の摂取による線量を推定するには、本委員会はモデルを用いた解析手法を使用しなければならなかった。日本の厚生労働省(厚労省)は特定の食品に関する一人当たりの消費量調査を実施しており、本委員会は、そのデータを使用した。最も広範なデータが存在するのは成人の場合であったが、乳幼児と小児についてもデータは存在した。

84. 避難した住民(グループ1)の場合、本委員会は、避難前と避難中の被ばくに加えて避難先においてその年の残りの期間に被ばくした量を推定した。この推定は、住民が避難した地域における大気中の放射性核種濃度と地表での放射性核種の沈着密度(ソースタームとATDM解析から推定された値)、およびこの期間における避難者の移動についての情報(福島県内で実施された実態調査から得られた情報[A5]。この実態調査から18の避難シナリオが特定されており、それらについては附録Cで詳述している)に基づいている。地区から避難した成人住民に関して、自宅に戻り通常の生活に復帰しと仮定した場合に、2012年3月から2015年3月までの期間に受けたであろう外部被ばくについても、環境修復が行なわれなかったという前提で実効線量を推定した。これらの推定値は当該コミュニティにおける将来の実効線量の上限值を提供している。

85. 本委員会は、放射性プルームの通過中と通過後に20km圏内の避難区域に留まった、あるいはその区域に立ち入った人が存在する可能性を無視することができなかった。本委員会は、避難者の線量と、避難者が避難しなかった場合に被ばくしたはずの線量を推定した(これは、避難区域にとどまっていた可能性のある人の線量の推定値として、そして、避難区域に立ち入った可能性のある人の線量の上限值としても使用することができる)。これら2つの推定値の組み合わせから、本委員会はまた、避難によって避けることのできた線量を推定した。

86. 本委員会は、日本の住民の集団実効線量と甲状腺の集団吸収線量についても推定を行った。これらの推定値は、2010年の国勢調査(附録Aの表A1参照)から得た日本の住民の年齢と社会構成、

そして行政区画別および都道府県別の人口分布に基づいている。また、福島県に居住する住民と日本の他の都道府県の住民について集団線量を推定した。

87. 本委員会は日本以外の国の公衆の線量を推定する広範な評価は実施していない。日本以外の国における線量評価については、WHOの予備的被ばく線量評価[W11]の結果等、文献で発表された各種推定の検討と、それを補足するものとして国連加盟国が実施した広範な測定値および線量の評価を基にこれを行った。

D. 線量評価の結果

88. 本委員会は日本の公衆における実効線量と特定の臓器の吸収線量について広範な推定を行った。それについては附録Cでさらに詳細に報告している。

1. 避難しなかった公衆の1年目の線量

89. 表5は、日本の避難対象外地域に暮らしていた成人、10歳児および1歳児における事故から1年間の行政区画平均または県平均の実効線量と甲状腺吸収線量の推定値をまとめたものである。線量は、3つの主要な被ばく経路（外部被ばく、吸入による内部被ばくおよび経口摂取による内部被ばく）の合計を表している。

表5. 避難しなかった日本の典型的な住民における事故から1年間の行政区画平均または都道府県平均の実効線量および甲状腺吸収線量の推定値

線量は、自然放射線源によるバックグラウンド線量への上乗せ分である。表中の値は、グループ2とグループ3の県については行政区画平均線量の幅であり、グループ4については、都道府県平均線量の幅を示している。これらの推定値は、さまざまな場所に居住する人々が被ばくした平均線量を表すことを意図しており、これらの場所における集団内の個々人が被ばくした線量の範囲を表したものではない。データが不十分である場合には仮定を設けており、そのためこれらの値は平均線量を実際よりも過大評価している可能性がある（この章のセクションEとF参照）。

住宅区域	実効線量 (mSv)			甲状腺の吸収線量 (mGy)		
	成人	10 歳児	1 歳児	成人	10 歳児	1 歳児
グループ2 ^a – 福島県	1.0～4.3	1.2～5.9	2.0～7.5	7.8～17	15～31	33～52
グループ3 の県 ^b	0.2～1.4	0.2～2.0	0.3～2.5	0.6～5.1	1.3～9.1	2.7～15
グループ4 ^c – その他の都道府県	0.1～0.3	0.1～0.4	0.2～0.5	0.5～0.9	1.2～1.8	2.6～3.3

^a グループ2 – 福島県の避難対象外行政区画の住民

^b グループ3 – 宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県、岩手県の住民

^c グループ4 – その他の都道府県の住民

90. 実効線量について 図VIは、福島県内避難対象外行政区画(グループ2)とグループ3の県に居住する成人における事故直後1年間の行政区画平均実効線量を示す地図である。甲状腺の吸収線量(すべての年齢)と10歳の小児と1歳の乳幼児の実効線量は同じような地理的パターンを示しており、それぞれの地域における放射性核種の沈着密度を反映している(附録C参照)。

91. 各被ばく経路の寄与度は、環境中および食品中の放射性核種のレベルと組成を反映し、場所によって変動する。沈着密度が高い区域では、実効線量に占める降下物質による外部被ばくの割合が大きくなる。福島県における事故直後の1年間の実効線量に占める食物摂取の寄与度には変動が見られた。これは、経口摂取による実効線量が、他の経路による実効線量に比べはるかに広い地域について平均された放射性核種の濃度を反映した値であったからである。日本でも、福島第一原発サイトからはるかに離れた地域では、ほとんどの都道府県で経口摂取による実効線量が優位を占めている。

92. 福島県内では、20km圏内の避難区域に一部がかかる行政区画(南相馬市)と地表での沈着密度が高い行政区画(福島市、二本松市、桑折町、大玉村、郡山市、本宮市、伊達市)において、避難しなかった人としては最大の推定実効線量が得られ、事故直後1年間における成人の行政区画平均実効線量は2.5~4.3mSvの範囲であった。これらの行政区画では、実効線量に占める沈着放射性核種に起因する外部線量の寄与率が圧倒的に大きかった。1歳の乳幼児における事故直後1年目の平均実効線量は、成人の平均実効線量の2倍以内と推定された。

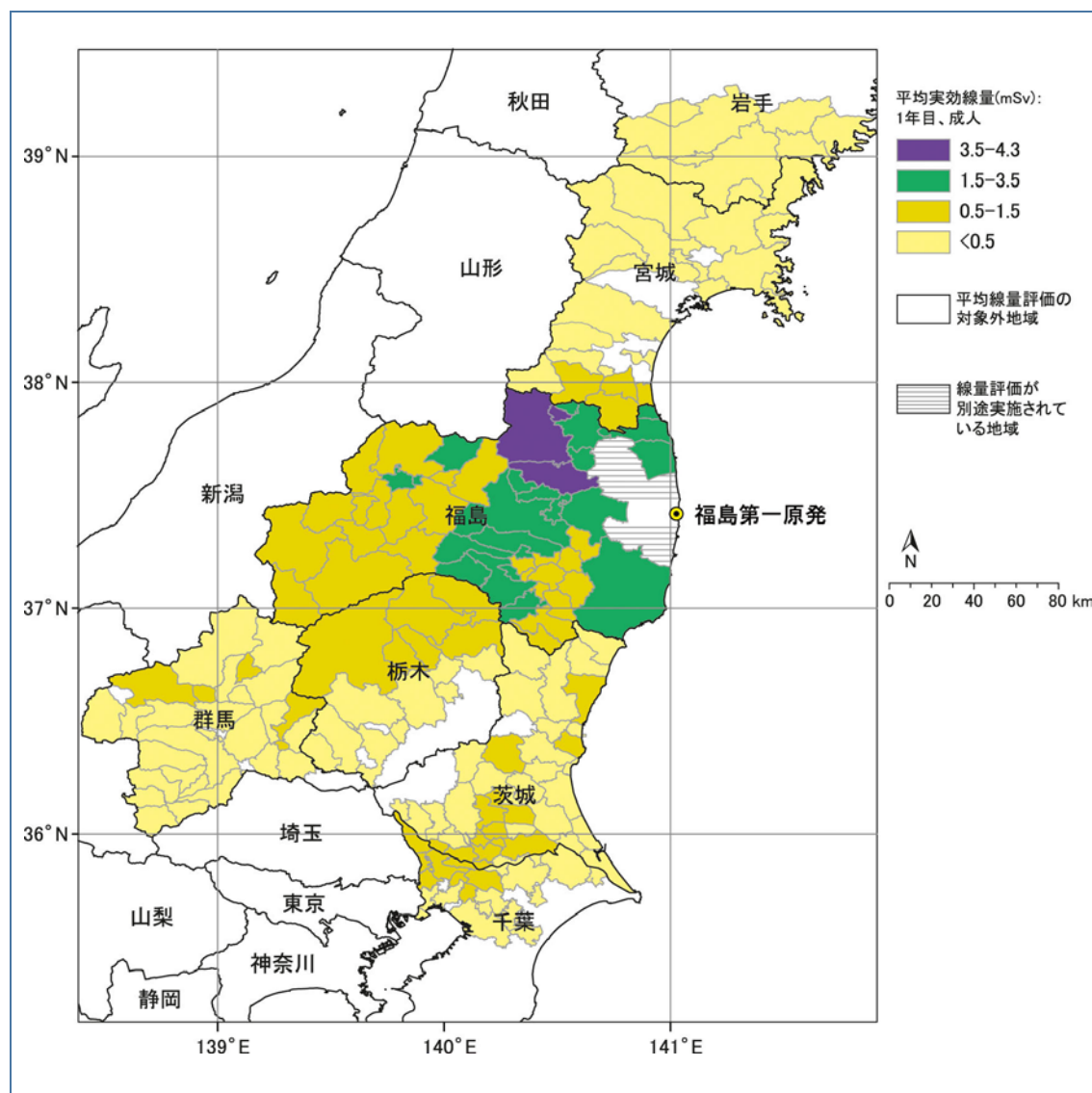
93. グループ3に属する県(千葉、群馬、茨城、岩手、宮城、栃木)の各行政区画においては、成人の行政区画平均実効線量は最初の1年間で0.2~1.4mSvであり、千葉県、群馬県、茨城県、宮城県および栃木県については食物摂取による寄与が0.2mSv含まれている。岩手県については、食物摂取による実効線量への寄与はその他の都道府県と同じ0.1mSvであった。その他の都道府県における事故直後1年間の県平均実効線量は0.1~0.3mSvであり、そのうち経口摂取によるものが0.1mSvで、総じて経口摂取が支配的な経路であった。

94. 図VIIは、その他の都道府県(グループ4)の1歳の乳幼児における事故直後1年間の県平均実効線量を表している。その他の都道府県における県平均線量は、福島県の県平均線量より低く、福島から遠い県ではかなり低く、実効線量の推定値は自然放射線源によるバックグラウンド実効線量の通常の変動範囲より低かった。

95. 臓器の吸収線量について 福島県の避難対象外行政区画(グループ2)では、事故直後1年間の推定甲状腺吸収線量が最も高かったのはいわき市と福島市の居住者であった。1歳の乳幼児の場合、事故直後1年間における甲状腺の行政区画平均吸収線量が最も高かったのはいわき市で、約50mGyであると推定された(表5参照)。この線量の約3分の1は吸入に、3分の2は経口摂取によるものであった。成人における事故直後1年間の甲状腺の推定線量は、1歳の乳幼児の値の約30%であった。これらの線量のほとんどは、事故直後数週間における被ばくによるものである。福島県の避難対象外行政区画の事故直後1年間における赤色骨髄と女性の乳房の平均吸収線量は、すべての年齢層で6mGy未満と推定された。

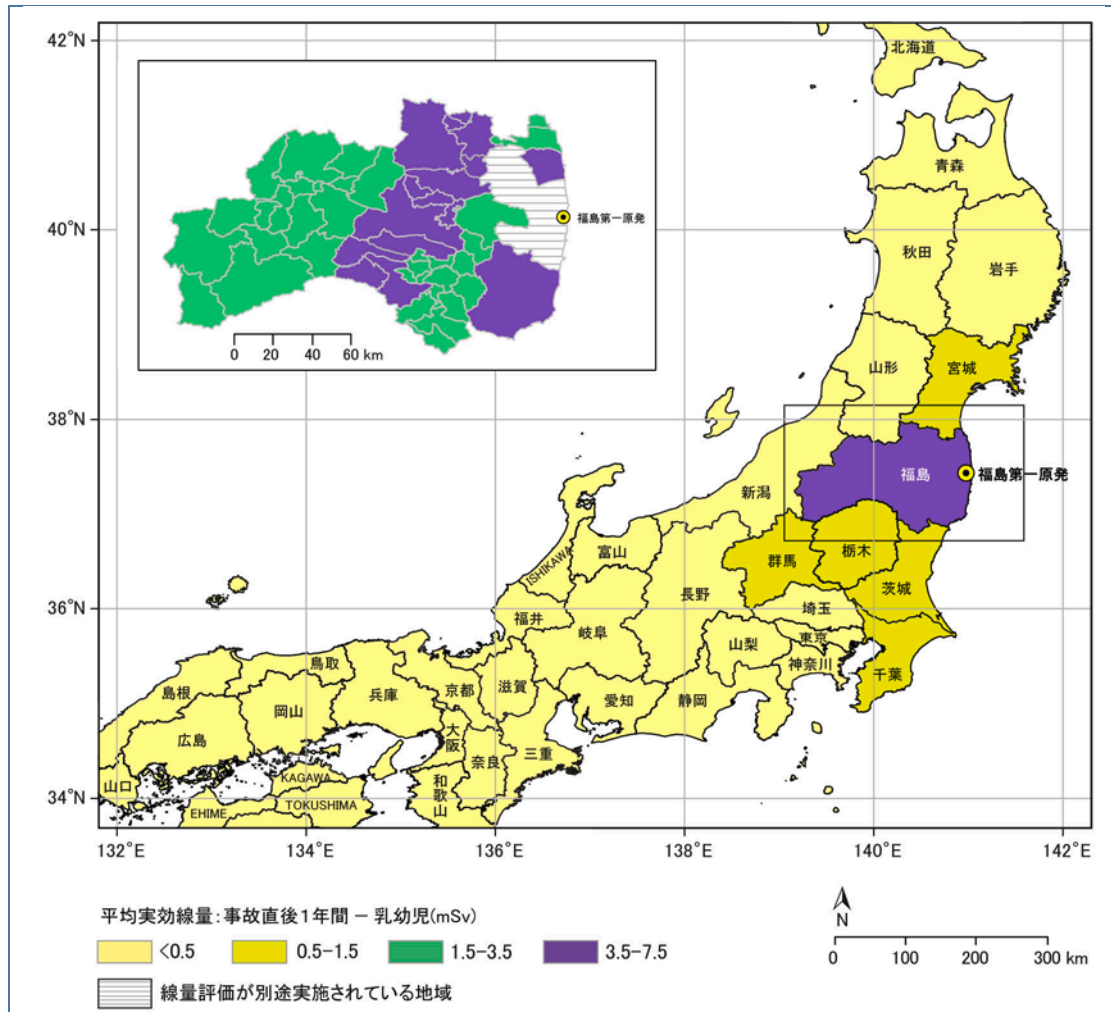
図VI. 福島県の避難対象外行政区画およびグループ3に含まれる県の一部行政区画に居住する成人を対象に推定された事故直後1年間の行政区画平均実効線量

実効線量には、関連するすべての経路と放射性核種からの寄与量が含まれる



図VII. 1歳児を対象に推定された事故後1年間の都道府県平均実効線量

実効線量には、関連するすべての経路と放射性核種からの寄与量が含まれる。大きい方の地図は都道府県平均実効線量を示している。福島県の実効線量には、避難対象外行政区画の数値のみが含まれる。差込地図は、福島県における避難対象外行政区画の行政区画平均実効線量を示している



96. グループ3に属する県(千葉、群馬、茨城、岩手、宮城、栃木)の事故直後1年間における乳幼児の甲状腺の行政区画平均吸収線量は、3～15mGyの範囲にあると推定された。経口摂取が支配的な被ばく経路であり、吸入経路の寄与度は数%から約30%の間であった。事故直後1年間における赤色骨髄と女性の乳房の行政区画平均吸収線量は、すべての年齢層で2mGy未満と推定された。日本の残り40都道府県については、事故直後1年間における乳幼児の甲状腺の県平均吸収線量は約3mGyであり、経口摂取による線量が75%と100%を占めると推定された。

97. これらの推定線量値はすべて、グループ2とグループ3の県の各行政区画に住む住民と、グループ4の各都道府県に住む住民の平均線量を表している。これらの値は、本来、たとえば、どのような食品を消費したか、放出された放射性物質の拡散との関連においてどこに居たか等の要因に拠って、個人ごとに変動するものである。個人的に防護措置を講じた人も居た可能性があるが、本委員会ではその点は考慮していない。

98. 本委員会はまた、1つの行政区画内における外部被ばくによる線量と、吸入による内部被ばくによる線量のばらつきがどの程度の広がりを持つかを把握すべく、幾つかの解析を行った。その結果、各行政区画内において放射性核種の沈着密度測定値と大気中の ^{131}I 濃度の両方に著しい空間的ばらつきが存在することが明らかとなった。ばらつきの幅は、吸入による実効線量と甲状腺の吸収線量の両方における推定値が行政区画平均線量の30～50%から最大で約2倍から3倍に達するほどであった。

99. 地表に沈着した放射性物質による外部被ばくについては、線量推定値のばらつきに影響を及ぼす更なる要素として建材の遮蔽効果が挙げられる。提示した主要な結果は、福島県で最も一般的である木造家屋に住む人々を対象としたものである。しかし、コンクリートの高層アパートまたは木造モルタルの家に住む人々の線量は、それぞれ、推定線量の約25%または50%である。

100. 食品における放射性核種レベルの測定値に関しても、その作物がどこで栽培されたか、地表に沈着した放射性物質の量、作物を植えた時期や土壌のタイプなどの要素により食品によって大きなばらつきがあった。主要な要素は、人々が食品をどこで入手したかであった。日本の大多数の人々はスーパーマーケットを利用しており、したがって事故直後1年間の線量を評価するためには、福島県、グループ3の6県のうち5県（岩手を除く）、およびその他の都道府県での食品中平均濃度を基にした解析手法を採用することが、この評価の目的から見て適切であると考えられた。

101. 食品への放射性核種の移行は、核種の放出が1年のうちどの時期に発生するかによって大きく影響を受ける。福島第一原発の事故が発生した3月は、わずかな作物しか栽培されておらず、家畜は保存された餌を与えられていた。そのため、食品中の濃度は、事故が1年のうちでもっと遅くに発生していた場合（1986年のチェルノブイリ事故がそうであった）よりも低かった。本委員会は、一部の人々、特に計画的避難区域の人々が、高濃度の放射性核種に汚染された食物、すなわち地元で栽培された食物や採取したキノコや野生の植物、あるいは地元で捕獲または狩猟した魚や獲物を避難する前に口にしていた可能性を無視することができなかった。そのような食習慣により住民の経口摂取による実効線量の推定値が最大でおそらく10倍まで高くなる可能性はあるものの、公衆に対して広範囲に実施された生体全身測定の結果には、そのような高線量を示す証拠は見られなかった。また、事故発生時期が3月であったため、地元で栽培されていた食物は限られていたし、日本の多くの人々は、生鮮農産物や福島県から来た可能性のあるあらゆるものを回避することによって食物経由の放射性核種の摂取量を減らす措置を講じた。これらの人々の場合の経口摂取による線量は、本委員会が推定した値よりかなり低かったと思われる[S2]。

2. 避難者の線量

102. グループ1に属する地域（双葉町、広野町、浪江町、楡葉町、大熊町、富岡町、飯舘村、川俣町、南相馬市、田村市、川内村、葛尾村）から避難した人々の事故直後1年間の線量を、避難前と避難中に被ばくした線量と、1年のうち残りの期間中に避難先で被ばくした線量の合計として推定した。地区平均実効線量と甲状腺吸収線量の推定値を表6にまとめている。

103. 事故直後1年間の地区平均実効線量は、すべての年齢層および両方の避難シナリオを通じて、数ミリシーベルトから約10ミリシーベルト強までの範囲であった。対応する事故直後1年間の甲状腺の地区平均吸収線量は、成人の場合で最大約35mGy、1歳の乳幼児の場合は最大約80mGyであった。予防的避難を行った地区の場合、事故直後1年間の赤色骨髄と女性の乳房の地区平均吸収線量は、0.6から7mGyの間であると推定された。また計画的避難が実施された地区については、地区平均線量は、すべての年齢層で4mGyから10mGyの間であった。

104. 本委員会は、20km圏内における地区の避難により、成人の場合最大約50mSvの実効線量、1歳の乳幼児の場合は最大約750mGyの甲状腺吸収線量をそれぞれ回避することができたと推定している(附録Cの表C11とC12参照)。

表6. 事故直後1年間における避難者の地区平均実効線量と地区平均甲状腺吸収線量の推定値

線量は自然放射線源によるバックグラウンド線量への上乗せ分である。表中の値は、各避難シナリオの地区平均線量の範囲である。これらの線量推定値は、各地区から避難した人々が被ばくした平均線量を表すことを意図しており、避難した地区の住民一人一人が被ばくした線量範囲を表したものではない。データが不十分である場合に仮定を設けており、そのためこれらの値は平均線量を実際よりも過大評価している可能性がある(この章のセクションEとF参照)。

年齢層	予防的避難地区 ^a			計画的避難地区 ^b		
	避難前 および 避難中	避難先	事故直後 1年間 合計	避難前 および 避難中	避難先	事故直後 1年間 合計
実効線量 (mSv)						
成人	0～2.2	0.2～4.3	1.1～5.7	2.7～8.5	0.8～3.3	4.8～9.3
小児、10 歳	0～1.8	0.3～5.9	1.3～7.3	3.4～9.1	1.1～4.5	5.4～10
乳幼児、1 歳	0～3.3	0.3～7.5	1.6～9.3	4.2～12	1.1～5.6	7.1～13
甲状腺吸収線量 (mGy)						
成人	0～23	0.8～16	7.2～34	15～28	1～8	16～35
小児、10 歳	0～37	1.5～29	12～58	25～45	1.1～14	27～58
乳幼児、1 歳	0～46	3～49	15～82 ^c	45～63	2～27	47～83 ^c

^a 予防的避難とは、高度の被ばくを防止するための緊急時防護措置として2011年3月12日から2011年3月15日にかけて指示された地区の避難を指す。線量評価では、双葉町、大熊町、富岡町、楢葉町、広野町全体、南相馬市、浪江町、田村市の一部、川内村と葛尾村についての避難シナリオ1から12を対象とした(附録C参照)。

^b 計画的避難は、2011年3月末から同年6月にかけて指示された地区からの避難を指す(環境測定に基づく)。線量評価では、飯館村、南相馬市の一部、浪江町、川俣町、葛尾村の避難シナリオ13から18(附録C参照)を対象とした。

^c これらの甲状腺吸収線量は、主として、事故直後数日間の避難前と避難中の期間に被災地域を通過した大気中放射性物質を吸入することからの内部被ばくとその後の期間における経口摂取による内部被ばくによるものであった。

3. 日本での将来的被ばく線量評価

105. 本委員会は、事故後10年間にわたって累積される行政区画平均および県平均線量と、80歳までに累積される行政区画平均および県平均線量についても推定した。これらの推定値は、避難が実施されなかった行政区画の住民についてのみ表7に示している。事故時点で乳幼児(1歳)であった小児における実効線量が最も高いと推定され、10歳の小児がそれに次いで高く成人がそれに続いた。これらの年齢層における推定実効線量の違いは大きくなく、2倍未満であった。地区から避難した成人住民が自宅に戻り通常の生活に復帰したと仮定した場合に生じる可能性のある外部被ばくによる実効線量の推定値(環境修復は考慮に入れず)を附録Cに示す(表C19参照)。

表7. 成人、10歳の小児および1歳の乳幼児(2011年現在)の事故直後1年間、10年間および80歳になるまでの間における行政区画平均または県平均の実効線量推定値

線量は、自然放射線源によるバックグラウンド線量への上乗せ分である。表中の値は、グループ2とグループ3の県における行政区画平均線量の範囲とグループ4の県における県平均実効線量の範囲を示している。これらの実効線量推定値は、さまざまな場所に居住する人々が被る平均値を表すことを意図しており、それらの場所の住民一人一人が被ばくした実効線量の範囲を表すものではない。データが不十分である場合には仮定を設けており、そのためこれらの値は平均実効線量を実際よりも過大評価している可能性がある(この章のセクションEとF参照)。

2011年現在の年齢層	行政区画平均または県平均実効線量(mSv)		
	日本の地理的区分		
	グループ2 福島県 ^a	グループ3の ^b 県	グループ4 ^c その他の都道府県
1年間の被ばく			
成人	1.0～4.3	0.2～1.4	0.1～0.3
小児、10歳	1.2～5.9	0.2～2.0	0.1～0.4
乳幼児、1歳	2.0～7.5	0.3～2.5	0.2～0.5
10年間の被ばく			
成人	1.1～8.3	0.2～2.8	0.1～0.5
小児、10歳	1.3～12	0.3～4.0	0.1～0.6
乳幼児、1歳	2.1～14	0.3～6.4	0.2～0.9
生涯被ばく			
成人	1.1～11	0.2～4.0	0.1～0.6
小児、10歳	1.4～16	0.3～5.5	0.1～0.8
乳幼児、1歳	2.1～18	0.4～6.4	0.2～0.9

^a グループ2—福島県の避難対象外行政区画に居住する公衆構成員

^b グループ3—宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県、岩手県に居住する公衆構成員。千葉県、群馬県、茨城県、宮城県、栃木県をひとつのグループとし、これらの県での経口摂取による実効線量を計算した。岩手県については、経口摂取による実効線量は、その他の都道府県における実効線量と同じと仮定した。

^c グループ4—その他の都道府県に居住する公衆構成員

106. 全体として、事故後10年間に被る行政区画平均実効線量または県平均実効線量は事故直後1年間の実効線量の最大2倍、生涯実効線量は最大3倍と推定された。ともに環境修復はないものと仮定している。日本ではさまざまな環境修復措置が適用されているが、それらの有効性がまだ確認されていなかったため、本委員会は線量評価においてそれらの修復措置の有効性を考慮しなかった。しかし、避難後に環境が修復されないまま自宅に戻り通常の生活に復帰した場合に被ると思われる実効線量推定値が、将来被る可能性のある線量の上限値であると言える。沈着密度が最も高い場所から避難した人々の場合、外部被ばくによる成人の地区平均実効線量は2012年3月から2013年3月までの期間では12mSvであると推定され、2014年3月から2015年3月までにおいてはこの値が5mSvに低下するものと考えられる。甲状腺の生涯吸収線量は、事故直後1年間の甲状腺吸収線量より50%弱高いと推定された。これは、事故直後1年間の甲状腺吸収線量の大半が¹³¹I(比較的短期間でもたらされた)によるものであるのに対し、翌年以降の線量が¹³⁴Csと¹³⁷Csによるものだからである(附録C参照)。

107. 事故にともなう日本の住民の被ばくの全体像を捉えるために、本委員会はまた日本の公衆における集団実効線量と集団甲状腺吸収線量を推定した。その結果得られた事故直後1年間、事故から10年間、そして生涯にわたる期間それぞれの集団実効線量と集団甲状腺吸収線量を表8に示している。集団実効線量に最も大きく寄与する被ばく経路は、地表に沈着した ^{134}Cs と ^{137}Cs によるの外部被ばくと、これらの放射性核種を食品から摂取する内部被ばくの2つの長期被ばく経路であった。事故直後1年間の集団甲状腺吸収線量に最も大きく寄与したのは、 ^{131}I の吸入と経口摂取による内部被ばくであった。

表8. 日本の住民(2010年の人口は約1億2800万人)における集団実効線量と集団甲状腺吸収線量

線量カテゴリー	被ばく期間		
	最初の1年間	10年間	80歳まで
集団実効線量 (1000人・シーベルト)	18	36	48
甲状腺集団吸収線量 (1000人・グレイ)	82	100	112

108. 福島第一原発事故による日本の住民のこれらの集団線量推定値を、旧ソビエト連邦で1986年に生じたチェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州諸国の住民の集団線量推定値と比較することができる。環境測定値と人の測定値の結果から20年間(1986年-2005年)について本委員会が推定した集団実効線量と集団甲状腺吸収線量は、それぞれ約 $360,000^{16}$ 人・Svと $2,300,000$ 人・Gyであった。生涯にわたる継続的被ばくを考慮すると、それらの値はそれぞれ、約 $400,000$ 人・Svと $2,400,000$ 人・Gyである。福島第一原発事故後の生涯被ばくによる日本の住民の集団実効線量は、チェルノブイリ事故後に被ばくした欧州住民の集団実効線量の約10%から15%である。同様に、集団甲状腺吸収線量はチェルノブイリ事故における集団甲状腺吸収線量の約5%であった。

4. 他の国における被ばく線量の評価

109. 日本の近隣諸国ならびに世界の他の地域における公衆の線量を評価するに当たって本委員会は、WHOの予備被ばく評価[W11]の結果を含む、文献に発表された推定値の検討を基本とし、加盟各国が行った広範囲な測定値と線量評価を補足的に使用した(附録C参照)。この情報の解析に基づいて、本委員会は日本国外に居住する住民の事故による事故直後1年間における平均実効線量を 0.01mSv 未満と結論づけた。

E. 不確かさ

110. このタイプの評価は、不完全な知識と情報にもとづき一定の仮定を前提にするため、その結果には不確かさがともなうものである。不確かさの主な発生源は附録Cで詳述しているが、重要な要素を以下に概説する。

¹⁶ 甲状腺線量の寄与を除外した場合、約 $260,000$ 人・Sv [U12]。

111. 外部被ばくによる線量の推定は、基本的に地表に沈着した放射性核種の測定レベルに基づくものであった。 ^{137}Cs と ^{134}Cs の個別測定値に関しては不確かさの程度が比較的小さかったが、 ^{131}I については測定を開始する前にすでに大量の放射性壊変が発生しているため不確かさの度合いが大きかった。行政区画平均線量を推定するとき、測定値が行政区画か県ごとにどれくらい正確に放射性核種の空間分布を表したかという点も不確かさを伴うものであった。福島県については十分な空間をカバーした広範囲な測定が実施され、特定の行政区画に関する推定行政区画平均線量は2倍の範囲内で正確であると考えられた。グループ4の県の場合は測定値数が比較的小さく、県平均線量の不確かさはより大きいと考えられた。

112. 不確かさの別の原因は、時間の経過にともなう放射性核種の放出率の推移と放出時の気象状況についての知見が不完全であることである。ATDM解析の結果を特定の場所における線量の推定に使用した場合には、大きな不確かさが生じる。可能なかぎり放射性核種の環境濃度測定値を使って線量を評価しているが、一部の推定は、放射性核種の想定放出パターンとATDM解析の結果を使って行なっている。3月に避難したコミュニティの避難前と避難中の吸入と外部被ばくによる線量の推定は、放出率の推定値とATDM解析に直接基づいている。これらの住民グループの地区平均実効線量と臓器吸収線量は、特定の場所と時間に関するATDM解析の結果に不確かさがあるため、一般的に4倍から5倍過大評価若しくは過小評価される可能性がある。

113. 吸入による甲状腺吸収線量の評価に影響を及ぼしたもう1つの要素は、大気中の粒子状およびガス状 ^{131}I の比率であった。大気の測定データは限られており、ほとんどは、放出サイトから相当離れたところのデータであった。周辺地域に比べて甲状腺吸収線量が大きかったと考えられる福島県においては、大気中の粒子状およびガス状 ^{131}I の相対量に関する測定データはなく、この比の値は、粒子状およびガス状のヨウ素放出量が等しかったという仮定に基づくATDM解析の結果から得ている。この比の推定値は、主要な被ばく期間にわたって最大2倍の不確かさを有している。

114. 食品における放射性核種の測定値に基づく線量にも不確かさがあり(附録C)、これを定量化するのは困難であった。当局は、最高レベルの濃度の食品を特定することを優先したため、食品をランダムにサンプリングしていなかった。したがって、本委員会が使用した平均濃度の値は過大評価の原因になった可能性があり、特に、測定値が比較的小さかった事故後の数カ月間はその可能性が高い。多くの測定結果は検出限界よりも低く、その場合本委員会は検出限界値を有するものと仮定した。これも、経口摂取による人々の線量が高目に評価される原因となった。食物の流通・消費パターンの変化も不確かさの別の原因であった。福島県で消費された食物の25%が県内産であったと仮定した場合、事故後1年間の経口摂取による実効線量の推定値は、本委員会の推定値の30%になると考えられる。

115. 実効線量と放射性核種の体内摂取後の関連臓器における吸収線量を確定するのに標準的なモデルが使用された。これらのモデルは、特定の代謝特性を有する標準サイズの人に基づいて作成された。日本の食事は、安定ヨウ素を比較的多く含んでいる。そのため、標準的なモデルで示されるよりも、甲状腺への放射性ヨウ素の移行が少なく、したがって、この線源からの線量がわずかながら少なかった可能性がある。しかし、それらの影響は全体として、線量評価に関連した他の不確かさと比較して小さかったと思われる(附録C参照)。

F. 直接測定と他の評価の比較

1. 人々における放射性核種の直接測定

116. 人々における放射性核種の測定値は、公衆の被ばくに関する直接の情報源となった。主なデータセットは、(a)甲状腺、特に小児の甲状腺における ^{131}I 測定値と、(b) ^{134}Cs と ^{137}Cs の全身モニタリング結果の2つであった。これらの測定値は、本委員会が行なう線量評価の有効性をチェックする1つの手段を提供した。

117. 避難者の甲状腺吸収線量を推定するために本委員会が採用した手法によって若干の過大評価(たとえば情報不足による防護措置に関する仮定や線量測定に関する因子について)がもたらされた可能性がある。2011年3月26日から30日までの間に、いわき市、川俣町、飯舘村に居住する1歳から15歳の小児1,080人を対象に現地当局が可搬型の線量率計を使って甲状腺のモニタリングを実施した[K13]。被ばくが2011年3月12日から24日までの期間連続したと想定して、内部被ばくによる甲状腺吸収線量が計算された。10歳の小児と1歳の乳幼児の測定データを本委員会が解析した結果は、日本の当局による評価と一致した(本委員会は、解析において2011年3月15日に1回被ばくしたと仮定した。)。本委員会が内部被ばくによる甲状腺の地区平均吸収線量を推定した結果は、このグループの直接のモニタリングから導き出された甲状腺地区平均吸収線量よりも最大で約5倍高いものであった。甲状腺のモニタリング結果は、2011年4月12日から16日にかけて62人の避難者についても報告されている[T20]。本委員会が推定した内部被ばくによる甲状腺吸収線量の地区平均値は、Tokonami et al. によって推定された地区平均値より最大で4倍高かった(附録C参照)。

118. 福島県の県民健康管理調査の一環として、福島県と近隣県の106,000人以上の住民を対象とした全身計測が2012年12月まで実施された[H5, M24]。Momose et al. [M24]は、2011年7月から2012年1月までの期間に受検した避難者10,000人のうち20%で体に ^{134}Cs と ^{137}Cs が存在することが確認できたと報告した。Hayano et al. [H5]は、2011年10月から2012年2月にかけて福島県と近隣県の住民の33,000人を対象に実施した検査の結果、12%で ^{134}Cs と ^{137}Cs の存在が確認されたと報告している。2012年3月から11月の間で、この割合は1%に低下した。これらの大規模なモニタリング・プログラムに基づく内部被ばくによる平均実効線量の推定値については、附録Cで詳しく報告している。これらの推定値は、本委員会が推定した ^{134}Cs と ^{137}Cs の吸入と経口摂取による平均実効線量値よりもかなり低いものであった。

2. 他の評価

119. これまでに発行されたいくつかの学術論文や報告書にも公衆構成員のさまざまな線量評価が含まれている。2011年9月までに発表されたデータに基づいて、WHOの委託を受けて予備的な線量評価[W11]と関連する健康リスク評価[W12]が実施された。本委員会の(特に避難地域について、より現実的な仮定とより包括的な最近のデータを使って行った)評価の結果とWHO研究において推定された線量は基本的に一致していた。総じて、WHOが提示した推定の範囲(附録C参照)は、本委員会の評価の結果を包含していたが、避難地区の一部に関しては高い数値を示した。Takahara et al. [T3]は、確率論的アプローチを使って福島県における成人の線量を評価した。同じような仮定が行なわれた場合、結果は総じて本委員会が得た結果と一致していた。日本の放射線医学総合研究所(放医研)は、避難した人々の外部被ばくによる実効線量を評価している。放医研による評価の手法は、本委員会のそれと似たものであったが、大気拡散に関しては異なるモデルを使用している。放医研より推定された線量は、総じて本委員会の評価による推定値と一致していた。

V. 作業者の線量評価

A. 緒言

120. 日本の規制における作業者の実効線量限度は5年間で100mSv、いかなる1年間での限度は50mSvである。ただし、女性作業者の場合、実効線量限度は3ヶ月間で5mSvとされている。実効線量で100mSvの参考レベル(日本では「緊急時作業に係る線量限度」。以下、本書でもこの用語を使用)は、緊急時対応作業者に対して福島第一原発事故後[I9]、速やかに採用された。しかしながら、当局は、福島第一原発サイトの状況をさらに評価した後、2011年3月14日、当該事故に係る緊急時(すなわち2011年12月16日まで)に受けるあらゆる被ばくについての緊急時作業に対する線量限度を実効線量250mSvに引き上げた。この限度引き上げは、作業者を継続的に防護しつつ、重要な被害軽減作業を実施できるようにするためであった。東電は、当局の設定した基準レベルを確実に順守するため、より低い200mSv(実効線量)という緊急時作業に係る線量限度を採用した[I6]。

121. 作業者の放射線被ばくは事故後、放射性壊変と損傷した原子炉から放出される放射性物質の量の減少により、時間の経過に伴って低減した。厚生労働省は2011年12月16日、1号機、2号機、3号機の原子炉冷温停止後、緊急時作業に係る線量限度を既存の100mSv(実効線量)に戻した[T16, W1]。

122. 事故発生以前には、数千人の職業被ばく作業者が現場で雇用されていた。この数字は事故後、著しく増加し、およそ2万5000人の職業被ばく作業者が2012年10月までに復旧および関連作業に従事した。そのほとんど(約2万1000人)は東電の協力企業によって雇用されていた。東電の従業員は主に発電所の運営、データの採取、建設工事の監理に従事した。協力企業の作業者は主に設備の復旧と建設作業に従事し、なかには東電従業員のサポートを担い、原子炉の安定化と放射性物質放出の管理を行う作業者もいた。

123. さらに、数百人の緊急時対応作業従事者も福島第一原発の現場に派遣された。この中には消防士(260人)、警察官(13人)、自衛隊員(168人)が含まれていた¹⁷。このうち、84人の自衛隊員はヘリコプターから冷却用水を放出する原発サイトでの作業に従事し、残りは地上で類似作業に関わった。さらに、多数の消防士、警察官、自衛隊員がサイトの外で緊急時対応活動に関与した。

124. 2011年12月末までに約350人の福島県庁職員が警戒区域(20km圏内避難区域)内で緊急時の作業に関わった。主な活動は、環境放射線レベルのモニタリング、災害によって生じた損害の査定、電力および放射線モニターの回復、ペットの保護、家畜の捕獲と殺、福島第一原発の現場調査、関連機関との調整と協力などであった。さらに約3万4000人の自治体職員らが避難区域内で多くの多様な緊急時対応活動に従事した[Y7]。

125. 米国国防総省(DOD)および米国国家核安全保障局(DOE/NNSA)は日本政府を支援するため、地震、津波、原発事故後に約2万4000人の人員を提供した。米国の人員は通常、制限区域外にとどまり、環境放射線測定を行い、人道的な支援を行った(たとえば、仙台空港の運営能力を復旧し、食品や燃料、衣服など人道的支援物資の空輸を可能にした。)

¹⁷ 自然災害などの災害が国内で発生した場合、自衛隊は地方政府と協力して捜索・救助活動などに従事し、治療や給水、人員・物資の輸送を行う。2011年の東日本大震災後には10万人を超える自衛隊員が救援活動全般で派遣された。

B. 線量と健康に影響を与える条件

126. 事故後、東電と他の組織は原子炉を制御して放射性物質の放出を減少させるため、福島第一原発サイト内とその周囲で作業を行った[I29]。事故後の早い段階(数日から最初の数週間)での最優先事項は、放射線の影響と事故がこれ以上進むことを抑制し、特に電力を復旧して冷却システムを回復することだった(2011年3月26日に達成)[I6]。原子炉の安定化と水の除染が次の優先事項だった。

127. 地震と津波は福島第一原発サイトにおける多くの建物や道路、タンクその他のインフラに広範な被害をもたらした。事業者は壊滅的ともいえる緊急事態に直面した。電力と原子炉の制御および計測がほぼ完全かつ長期的に失われ、外部の支援を速やかに得られる望みはほとんどなかった。原発サイト内外の通信システムも深刻な影響を受けていたが、原発サイトと本社をつなぐ東電社内通信ネットワークはほぼ無傷だった[I6]。

128. 現場およびそれ以外の場所において、作業による類を見ない献身的な対応作業が必要とされた。津波発生直後、約400人の作業員(約130人の運転員と270人のメンテナンス要員)が復旧作業に従事可能であった[I29]。彼らは6基の原子炉と6ヶ所の核燃料貯蔵プール、共通燃料貯蔵プール、乾式処分設備の安全性を確保するため、非常に困難な状況で極めて長い時間、作業しなくてはならなかった(すなわち、ほぼすべての電源の喪失、暗く湿った冷たい環境、圧縮空気などを供給する適切な装置の欠如、計器や制御設備を含むあらゆる安全システムの喪失)。作業員の中には、地震と津波のために自宅や家族を失った者もいたが、働き続けた。多くの作業員は現場で床の上に眠り、食料が不足していたため、最低限の栄養しか提供されなかった[I29]。断続的な余震や水素爆発後の原子炉損傷による個人への高いリスク(すなわち原発サイト内のさまざまな場所での非常に高い線量や汚染レベル)にも関わらず、彼らは作業を続けた[I6]。

129. 被害軽減対策が講じられるに伴い、原発サイトの危険性は変化した。作業員にとって4つの主要な危険性が確認された。放射線、高温、ストレス、そして、機械の操作と手動による対処であった。当初は、水素爆発と損傷した原子炉からの継続的な放射性物質の放出による高い放射線レベルが最も深刻な危険因子であった。2011年5月から9月にかけては、高温への暴露が極めて重大な危険因子になった。これは夏の暑い天候と、作業員が二重タイベック防護服およびフルフェースマスク(これらは蒸発による冷却を阻害する)を着用して屋外で働かなくてはならなかったことが原因であった。また、作業員は機械の操作や手作業での瓦礫の除去、冷温停止に向けた原子炉の安定化によって負傷するリスクを負っていた[W1]。多くの作業員は職場とプライベートの双方で複数のストレス要因にさらされた。プライベートなストレスは主に、かつて居住していた20km圏内からの家族の避難、地震と津波による家族の死亡や自宅の消失によるものであった。東電の従業員は公的な嫌がらせや差別も経験した[I29, S8, W1]。

C. 放射線から作業員を防護するために講じられた措置

130. 原発サイト内およびサイト外で放射線の状況を効果的にモニターする機能は当初大幅に妨げられた。津波の発生後、サイト内に残っているモニタリングシステムはほとんどなかった。ほとんどの電子式個人線量計や、これらの機器を駆動させて線量を記録するコンピュータシステム、多くの携帯型サーベイ計器が浸水で失われた。炉心、格納容器、使用済燃料プールの状態を監視するのに欠かせない設置型の放射線モニターも、津波によって配電装置が水浸しになった際に失われた[I29]。管理区域への入域や個人線量データに関する情報を収集することは不可能だった。個人をモニタリングする機能が失われたため、緊急時対応従事者は電子式個人線量計を共有しなくてはならず、多くの作業でチーム内の1人のみが線量計を着用し、作業員は個人の線量を手入力で記録しなくてはならなかった[I6]。

131. 福島第一原発内では重要免震棟が作業の直接の指令センターとして定められ、作業者が夜間に滞在するための部屋がいくつか確保された。この建物には、空気中放射性物質の侵入を制御するために、高性能の空気浄化換気システムが備えられていた[W1]。ただし、原発サイト周辺の表面と空間の放射性物質レベルが高いことと、指令センターの入口が損傷したことにより、同センターは事故の早い段階で汚染されるに至った。指令センター内の汚染の蓄積は、2011年3月24日に建物内で取得された空気試料が最初に分析されるまで認識されなかった。そのため、これより以前には、放射線の管理は適切に講じられておらず、その期間、作業者の中には、吸入によって体内に取り込まれた放射性物質で内部被ばくした者もあった[I29]。

132. 事業者は徐々に現場の放射線モニタリングを改善した。2011年4月1日からは個人線量計が作業者全員に提供された。発電所のさまざまなエリアで線量率が測定され、原発サイトの包括的な放射線地図が利用できるようになり、この地図は定期的に更新された。これらの方策は、たとえば、異なる区域間にしっかりと物理的な障壁を設置したり、リスクのより高い区域への許可無しの立ち入りを防止すること等により、作業者の防護を最適化するために利用された。指定管理区域での個人の毎日の作業時間は最長2時間に制限された。放射線レベルが最も高い区域での作業を支援するために、徐々に特殊なツール(ロボットや他の無人機器など)が導入された[I6]。

133. 福島第一原発の南20kmの場所にあるサッカー用トレーニング施設、Jヴィレッジには、警戒区域および施設に入るあらゆる人員の放射線防護を管理、監視するために調整センターが設置された。内部被ばく(すなわち、放射性粒子とガスの吸入による被ばく)から作業者を防護するため、同センターでは毎日、空中の粒子に対する捕集効率99.97%のフィルターがある密着型のフルフェースマスクを約2000人に支給した。それが無ければ、不注意で吸い込み、内部被ばくにいたる可能性のある汚染を防止し、皮膚の被ばくを最低限に抑えるため、作業者は(作業中の断裂から守るための)二重のタイベック防護服、手袋(内部は綿、外部は二重のゴム製)、ビニール製の靴カバーで覆われた安全靴、綿製の帽子を着用した。作業の性質によっては、安全ヘルメットも支給された。一度使用された個人防護具はすべて、制限区域内に保管された。Jヴィレッジの入口ではGMサーベイメーターを使って、区域から出る人が汚染されていないかを測定により確認した[W1]。

134. 医療対策には、甲状腺被ばく防止のための安定ヨウ素の使用が含まれていた⁸。事前に決められた基準に従い、ヨウ素過敏感症と甲状腺の既往症状に関して医師の問診を受けた後、作業者には2011年3月13日以降、ヨウ化カリウム錠が処方された[W1, W10]。約1万7500錠(50 mg)が、緊急時対応作業に従事した約2000人の作業者(東電従業員、協力企業の作業者、消防士、警察官、自衛隊員を含む)に配布された(詳細は附録Eを参照)。

D. 報告された線量

135. 作業者の線量解析結果を以下にまとめる。この解析の詳細は附録Dに記載されている。本委員会は、日本で報告されている個人の線量値が実際に受けた被ばくを表す指標として正確で信頼に足るものかどうか判断するため、二段階のアプローチを採った。1つ目は、日本で線量の評価に用いられた方法をレビューすること、2つ目は、特定の作業者グループについて独自の線量評価を行い、報告されている値と比較することである。ただし、被ばくが発生した時点での現場の情報を検証することは事実上不可能であるため、これらの評価はいずれも東電、協力企業および日本当局から提供された情報に基づいて行った。

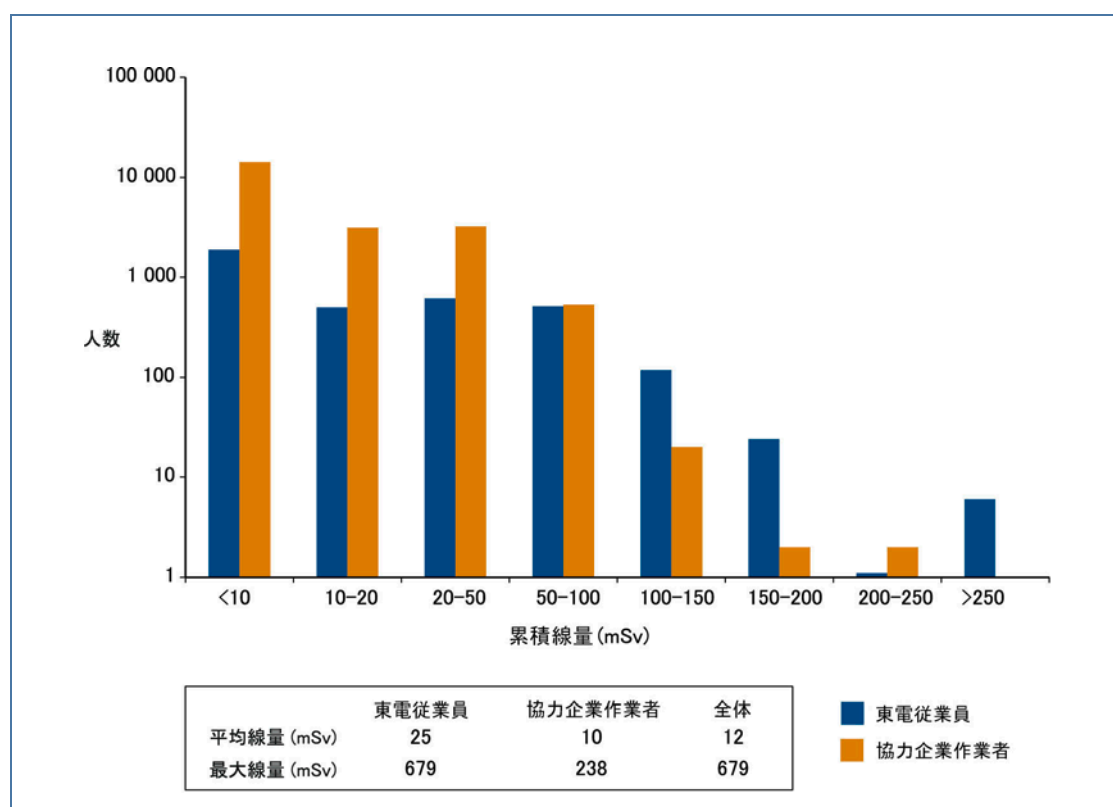
136. 東電は、福島第一原発での職業被ばく作業者の線量評価状況について説明したプレスリリースを定期的に発表した。2012年10月末までに合計2万4832人の作業者が原発サイトでの被害軽減作業や、その他の活動に従事し、職業上放射線に被ばくしたと報告されている。そのうち約15%は東電の従業員で、残りは元請企業や下請企業が雇用した作業者であった。事故後から2011年10月までの毎

月、特定の帯域の線量¹⁸を受けた作業者の人数を示した表が発表された[T8] (附録Dの表D1、D2、D3を参照)。これらの表は、最も高いレベルの線量は主に放射性物質の吸入によるもので、毎月の吸入による実効線量¹⁹は2011年3月に100mSvを超えているのが観察されたことを示している。損傷した原子炉から放出される放射性物質の量が放射性壊変により減少したのに伴い、作業者の放射線被ばくは時間の経過とともに減少した。2011年5月以降、1ヶ月の実効線量(外部および内部被ばくの合計)が50mSvを超えた作業者はいなかった。

137. 2011年11月以降、東電は各線量帯域の作業者数の累積データを提示した。2012年11月に発表されたデータを附録Dの表D4[T16]と図VIIIaに示されている。このデータは作業者の34%が10mSvを超える累積線量を、作業者の0.7% (173人、主に東電従業員)が100mSvを超える累積線量を、それぞれ受けたことを示している。6人の東電従業員の累積線量が250mSvを超えていた。東電は実効線量に関するデータのみを発表しており、甲状腺吸収線量の結果は別に公表されている[K27]。

図VIIIa. 2011年3月11日から2012年10月31日までの作業期間に職業被ばくを受けた福島第一原発作業員についての実効線量の各累積線量帯域の人数

実効線量には外部および内部被ばく両方の寄与が含まれる



138. 作業員2万1776人の2012年4月までの内部および外部被ばくによる線量に関する追加情報が本委員会に提供された(附録Dを参照)。報告された中で最も高い実効線量は東電従業員の679mSvであり、この従業員は内部被ばくによる預託実効線量も最も高かった(590mSv)。報告された中で外部

¹⁸ 別途示されていない限り、セクション V での「線量」は「実効線量」を意味している。

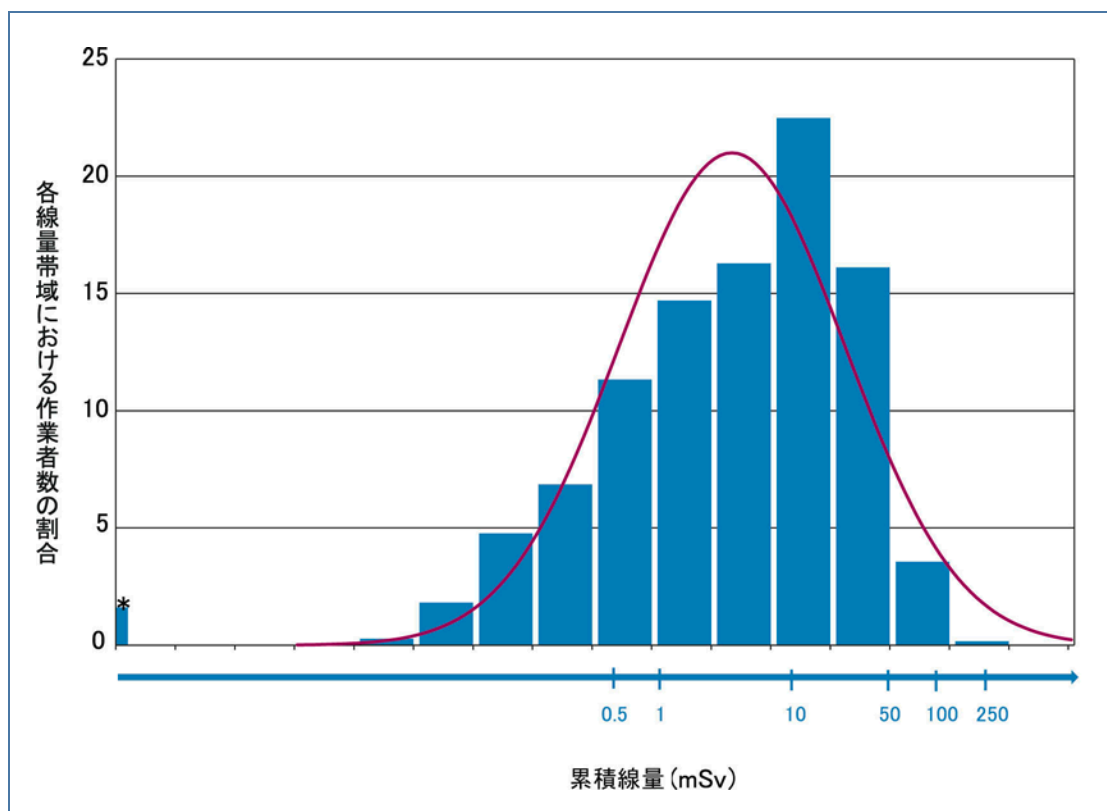
¹⁹ 作業員の内部被ばくによる実効線量は、50 年間の預託実効線量として計算されている。

被ばくによる最も高い実効線量は、協力企業作業員の199mSvで、この作業員について報告された実効線量は合計238mSvであった。作業員の間での線量分布を図VIIIbに示す。分布の中央値(すなわち、作業員の半数が受けた線量がそれ以下あるいは以上)は約5mSvで、250mSvを超える極端な値は6件あった。線量分布は歪んでいるか非対称で(すなわち、より高い値の頻度が多い)、対数正規分布によってうまく表されていない。

139. 女性に適用された基準がより厳格だったため、女性作業員の被ばくは特に注目を浴びた。事故前に福島第一原発に勤務していた19人の女性(そのうち5人は職業被ばくしていない)は、事故後の実効線量が1mSvを超えていた。事故の結果として線量が最も高かった2人は7mSvと18mSvであった[O3]。彼女たちの線量は1件の例外を除き、緊急作業に従事した職業被ばく作業員の平均線量を下回っていた。事故後、女性作業員が福島第一原発の発電所施設に入ることは許可されなかった[W1]。

図VIIIb. 2011年3月11日から2012年4月30日までの作業期間に職業被ばくを受けた福島第一原発作業員についての各線量帯域における実効線量(対数変換済み)の分布

実効線量には外部および内部被ばく両方からの寄与が含まれる。赤い曲線は正規分布の確率密度で、線量がゼロでない作業員で見積もられているパラメータは $\mu = 1.3$ および $\sigma = 1.9$ 。* は実効線量がゼロ($n = 352$)として記録されている作業員を示す



140. 260人の消防士のうち、249人の内部および外部被ばくによる報告線量データも日本政府から本委員会に提供された。甲状腺の ^{131}I 体外計測が2011年9月から11月の間に行われ、全員、検出限界値の放射能²⁰(38 Bqの ^{131}I)を下回っていたと報告されている。これは測定実施が遅れたことを考慮すれば予測されていたことである。放射性セシウムの全身モニタリングでは、検出限界値の放射能(320 Bqの ^{134}Cs 、570 Bqの ^{137}Cs)を下回るか、これに近かった。彼らは全員2011年3月18日から2011年3月

²⁰ 最低検出可能放射能は、95%の信頼度で検出できる放射性核種の最小の放射能を示す。

25日の間に勤務しており、彼らの内部被ばくによる線量評価値はすべて1mSvを下回っていたと報告されている。報告された外部被ばくによる線量で最も高かったのは29.8mSvであった。残念ながら、事故の早い段階における体外計測による甲状腺モニタリングのデータがないため、放射性ヨウ素の吸入による線量について信頼できる推定を行うことはできなかった。事故の早い段階で類似した場所で作業していた可能性のある現場作業員の内部被ばくによる線量評価から類推すると、消防士の放射性ヨウ素吸入による実効線量は、全身モニタリングで検出された半減期がより長い放射性核種（すなわち放射性セシウム）の吸入による線量よりも、はるかに高かった可能性がある。

141. 表9は、日本政府が本委員会に提供した (a) 現場で作業した168人の自衛隊員のうち147人、および (b) 8458人の原発サイト外の自衛隊員を対象とする外部被ばくによる実効線量データ報告の内容を示すものである。100mSv超の外部被ばくによる実効線量を被ばくした自衛隊員はいなかった。内部被ばくによる線量も、8人の原発サイト内および4人のサイト外の隊員について提供された。預託実効線量評価では7人の作業員で0.2mSv未満、1人のサイト内作業員で3.8mSvに相当したと報告されている。

表9. 自衛隊員に関して報告された外部被ばくによる実効線量

2011年3月11日から2011年8月31日までのデータ

場所	線量帯域内の隊員数			
	<10mSv	10～20mSv	20～50mSv	50～100mSv
原発サイト内	132	3	8	4
原発サイト外	8,453	5	—	—

142. 日本政府は、2011年3月17日にサイト内にいた13人の警察官の内部および外部被ばくによる線量データに関する報告内容を本委員会に提供した。それによると外部被ばくによる線量は10mSvで、内部被ばくによる預託実効線量評価では13人の警察官全員で0.1mSv未満であった（詳細については附録Dを参照）。多くの自治体職員らがさまざまな対応活動に携わっていたことを本委員会は認識しているが（避難支援、人と物資の汚染モニタリングなど）、彼らの被ばくに関する情報は、本委員会が線量を推定するには不十分であった。

143. 本委員会には、作業員の眼の水晶体への線量について、情報に基づく評価を行うためのベータ線被ばく照射に関する十分な情報がなかった。

144. 米国国防総省の関係者8380人の体外計測は2011年3月11日から2011年8月31日の間に行われ、内部被ばくによる線量が評価された。モニタリング対象者の約3%の体内で放射線が検出され、最大預託実効線量は0.4mSv、最大預託甲状腺吸収線量は6.5mGyであった。

E. モニタリングおよび線量測定の評価

145. 本委員会の作業では、日本で報告されている個人の線量がどの程度実際に被ばくした線量の正しいかつ信頼できる測定値となっているのか、また、報告されている線量がどの程度健康への潜在的な影響を論じる上での信頼できる評価となっているのかを判定することを目的のひとつとしていた。2段階のアプローチが採用され、まず、日本で使用された線量評価方法が再検討された。この結果については附録Dで説明すると同時に、この章のセクションでも概説する。次に、内部被ばく線量についての独自の評価が特定グループの作業員に対して行われ、これらの作業員について日本で報告された線量と比較された。この結果については、以下のセクションFで概説している。

1. 内部被ばく

146. 緊急事態に対応していた作業者の当初の体外計測は、福島第一原発の55km南にある小名浜で簡易な全身モニタリング装置を使用して行われた。この装置は甲状腺内の放射性物質を測定することはできず、その設置された場所が原因で、環境のバックグラウンドレベルが相対的に高かった。放射性核種の吸入による実効線量が20mSvを超えた作業者については、日本原子力研究開発機構（原子力機構）でさらにモニタリングが行われ、その結果は線量評価のため、東電に提供された。実効線量（外部および内部被ばくの両方を組み合わせた結果）の評価結果が緊急時被ばく線量限度（250mSv）を超えた場合、日本の放射線医学総合研究所（放医研）が作業者をさらにモニターし、吸入と内部被ばくによる関連線量をさらに評価した。これらの事例のいくつかでは、東電側が線量を再度評価した。ほとんどの作業者について、 ^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の結果のみが報告された。実効線量が高い作業者の一部については、 ^{136}Cs と $^{129\text{m}}\text{Te}$ の結果についても報告されたが、これらの放射性核種からの実効線量への寄与は少なかった。他の短半減期放射性核種（ ^{132}Te 、 ^{132}I 、 ^{133}I 、 ^{133}Xe など）の被ばくに関するデータは欠落していた。尿試料の限定的なin vitroモニタリングが行われたが、その結果は正式な線量報告で使用されていない。

147. 使用された体外計測システムに関する詳細な情報が本委員会に提供された。具体的には、(a) 東電が小名浜で、原子力機構と放医研がそれぞれの機関で使用した体外計測システムに関する情報、(b) 原子力機構による体外計測に使われた較正用ファントムに関する情報、(c) 原子力機構が保有する研究所で、また、原子力機構と東電が小名浜で行った体外計測の較正および品質管理に関連した包括的なデータである。この情報は、測定システム、較正用ファントムと較正方法、品質管理手順が放射線緊急時に体外計測を実施するには十分なものであると判定するに足りるものだった。さらに、東電作業者の内部被ばくによる線量評価は、東電または（線量が高いいくつかの事例では）放医研によって、それぞれMONDAL[N12]およびIMBA[B12]ソフトウェアパッケージを使用して行われた。これら2つのソフトウェアパッケージはともに品質が保証されており、本委員会はこれが体内に取り込まれた放射性核種の吸入と、これに対応する内部被ばくによる作業者の預託実効線量および吸収線量の評価に適していると判断した。この情報およびそれに関する本委員会の検討内容については、附録Dに詳しく記載している。

2. 外部被ばく

148. 本委員会は、東電と協力企業の作業者について、使用した個人線量計のタイプ、使用された技術標準および較正方法のほか、2011年3月（使用できる線量計の数が限られていた期間）に電子式個人線量計を個人に対してどのように配布したかに関する情報を受け取った。ただし、緊急時対応作業従事者（警察官、消防士、自衛隊員など）については同様の情報は受けとっていない。

149. 提供された情報と、本委員会による評価の結果は附録Dに記載している。要約すると、使用された計器、技術標準、較正方法は、一般的に受け入れられている個人モニタリング要件を満たしているように見受けられた。ただし、2011年3月には個人線量計が共有されていたため、報告された外部被ばくによる線量の信頼性に関する結論には、何らかの裏付けが必要である。東電によると、この期間中、自動個人線量計システムは作動不能で、5000台の線量計が使用できなかった。最初の数日に利用できた線量計は320台のみであった。つまり、当初の緊急時対応者は線量計を共有しなければならず、チーム内で1人の作業者のみが多くくの作業で1台の線量計を着用し、作業者は個人の線量を手入力で記録しなくてはならなかった[T11]。線量計をいつ共有すべきかについて定めた条件が作成されている（附録D）。この諸条件が確実に満たされていたのであれば、共有された線量計で行われた測定の結果は、外部被ばくによる線量評価の十分な根拠となる。

F. 内部被ばく線量推定の評価

150. 本委員会は、特定の作業員について内部被ばくによる線量を独自に評価し、その結果を当該作業員について日本で報告された線量と比較した。数名の評価担当者が評価に携わり、それぞれ独自に設定した手順を使い、専門家としてモニタリングデータの選択や体内動態モデルで使用するパラメータの値といった問題について判断した。

151. 健康への潜在的な影響の評価では、被ばく線量が最も高い作業員の線量が特に注目された。このため、報告されている内部被ばく線量が最も高い(預託実効線量が100mSvを超えた)12人の作業員²¹について、報告されている線量の信頼性を判定する目的で線量評価が行われた。外部被ばくの評価と記録は、電子式個人線量計による情報を直接読み取ったものだったが、内部被ばく評価は被ばく状況に関連した専門家の判断と仮定、および体内動態モデルと複雑なソフトウェアの使用に依存していた。このため、内部被ばくにおいて専門家の間で推定値が異なる可能性とその不確かさは、外部被ばくの推定の場合よりも大きかった。

152. 内部被ばくが最も高く、本委員会が評価を行った12人の作業員は全員、東電の従業員であった。測定はすべて、同じ(あるいは類似した)施設で行われ、内部被ばく評価方法も類似していた。一方、内部被ばくが低く評価されている多くの作業員の雇用形態はさまざまだった(東電、協力企業、下請企業、緊急時対応作業従事者など)。放射性核種の測定に使用された施設の種類の、内部被ばく評価に使用された方法のいずれもが、内部被ばくレベルによって異なっていた可能性がある。これらの作業員集団における内部被ばく評価の信頼性は、さまざまなグループから無作為に選ばれた作業員の試料を対象に内部被ばく評価を独自に行うことによって査定された。合計42人の作業員が無作為に選ばれ、このうち21人は東電の従業員、21人は協力企業の作業員だった²²。さらに、緊急時対応作業従事者13人(全員警察官と思われる)が選ばれた。この評価結果と比較については附録Dで詳述しており、以下に概説する。

153. 線量が最も高い作業員12人²¹の内部被ばくについて本委員会が独自に行った評価と、日本の当局が正式に報告した結果との比較が図IXに示されている。これらの評価はすべて、全身の放射性核種と甲状腺の¹³¹I放射能の体外計測に基づくものであった。附録Dには、¹³¹I吸入による実効線量と甲状腺吸収線量への影響など詳細な結果が含まれている(表D9、D10、D11)。これらの作業員の实効線量 – および内部・外部被ばくによる影響 – は附録Dの表D5、D6およびD7に掲載されている。

154. 本委員会が評価を行った内部被ばく線量が最も高い作業員12人について、以下の結論が導き出された。

(a) 品質保証を目的として、5 人の評価担当者全員が作業員 A の内部被ばく評価を行い、良好な一致が見られた。他の 11 人のケースは、少なくとも 2 人の評価担当者が審査し、再度、良好な一致が見られた。

(b) 12 人の作業員に関する本委員会の独自の内部被ばく評価と日本で報告されている評価について、良好な一致が見られた。

²¹ 本委員会が被ばく線量の最も高い作業員 12 人の内部被ばくを独自に評価した後、日本の関連組織が 2013 年 7 月、内部被ばくによる線量の推定値を再審査した。これにより、預託実効線量が 100mSv を超える東電作業員がさらに 1 人判別された(内部被ばくによる実効線量が 100mSv を超えた作業員は合計 13 人となる)。この情報の取得が遅かったことから、本委員会はこの 13 人目について内部被ばくによる線量を独自に評価していない。

²² 本委員会が無作為に選ばれた元請業者の作業員 21 人の内部被ばくを独自に評価した後、東電は 2013 年 7 月、元請業者の提供した新しい情報に基づき、当該作業員について内部被ばくによる線量を再度評価した。本委員会は、この情報の取得が遅かった(すなわち、本委員会の評価が完了した後だった)ことから、かかる作業員の内部被ばく評価を更新できなかった。東電による内部被ばく評価の変更が意味するところについては、附録 D で説明している。全体的に、このセクションで提示している、これまでに得られた結論全般への影響はない。

(c) 12人の作業員全員について、本委員会は測定された放射性核種からの内部被ばくによる実効線量はほぼ全てが甲状腺での ^{131}I によるものであると結論付けた(平均99%)。

(d) 評価された最大の内部被ばくによる甲状腺預託吸収線量は、作業員 A のものだった。この作業員で測定された放射性核種の内部被ばくによる甲状腺吸収線量を本委員会が評価した結果は、 ^{131}I を主に摂取した時期などの仮定に依存して 9.7~12.6Gy の範囲で変動し、平均値は 12Gy であった。

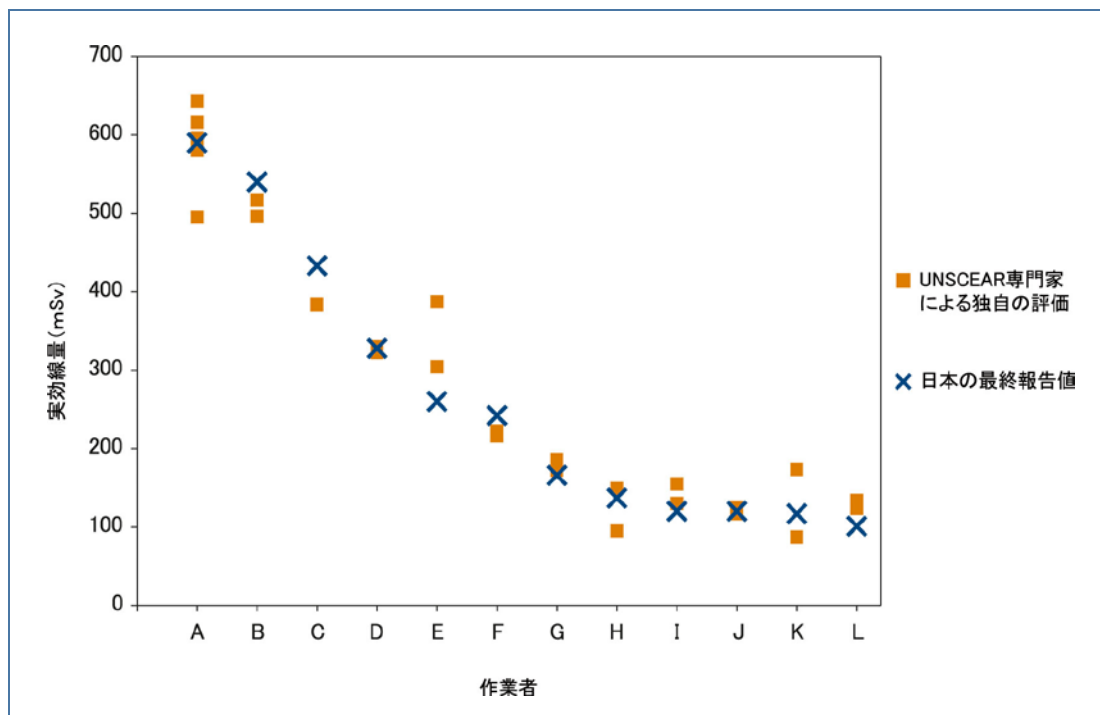
(e) ほとんどの作業員の場合、甲状腺の ^{131}I 体外計測は5月中旬から下旬になるまで始まらなかったが、3人の作業員(内部被ばく線量の最も高い作業員 A および B、外部被ばく線量の最も高い作業員 F)については、4月中旬に始まっている。モニタリングの開始の遅延により、線量評価の不確かさが大きくなった。

(f) 甲状腺の体外計測の開始が遅れたため、半減期のより短い放射性核種(^{132}Te 、 ^{133}I など)は検出されなかった。一つの目安として、事故後最初の数日間において、これら短半減期放射性核種の吸入による内部被ばくが現場作業員の実効線量に寄与した量は、 ^{131}I の寄与に対する比として 20%程度であると思われる。ただし、この寄与の程度は個人間で大きく異なっていたと考えられる。これらの要因や他の不確かさがあるため、事故後の非常に早い段階における職業被ばくの状態を把握するには、さらなる解析を必要とする。

(g) 尿のモニタリングに関する十分なデータがないため、異なるバイオアッセイ・モニタリングにより別個に取得した結果を使用して、甲状腺放射能測定による線量評価の信頼性を、確認することはできなかった。

図IX. 職業被ばくとして最も高い内部被ばくを受けた作業員の預託実効線量評価

預託実効線量は内部被ばくによるもののみで、測定したすべての放射性核種からの寄与を含む



155. 内部被ばく線量の低い作業員55人について本委員会が実施した内部被ばく評価の結果と日本の当局が報告した値との比較について附録Dに提示、説明している。結論は以下の通りである。

(a) ^{131}I 体内測定結果が陽性だった作業員については、本委員会独自の内部被ばく評価と東電の報告した評価の間で妥当な一致が見られた。

(b) 内部被ばくによる預託実効線量の評価値が 0.1mSv を超える作業員全員について、 ^{131}I 吸入による甲状腺預託吸収線量が実効線量の主な寄与要因だった(平均 98%)。

(c) 全体的に、東電による従業員の内部被ばく評価は、健康影響を査定するのに適したものだった。体内の ^{131}I が測定された従業員については、東電の報告した評価の信頼性が確認された。一方、 ^{131}I が体内で検出されなかった従業員について東電が報告した評価の信頼性は確認できなかった。当該状況で ^{131}I の吸入を推定するのに利用できる方法はいずれも、実際の摂取量について信頼に足る推定結果を導き出すことができず、その結果得られる内部被ばくの推定結果には大きな不確かさが伴う。このカテゴリーの作業員は全体の約 40% であると考えられるが、一般的に、その内部被ばくによる預託実効線量は全体の平均値よりも低い可能性がある。

(d) 協力企業が自らの作業員について報告した内部被ばくによる線量の推定値については、比較の行われた 19 人のうち 8 人において、本委員会による推定値の約 50% 未満であったことが本解析によって示された。他の 11 人では、本委員会の線量推定値が、東電が当初実施した別の評価(通常は非公表)による推定値とおおむね一致していた。本委員会は、実施された比較評価の結果から、協力企業が自社の作業員²³について報告した内部被ばく評価の信頼性を確認できなかった。

(e) 警察官の内部被ばくによる実効線量は非常に低く、マイクロシーベルト台だと見られている。

(f) 緊急時対応作業従事者(消防士、自衛隊員など)について報告された内部被ばくによる実効線量は 1 例(3.8mSv)を除き、すべて 1mSv 未満であった。ただし、本委員会が独自に評価を行うための詳細かつ十分な情報がなかったため、本委員会は報告された被ばく線量の信頼性を確認できなかった。

VI. 健康影響

156. 本委員会は、被ばくとその影響に関する解釈に基づき、福島第一原発事故に由来する放射線被ばくの早期および長期の健康影響についての見解を提供した(附録Eを参照)。

A. 一般的考察

157. 放射線被ばくによる健康影響に関して現在理解されている事柄は、数十年にわたる臨床経験と、動物実験、研究室での実験および人集団の疫学的研究から得られた根拠により実証されたものである。本委員会の任務の一部は、人の健康に対する電離放射線被ばくの影響を広範に精査することで

²³ 本委員会がこの結論を引き出した後、元請業者作業員の内部被ばくによる線量が日本で再度評価され[M18]、本委員会は少なくともいくつかの矛盾が解決されたと考えている。元請業者による評価の信頼性を確認できるかどうかを判定するには、さらなる検討を要し、再評価の詳細な解析が必要であると思われる。

あり、その多くは最新の刊行物[U7, U9, U10, U12, U13, U16]で報告している。本委員会は、福島第一原発事故の健康影響の評価において、この既存の知識と理解を公衆(第IV章および附録C)と作業員(第V章および附録D)を対象とする線量推定に適用した。

158. 第IV章でも述べているように、公衆の行政区画平均実効線量には不確かさが伴う。沈着密度と被ばくした集団構成員にある地域的なばらつきが、推定実効線量の平均値付近での分布に影響を与えている(おおそ平均の30~50%から平均の2~3倍まで)。このため、一部のケースでは、相当数の集団がこの分布において最高値に近い部分に属する被ばく線量を受けた可能性がある。

159. 一般的に、またより確実な情報が利用できない場合には、何らかの想定を行うことがあり、その結果として公衆の線量が過大に推定される傾向にあったと思われる。これは特に、放射性核種の経口摂取による線量を推定する場合や、防護措置をどの程度実施したか特定できなかった場合に当てはまるだろう。甲状腺における放射能の現地での直接測定(後の甲状腺がんのリスクが大きくなる小児期または乳幼児期での被ばくを受けた人には特に重要な要因)およびホールボディカウンターによる全身測定は、これらの測定で示されている線量よりも本委員会の推定線量がいくぶん高いことを示している。その一方、本委員会の推定値よりもいくらか高い線量を受けた人々がいることも否定できない。

160. 作業員の場合、不確かさの度合いが高いのは、主に事故の早期段階における被ばくである。当時は線量計が不足していたため十分なモニタリングが行えず、甲状腺のモニタリングはすぐに行われなかった。

161. 2012年、WHOは、2011年9月までに入手できた情報を使用した予備的な線量推定値について発表した[W11]。本委員会の線量推定値は、それよりもかなり広範囲なデータに基づいているが、WHOが推定した線量のほぼ範囲内であった。WHOは、2013年3月、予備的な線量推定値に基づく健康リスクの評価について発表した[W12]。健康影響の推定において根拠となる本委員会の想定は、全般的にWHOの推定とよく一致していた(附録Eを参照)。

162. 本委員会はまた、チェルノブイリ原発事故後における経験とそこでの健康影響の直接的な観察結果を参考にした。福島第一原発事故後の公衆と作業員の放射線被ばくの程度と、高線量に被ばくした人の数は、チェルノブイリ原発事故後より大幅に小さいことは明らかだった。

163. WHOの広範な定義における健康とは、身体的、精神的、社会的に良好な状態にあることを指し、病気でないということだけではない。チェルノブイリ原発事故[U12]と福島第一原発事故の両者から明らかなのは、大規模な原発事故とそれに関連した防護措置が、生活の混乱、自宅や生活手段の喪失などによる苦痛や不安を引き起こすという点である。かかる苦痛と不安は精神的および社会的な安寧に大きな影響をおよぼす可能性がある。このような影響の評価は本委員会の任務には含まれていない。しかしながら、より広範な健康影響を理解する上で重要であったため、本委員会は、放射線被ばくが直接関与する健康影響の評価を行うにあたり、適宜背景として参照している。

164. 放射線被ばくに関連する健康影響は従来、2つのカテゴリーに分類されている。

(a) **確定的影響** 通常、短期間に高い線量の放射線を被ばくした後に関し、多数の細胞が死滅して組織損傷、身体機能への重篤な影響、そして死亡までも引き起こすことがある。このような影響には、急性放射線症、皮膚のやけど、脱毛、甲状腺機能低下症、胎児の成長過程の障害などがある。ほとんどの確定的影響は、組織ごとに固有のしきい値を超えた線量に被ばくした後短い期間に発生する(ただし、後になって出現するものもある)。通常このような影響のほとんどは、症状の発現パターンが非常に特殊で、訓練を受けた医療専門家であれば放射線被ばくの確定的影響であると診断できる。ICRP は、この確定的影響に加えて循環器疾患や白内障を包含する「組織反応」という用語を導入している[I26]。

(b) **確率的影響** 放射線被ばくは、細胞を構成する物質に非致死性の変化を引き起こすこともある。未修復または誤修復の異常な細胞が身体の免疫防御から逃れると、将来の子孫に遺伝的な

影響が出たり、「潜伏期」と呼ばれる期間の後、がんなどに発展したりする可能性がある。現時点では、放射線被ばくがある特定の確率的影響を引き起こしたかどうかを観察または検査によって見極めることは不可能である。このため、個人が病気にかかっても、放射線が原因だと明確に結論付けることはできない。ただし、確率的影響は集団での疾患の発生率上昇という形で現れることがあり、放射線被ばく後の発生率は線量の増加に伴って上昇する傾向がある。これにより、被ばくした集団に対する確率的影響のリスクの上昇を推定することはできる。

165. 健康影響を考慮する場合、すでに観察されていた疾患と、将来起こりうる疾患を区別することが重要である。この意味合いにおいて、特に生涯にわたる確率的影響を考慮する際、以下を含む将来の疾患リスクを表すさまざまな方法を認識することが重要である。

(a) **生涯リスク** 疾患の生涯リスクとは、特定の時点(被ばく時など)から人生の終了までに疾患が発生する確率で、さまざまな方法で表すことができる。たとえば、10 分の 1 の発生リスクは 10%あるいは 0.1 リスクとして示すことができる。「ベースライン生涯リスク」は、放射線の自然発生源によるバックグラウンドを超える被ばくがない場合、生涯に発生する疾患の確率を指す。「被ばくによる生涯リスク」²⁴は追加の放射線被ばくによって生涯に発生する疾患の追加確率である。

(b) **相対リスク**²⁵ 相対リスクとは、2 つの異なるグループの人々の疾患リスクを比較するために使われるもので、グループ間のリスクの比である。たとえば、特定の疾患について、被ばくグループで発生するリスクが、被ばくしていないグループよりも 20% 高ければ、相対リスクは 1.2 になる。被ばくしていないグループにおける特定疾患のベースライン生涯リスクが 200 人に 1 人で被ばくグループの生涯リスクが 20% 高くなるとした場合、200 人で 1.2 人(=1/200 × 1.2)あるいは 167 人に 1 人になる。

166. がんに対する相対リスクが、がんの統計における通常のばらつきを超える程度に高い場合には、そのリスク値を定量化する解析が可能である(この解析力は、十分な人数のグループが十分に高い線量に被ばくしたかどうかなどにかかっている)。このような場合、本委員会は、直接的な証拠に基づくリスク評価を自信をもって行うことができる。相対リスクがそれほど高くなければ、本委員会はリスクを推論し、放射線被ばくとその健康影響の関係に関する既存の知識と理解からその値を推定する。たとえば、被ばくレベルの如何にかかわらず人々における遺伝性影響の発生率の上昇は実証されておらず、福島第一原発事故後の公衆または作業者についても実証できないと予想されるが、動物実験に基づいたリスクの推定が考慮されている。このような推定は、直接的な証拠よりも専門家の判断に基づいている。直接的な証拠はリスクが著しく過小評価されていないことを示すことができるが、低線量の場合のリスク推定は、その基盤をなす想定とばらつきのせいで、非常に不確実かつ的中度が低いものとなり、同時に誤解を招く可能性も生じる。

167. 本章において、本委員会はさまざまな被ばく集団の構成員について被ばくによるリスクの値を推定している。十分大きな集団において疾患の推定リスクが当該集団における疾患のベースライン発生率の通常の統計的ばらつきに比べて十分に高い場合は、放射線被ばくによる発生率の上昇を疾病統計および疫学的研究において「識別できる」可能性がある。反対に、既存の知識に基づいてリスクを推定できても、推定されるリスクのレベルが低い場合や、被ばく人数が少ない場合、本委員会は「識別可能な上昇なし」という表現を使用し、現在利用できる方法では放射線被ばくによる将来の疾病統計での発生率上昇を実証できるとは予想されないことを示唆した。これは、リスクがないあるいは、放射線被ばくによる疾患の症例が今後付加的に生じる可能性を排除するものではないと同時に、特定の集団においてある種のがんの生物学的な指標が見つかる可能性を否定するものではない。さらに、かかる症例の発生に伴う苦痛を無視するものでもない。

²⁴ WHO の報告書[W12]と本委員会の他の技術報告書では、より技術的な用語「生涯寄与リスク(LAR)」が使用されている。

²⁵ 別の表現では「過剰相対リスク」という。被ばくしていないグループに対する被ばくしたグループでのリスクの比例的な増加を意味する。

B. 公衆における健康影響

1. 観察された健康影響

168. 本委員会は、被ばくが確定的影響のしきい値を大きく下回っていると理解している。これは、放射線被ばくを原因として生じ得る急性の健康影響(すなわち急性放射線症や他の確定的影響)が報告されていないこととも一致している。

169. 本委員会は、さまざまな症状と重篤度の異なる、放射線とは関連のない健康影響は評価しなかった。たとえば、50人以上の入院患者が、おそらくは低体温や脱水、基礎疾患の問題の悪化により、避難中または避難直後に死亡したと報告されている[T4]。多くの人は地震、津波、原発事故を原因とする困難な状況に苦しみ、さまざまな危険に曝されることにより、疾患の身体症状が現れた可能性がある。

170. 精神的な健康の問題と平穏な生活が破壊されたことが、事故後に観察された主要な健康影響を引き起こした。これは、地震、津波、原発事故の多大な影響、および放射線被ばくに対する恐怖や屈辱感への当然の反応の結果であった。公衆においては、うつ症状や心的外傷後ストレス障害に伴う症状などの心理的な影響が観察されており[Y4, Y5]、今後健康に深刻な影響が出てくる可能性がある。

2. 健康リスクの推定

171. 日本の一般住民における固形がんのベースライン生涯リスク(すなわち、事故に起因する放射線被ばくがない場合の固形がんの生涯リスク)は通常、約35%だが、性別、生活様式や他の要因によって個人ごとに異なる。事前に本委員会は、典型的な日本の住民が全身吸収線量100mGyを急性被ばくしたと仮定した場合、固形がんの生涯リスクが約1.3%高まると推定していた(すなわち $36.3/35 = 1.04$ の相対リスク)[U9]。事故による被ばくについて(第VI章および附録C参照)、本委員会は初年度に成人避難者が受けた地区平均実効線量と福島県の避難区域外で最も影響を受けた地域の行政区画平均生涯実効線量の双方が最大で約10mSvになると推定した(表6および7)。小児および乳幼児では、より高い行政区画平均実効線量(約2倍)が推定された。個人の実効線量はこの約30～50%から2～3倍の範囲で変動した可能性がある。この線量でのがんまたは遺伝的な影響のリスクは、たとえば、線量とリスクの直線的な関係を想定することによって推定できるが、ベースラインとなる率の通常の統計的ばらつきに比べると、推定された相対リスクの値は小さい(すなわち、10mSvの実効線量に被ばくした後の固形がんの推定相対リスクは $35.13/35 = 1.004$)。被ばく集団での健康影響の発生率における一般的な放射線被ばくに関連した上昇は、ベースラインとなるレベルに比べて識別できるようになるとは考えられない。

172. 放射線被ばくによるがんの生涯リスクは識別可能な疾患発生率の上昇につながらないかもしれないが、原則として一部のがんと一部の年齢層のリスクが増加する可能性は残る。過去の経験に基づき、本委員会は、リスクの増加が疾患発生率の上昇として識別可能になりやすい臓器、年齢層および期間に焦点を当てた。さらに、一部の臓器については、乳幼児期および小児期の被ばくによる相対リスクは、成人期に比べて大幅に高いことに着目した[U16]。被ばくのリスク推定は、これら特定臓器の吸収線量に関する推定に基づいている。

173. 甲状腺がんについて 最初の年における成人の平均甲状腺吸収線量は数十ミリグレイの範囲内だった(表5および6)。この場合、甲状腺がんのリスクは低いと考えられた。本委員会は成人期の当該被ばく後の甲状腺がんリスクの定量化は行わなかった。

174. 生涯の間に甲状腺がんが発現するベースラインリスクは通常、日本の10歳の小児と1歳の乳児で約200人に1人だが[W12]、非常に感度の高い超音波検査では検出率が数倍上昇することがある。本委員会は事前に、10歳で被ばくし、その甲状腺吸収線量が200mGyと仮定した場合、リスクはほぼ倍増すると推定した(相対リスク2で推定は1.15～4の範囲。附録Eを参照)。ただし、上昇リスクのほとんどは、被ばく後、長期間にわたるものであり、生涯リスクの約10%のみが最初の20年間に示されている。

175. 事故による被ばくについて、本委員会は附録Cで説明されている方法を使用し、避難した1歳児の地区平均甲状腺吸収線量が最大で約80mGyになると推定した(表6)。避難区域外にとどまった乳幼児については、行政区画平均線量は最大で約50mGyであった(表5)。推定された線量は、個人によって大きく異なった(平均の約30～50%から約2～3倍まで)。甲状腺における放射性ヨウ素の直接的な体外計測では、本委員会の評価で推定されたよりも低い線量を示した(段落117を参照)。附録Eで説明されているように、甲状腺吸収線量のほとんどは、疫学的な研究で甲状腺がんの過剰な発生率が観察されていない範囲内だった。しかしながら、線量が範囲上限に近い場合は、十分に大きな集団では個人のリスク上昇により放射線被ばくによる甲状腺がんの発生率が識別できるほど上昇する可能性があることが示唆される。事故からの放射線被ばくによる甲状腺がんの相対リスクに関するWHOの推定[W12]は、本委員会の結果と一致しており、数百ミリグレイ未満の甲状腺吸収線量では線量と反応に直線的な関係があると想定している。線量分布に関する情報が不十分なので、本委員会は幼少期および小児期により高い甲状腺線量を被ばくした人について識別可能な程度に甲状腺がんの発生率が上昇する可能性があるかどうか確固たる結論を導くことはできない。線量が大幅に低いため、チェルノブイリ原発事故後に観察されたような多数の放射線誘発性甲状腺がんの発生を考慮に入れる必要はない。

176. 白血病について 日本における白血病の生涯ベースライン発生率は約200人に1人もしくは0.5%であり、小児白血病については約1,500人に1人もしくは0.07%である[I7]。本委員会は以前に、日本の一般公衆について放射線被ばくによる白血病のリスクを評価した[U9]。1 Gyの赤色骨髄吸収線量を受けた0～9歳の小児の被ばくによる生涯リスクは、0.11%から0.85%の範囲になると推定した。乳幼児が被ばくした場合、白血病のリスクのほとんどは小児期に現れる。福島第一原発の事故では、本委員会は避難した乳幼児の地区平均と避難区域外の乳幼児の行政区画平均の双方で、初年度の赤色骨髄吸収線量が最大で約10mGyになると推定した。事故からの放射線被ばくによる白血病リスクに関するWHOの推定[W12]は、本委員会による事前の評価と概ね一致している。被ばくおよびリスクや被ばくした集団の大きさを考慮すれば、小児白血病のいかなる増加も識別できるとは予想されない。

177. 乳がんについて 日本人女性における乳がんの生涯ベースラインリスクは約5.5%である[W12]。本委員会は以前に、一般の日本人女性が乳房に吸収線量100mGyを受けたと仮定した場合の乳がんの生涯リスクは約0.3%になると計算していた[U9]。成人の被ばくと小児期の被ばくにおけるリスクの差異に関する評価結果は、使用されるモデルによって異なる[U16]。一部の研究では、小児期に被ばくした後の乳がんのリスクは、成人として被ばくした後のリスクよりも3～5倍高くなるとされている[U16]。本委員会の推定では、避難前および避難中の女兒の地区平均乳房吸収線量は10mGy未満であった。本委員会は、放射線による乳がん発生率の上昇が識別可能なレベルになるとは予測していない。

178. 出生前被ばくについて 福島第一原発での事故による出生前被ばくが原因で、自然流産や流産、周産期死亡率、先天的な影響または認知障害の発生率が上昇するとは予測されていない。しかしながら、本委員会は事前に、約10mGyの子宮吸収線量が小児期のがん、特に白血病の発生率上昇につながる可能性があるとして推定した(相対リスクは1.4) [U7]。少数の妊婦の子宮吸収線量が約20mGyであったかも知れず、その場合胎児の白血病リスクが倍増する可能性は除外できない。ただし、

関与した妊婦の人数は比較的少なく、小児がんも稀な疾患である。このため、リスクのいかなる増加も、小児白血病または他の小児がんの発生率の識別可能な上昇にはつながらないと予測されている。

3. 集団検診

179. 福島県民健康管理調査[A4, Y4, Y5]は、「県民の被ばく線量の評価を行うとともに、県民の健康状態を把握し、疾病の予防、早期発見、早期治療につなげる」ために開始された。この中には、事故発生時の福島県の住民200万人全員の外部被ばくを推定するための基本調査のほか、超音波診断による小児の甲状腺検査、特定の集団では健康診査、心の健康度・生活様式に関する調査、妊産婦に関する調査が含まれている。この調査は、30年間継続するよう計画されている。

180. 甲状腺超音波検査は、2011年3月11日に18歳以下であった福島県民全員(約36万人)について行われる予定で、3年で終了すると見られている(2014年3月)。その後、小児は20歳になるまで2年ごと、その後は5年ごとに甲状腺の検査を受ける[Y5]。2013年7月末までに福島県に居住する約17万5000人の小児が高感度の新型超音波機器を使った甲状腺検査を受けた[F3]。甲状腺結節が調査対象者の約1%、甲状腺嚢胞が調査対象者の約40%で見つかった。類似した機器を使用し、約4000人の小児および青年期の人を対象とした調査が、事故の影響をほとんど受けていない青森、山梨および長崎でも行われ[T5]、観察された甲状腺結節および嚢胞の発生率は福島県で観察された発生率よりも高かった。これは、当該調査での結節と嚢胞の高い検出率は、検査が集中的で、使用機器の感度が高いことが原因であり、事故によって付加された放射線被ばくによるものでないことを示唆している。

181. 福島県で進行中の超音波検査では比較的多くの甲状腺異常(がんを含む)が検出されると見られているが、これらは通常、そうした集中的な検診をしなければ検出されなかったと考えられる [J8, W12]。甲状腺がんは、臨床的な疾患のない対象者でも剖検で見つかることがよくあり、当該調査でも、このようながんが見つかる可能性が高い。事故の影響を受けていない地域における集団の甲状腺がん発生率の調査は、そのような集中的な検診の影響を推定するのに有用な情報を提供するだろう。

C. 緊急時の作業に携わった作業者の健康影響

1. 観察された健康影響

182. 緊急時作業に従事していた作業者の間では、放射線被ばくが原因で生じた可能性のある急性の健康影響(すなわち急性放射線症や他の確定的影響)や死亡は確認されていない。

183. 協力企業の作業者3人が2011年3月、足と下肢の皮膚がタービン建屋の汚染水にばく露された後に入院した。本委員会は、東電の推定した線量は皮膚の損傷しきい値を大きく下回っていたことを確認しており、当該作業者は4日後に退院し、長期的に有意な影響があるとは見られていない。

184. 放射性ヨウ素の甲状腺への摂取を阻止するため、緊急時作業に従事していた約2000人の作業者に約1万7500錠のヨウ化カリウムが投与された[K11]。約230人の作業者が、(a) 14日を超えてヨウ化カリウム錠を繰り返し摂取したか、(b) 20錠を超えて摂取したため、健康診断を受けた。作業者から副作用の報告はなかったが、甲状腺ホルモンレベルの変化が8人の作業者で観察された。3例では、変

化が一時的だった。他の4例では、観察された甲状腺機能低下症の率が男性集団のベースラインレベルと同等だったため、変化がヨウ化カリウム錠の摂取によるものと考えすることはできなかった。

185. 当初の観察では、緊急時作業に携わった福島第一原発作業者の間で重篤な心理的影響が確認された[M8, S7, S8, W1]。このような影響は、地震、津波、非常に過酷な作業環境、家族の死亡、家族との別離、緊急時作業中の困難な住環境、将来における放射線の影響の可能性に対する懸念、放射線作業員であることに関連した差別と屈辱感の影響による苦痛と不安など、数多くの原因が考えられる。

2. 推定されている健康へのリスク

186. 将来の確定的影響のリスクについて 13人の作業員²¹が¹³¹Iの吸入により2~12Gy の範囲で甲状腺吸収線量を受けたと見られている(平均線量約5 Gy)。このような線量推定の規模と内在する不確かさを考慮すれば、本委員会はより多く被ばくした作業員での甲状腺機能低下症の可能性を排除できないが、かかる影響の可能性は低い。被ばく線量の最も高い作業員の放射線被ばくによる循環器疾患のリスクは非常に低い。本委員会は、ベータ線からの作業員の眼水晶体の被ばくに関する情報が不十分だったため、白内障のリスクについて、情報に基づく判断を行うことはできなかった。

187. 一般的ながんについて ほとんどの作業員では(2012年10月31日現在、2万4832人の99.3%)、実効線量は低く(100mSv未満)、平均して約10mSvであった。推定値が伴うばらつきと不確かさを考慮に入れても、大多数の作業員の線量は、疫学的な研究でがんのリスクが上昇すると実証されている線量を下回っていた。推定によるリスクモデルは、このような線量でもリスクが上がることを示唆しているが、かかるリスクは低く、このグループの作業員で、放射線被ばくを原因とする健康影響が識別可能なほどになるとは予測されていない。

188. 本委員会は、多くの作業員が数十ミリシーベルトの実効線量を受けたことと、2012年10月31日現在、作業員の約0.7% (173人に相当)が100mSv以上の実効線量を受け、その平均線量は約140mSvであったという東電による推定を確認した。このグループでは、がんのリスクが少し高まると予測されている。被ばく作業員で構成されるこの小集団の場合、ベースラインリスクが約40%であることから、自然発生的に生じるがんが約70症例あることになり、それに対してリスク推定によりがんの発生が約2~3症例増すことになる。ただし、このような予測には大きな不確かさが含まれている。当該作業員の間でのがんのリスクは日本の保健当局にとってもっともな懸念事項ではあるが(段落191を参照)、がん発生率や他のリスク要因における通常の統計的ばらつきを考慮すれば、放射線被ばくによるがんの発生率上昇が識別できるようになるとは予想されない。ただし、高い線量に被ばくした作業員の小集団と特定のがんについては特に注意を払う必要がある。かかる結論は、次に示すように甲状腺がんと白血病に関するものである。

189. 甲状腺がんおよび白血病について 本委員会は、約2000人の作業員が100mGyを超える甲状腺吸収線量を受けたという東電の推定を確認した。100~1000mGyの範囲で成人期に被ばくした後の甲状腺がんのリスク上昇の証拠は、かなり不確かである(附録Eを参照)。しかしながら、推定されるリスクの規模では、この作業員グループ内での甲状腺がんの発生率上昇を識別できる可能性は低い(すなわち、放射線被ばくによる発生率の上昇は、バックグラウンド発生率での統計的ばらつきに比べて低い)。

190. 甲状腺がんのリスクは、2~12Gyの範囲で甲状腺吸収線量を受けた13人の作業員グループでは特に高いが、かかる線量で被ばくした作業員の人数が少なすぎるため、甲状腺がんの発生率上昇を識別できない。本委員会は、白血病リスクに関わる赤色骨髄吸収線量が、これらの作業員で最大100mGyになると推定した。このグループの作業員が少ないため、白血病の発生率上昇を識別できるとは予測されない。

3. 集団検診

191. 厚生労働省は2011年8月、「東電福島第一原発作業員の長期健康管理に関するグランドデザイン」を発表した[M14]。福島第一原発サイトでの緊急時および復旧時の管理に従事した作業員の被ばく・健康記録を含むデータベースが構築された。被ばくレベルが最も高い作業員に対しては、年一度の眼(水晶体混濁)の検査ならびに甲状腺、胃、大腸そして肺におけるがんに関するモニタリングを含む特別な健康診断が実施される。これらの作業員の超音波検査によって必然的に甲状腺がんの検出率が上昇するが、検出された症例のほとんどは、放射線被ばくとは関係なく生じたものと予測される。

VII. ヒト以外の生物相の線量と影響の評価

A. 緒言

192. 人間と同様に、自然環境のあらゆる生物が生息地の放射性物質で内部および外部被ばくする可能性がある。本委員会は1996年[U6]および2008年[U12]の報告書の科学的附属書で、かかる被ばくの結果を評価した。本委員会は、被ばくの最も高い個体生物に対して $100\mu\text{Gy/h}$ 未満の慢性的な線量率は、ほとんどの陸生生物群集の個体群に重大な影響をおよぼす可能性は低く、水生生物群集のいずれの個体に対して $400\mu\text{Gy/h}$ の最大線量率は個体群レベルでは有害な影響をおよぼす可能性も低いとの結論に達した[U12]。その他の基準線量率は、主に環境防護の目安として導き出されてきたものであり[A10, G2, I22]、本委員会の提供した線量率と概ね一致している。

193. 本委員会は、陸域、淡水、海洋生態系に生息するヒト以外の生物相への福島第一原発事故の影響も調査した。その評価は主に、本委員会に提供された計測データ、その他の関連報告書、発表済みの学術論文に基づいて実施された。放射線被ばくは、事故後の中期(最初の約2ヶ月)と後期(数ヶ月から数年)について検討した。詳細な検討の対象となった地域は、福島県と福島第一原発サイトから約100km内にある隣県の最も影響を受けた地域で、 $7,000\text{km}^2$ の陸地と海岸から沖合30kmの圏内が含まれる。被ばく線量の推定に用いた方法、関連する不確かさおよび結果の詳細については附録Fに記載されている。

B. 被ばくと影響

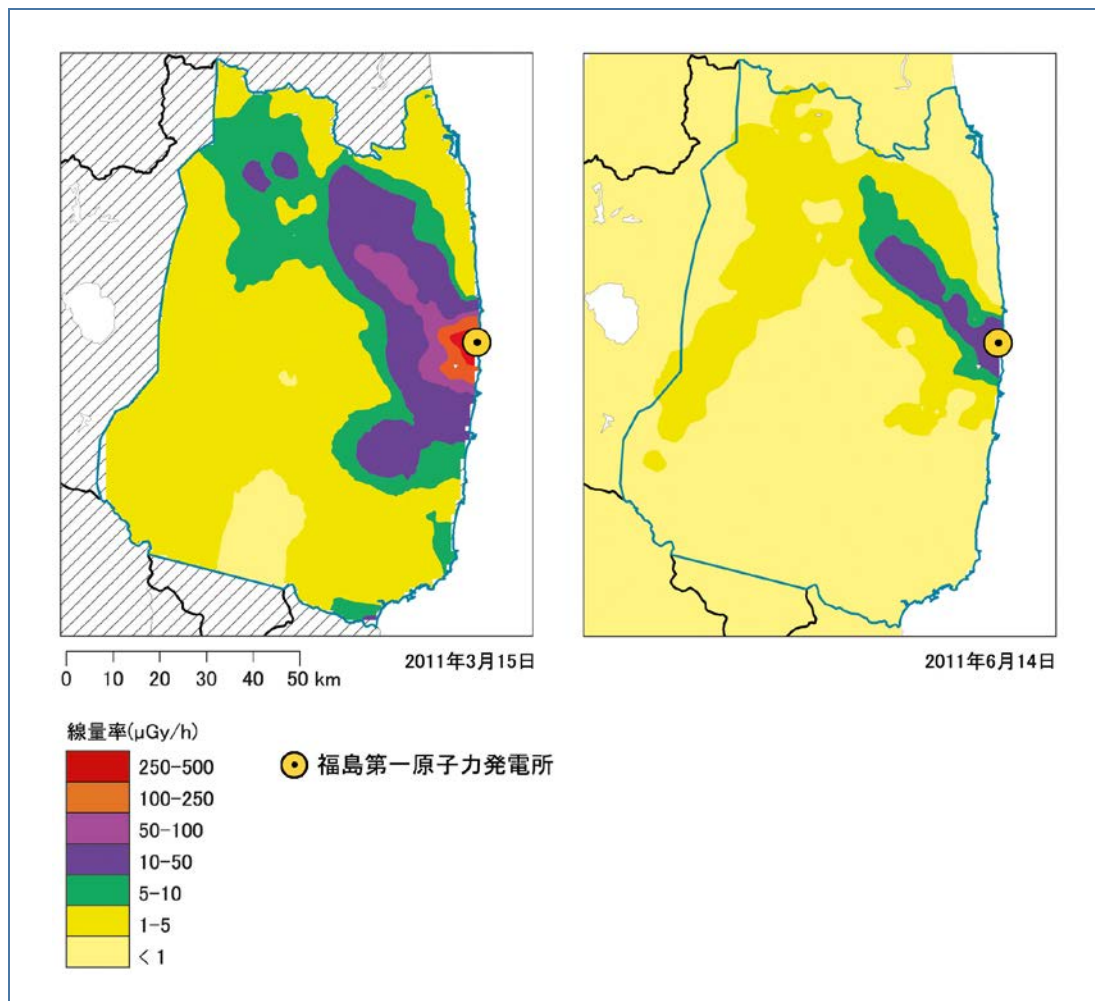
1. 陸域生態系

194. 大型哺乳類の内部および外部被ばくから推定した加重吸収線量²⁶を挿入した地理的分布を図Xに示す。

²⁶ 放射線の質を考慮に入れるために加重された(UNSCEAR 2008年報告書[U12]の附属書Eの段落122~129を参照)。

195. 事故の後期(2011年6月)に測定された動物体内の放射性核種濃度から、陸生哺乳類と鳥類は ^{137}Cs 沈着密度のほとんどの範囲を含む地域で $1.2\sim 2.2\mu\text{Gy/h}$ の線量率に被ばくしたと推定された。この線量は、環境内で自然に存在する放射性核種からの線量率に比べて約1桁大きいものである[B5]。中間期の早い段階には大熊町など沈着密度の高い地域の土壌生物で $300\mu\text{Gy/h}$ の線量率が推定された。極めて短い半減期の放射性核種 ^{132}Te および ^{132}I が含まれているため、短期間(数時間から数日)に一部の生物で線量率が最大で 1mGy/h ($1,000\mu\text{Gy/h}$)に達したことを示唆している。これらの線量は、 $100\mu\text{Gy/h}$ の基準レベルより高いものの、観察できるほどの影響を集団におよぼす可能性は低く、いかなる影響も一過性であったと思われる[U12]。

図X. 大型哺乳類における加重吸収線量率の補間推定値の地理的分布



196. 事故後の後期には、沈着密度の比較的高い地域で特定の種(特に哺乳類)の個体への潜在的な影響のリスクがあった可能性があるが、陸生生物相の個体群集団への観察可能な影響が出た可能性は低いと考えられている。しかしながら、さまざまなタイプの生物学的指標の変化(特に哺乳類)[G5]を無視することはできない。かかる影響は沈着密度が最も高い地域の後期にまで残存する可能性がある。

197. いくつかの現地調査では、福島第一原発からの放出の影響を受けた地域での影響が報告されている。鳥類や昆虫の個体数減少[M22, M23]、チョウの形態学的や遺伝的障害[H6]などである。被

ばくと影響の関係は、これらの研究では明確になっていない。さらに、この観察内容は本委員会の評価と一致しておらず、観察された環境への影響の原因として、津波自体の影響などとともに放射線被ばくが重要な要因のひとつかどうかを立証するには、さらなる解析が必要であることを示唆している。

2. 水域生態系

198. 淡水生態系について 淡水魚で計算された線量率は、自然のバックグラウンドレベルを1桁以上回ることもあるが([H13]を参照)、慢性的な被ばくに関するしきい値レベル(これを上回ると淡水生物への影響が予測されるレベル)には達しなかった。

199. 海洋生態系について 生物試料を入手できる海岸地域では、2011年5月10日から2012年8月12日までの期間の線量率は基準レベルに比べて低かった。あらゆる生物群に対してまとめられた線量率の算術平均で最も高い線量率は、 $0.10 \sim 0.25 \mu\text{Gy/h}$ の範囲にあった。かかるレベルは海洋環境のバックグラウンド線量率と同程度である[H13]。

200. 最も高い線量率は、福島第一原発サイトに近い北側排水路の動的モデルを用いて、事故の中間期(2011年5月10日より前で、生物試料は取得できていない)における海水中の推定濃度から計算された。魚類では、最大推定線量率(約 $140 \mu\text{Gy/h}$)が1ヶ月目に生じ、1年間にわたる累積線量は約 0.32Gy であった。主要な構成核種が ^{131}I であったため、同じ場所の大型藻類で計算された最大被ばく(20mGy/h 超)は事故後23日で生じたが、急速に減少した。1年間にわたる大型藻類の累積線量は約 7Gy であった。報告された基準レベル[G2, I22, U6]と比較すると、計算された線量は、放出地点に非常に近い場所における大型藻類の一過性の被ばくは除き、個体群への観察可能な影響が予測されるレベルを大きく下回っていたことを示唆している。

201. 2012年8月現在、海水魚では、販売と消費にかかる日本の基準値(100Bq/kg 、新鮮重量)を上回る放射性核種濃度レベルの海水魚がまだ見つかっている[B24]。このようなレベルは公衆の放射線防護には関わる可能性があるが、ヒト以外の生物にとっては、これに対応する線量率は重要ではなく、適切な基準レベルを大きく下回っている。

202. 本委員会は、陸域および水域(海洋および淡水)環境の双方について、ヒト以外の生物相への影響の可能性は地理的に限られており、当該評価で考慮された地域以外では、生物への影響の可能性はごくわずかであるとの結論に達した。本委員会は、海洋環境への放出が2013年12月末の時点で継続している点にも留意した。これは、今後、被ばくと傾向のさらなる追跡調査が必要であることを示唆している。

VIII. 要約および結論

203. 2011年3月11日の午後、マグニチュード9.0の地震が日本を襲い、1時間以内に最初の津波が本州北部、東北地方の海岸に到達した。「東日本大震災」と呼ばれるこの自然災害は甚大な被害をもたらし、2万人の生命が失われたほか、インフラや経済、社会に打撃を与えた。また、福島第一原子力発電所(福島第一原発)が深刻な被害を受け、当時運転中だった3基の原子炉で炉心が熔融し、多量の放射性物質が大気中と太平洋に放出された。福島第一原発での事故は急速に進展したため、発電所の近隣住民(主に 20km 圏内)による「予防的避難」が(数日以内に)行われた。その後、さらに遠いながらも放射性物質の沈着密度が高い地域に対して「計画的避難」が(数週間から数ヶ月内に)行われた。

204. 本委員会が国連総会へ提出した報告書の科学的附属書である本書は、福島第一原発での事故による放射線被ばくのレベルに関する本委員会の評価結果を記すとともに、人々の健康への影響とヒト以外の生物相への影響について検討したものである。本委員会は、環境への放射性核種の拡散と沈着、公衆と作業者の被ばく、健康上のリスクと影響、ヒト以外の生物相での被ばくと影響について考察した。また、将来の研究と調査を必要とする数多くの問題を明示した。

205. 本委員会は、公式的には、2012年9月(事故から18か月後)までに入手できた、日本政府に要請し提供を受けたデータ、公表データおよびその他の有用なデータセットを使用した。一部のさらに新しい情報についても、特にそれが適切であった場合、考慮に入れることとした。本委員会は使用済燃料および損傷した燃料の除去と施設の閉鎖、福島第一原発サイト内外での修復作業に関して多大な問題が残っている点を認識している。太平洋への放射性物質の放出は本書の発行時点でまだ継続している。公衆と作業者の大規模な健康調査も行われており、今後も長年にわたって続けられる予定である。本委員会では、福島第一原発での事故後の被ばくと影響を適切な時期に再評価することが妥当であると考えている。このアプローチは、チェルノブイリ原発事故後、20年以上にわたり本委員会が複数回行ってきた再評価とも合致するものである[U4, U7, U8, U12]。

A. 線量推定の基準

206. 本委員会は、 ^{131}I および ^{137}Cs (人間と環境の被ばくという観点で最も重要な2つの放射性核種)の大気中への放出に関する既存の推定の再検討を行った。これらの放射性核種の範囲は概ね、それぞれ100~500ペタベクレル(PBq)と6~20PBqである。公表された推定値の平均はそれぞれ、チェルノブイリ原発事故で推定された大気中への放出の約10%と20%である。多くの場合、大気中に放出された放射性物質は気象条件によって本州の上で拡散し、(a) 乾性沈着と (b) 雨および雪に伴う湿性沈着によって地表に沈着した。主な沈着は福島第一原発サイトの北西で生じたが、同サイトの北、南、および西でも多大な沈着が発生した。

207. 本委員会は通常、外部被ばくによる線量と吸入による線量を推定する基準として沈着の測定値を使用した。経口摂取による線量は主に、食品と飲料での放射性核種の濃度に関する利用可能な情報に基づいて推定された。本委員会は、被ばく当時の測定データを利用できない場合(主に20km圏内から予防的避難をした個人など)や測定データを取得できなくなっている場合において線量を推定するため、ソースタームの推定、大気輸送・拡散・沈着モデル計算(ATDM)解析からの結果、事故の進展に関する知見を使用した。この目的のために、本委員会は公表されているソースタームに依拠し、放射線学的に主要な放射性核種 ^{131}I および ^{137}Cs の放出量をそれぞれ120 PBqと8.8 PBqとした。これらは公表されている推定値の範囲では下限に近い位置にあり、総放出量を過小評価している可能性もあるが、本委員会はこのソースタームを日本の陸域での拡散の結果として発生した線量の推定には適切である、すなわち日本の公衆が受けた線量を推定するのに適したものであると評価した。

208. 本委員会は、公衆に対する線量評価では多くの独立した情報源(たとえば、環境中の放射性核種濃度のデータ)を使用できたが、作業者の線量評価においては、東電、協力企業、下請企業および日本の当局から提供されたデータに頼らねばならなかった。本委員会は、福島第一原発の2万人を超える作業員(東電作業員、協力企業、下請企業)の外部および内部被ばくによる線量に関する情報を使用することができた。さらに、原子炉を安定化させて放出を防止する作業中、および原発サイト内外でのより一般的な作業中に被ばくした他の作業員カテゴリーへの線量についても入手できた。この中には、地震と津波で損傷した重要なインフラを復旧するための活動などに従事していた、日本人以外の人が受けた線量が含まれていた。線量推定方法についての詳細な情報が本委員会に提供され、これによって本委員会は、かかる方法が目的に適しているかどうかを評価することができた。

B. 公衆の被ばく

209. 本委員会は、ミリシーベルト(mSv)で示される数量「実効線量」を使用して、一般公衆の電離放射線に対する被ばくを推定した。また、いくつかの臓器について、ミリグレイ(mGy)で示される臓器ごとの吸収線量も推定した。この推定は、20歳の成人(あらゆる成人の代表)、10歳の小児(5歳を超える小児すべてを代表)、1歳の乳幼児(0～5歳の乳幼児すべてを代表)について行われた。避難者以外の線量を計算するために使われた区域内の異なる場所での沈着密度の測定値は、行政区画平均の30～50%から2～3倍までと多様だった。線量推定がATDM解析の結果に基づいて行われた避難者の場合、ソースタームとATDMの選択によって値が約4分の1から約4倍に過小評価または過大評価されている可能性がある。また、本委員会が使用した方法(防護対策の想定など)では、ある程度の過大評価が生じている可能性がある。本委員会が行った内部被ばくによる線量推定の結果と、限定的ながら事故後すぐに行われた全身および甲状腺の体外計測に基づく推定結果との比較が、これらの見方を支持している。

210. 本委員会は、典型的な避難地区の住民および県内の避難区域以外の行政区画および他都道府県での、事故から最初の1年間における実効線量を推定した(表10を参照)。福島第一原発からの放出による福島県の避難区域および避難区域外における成人の平均実効線量は、数ミリシーベルトから約10ミリシーベルトの範囲である。10歳児および1歳児の実効線量は、約2倍高いと推定された。隣県および日本の他の地域では、線量はより低かった。参考情報として、日本で自然のバックグラウンド放射線から年間に受ける平均実効線量は約2.1mSvである。

表10. 日本の避難区域および避難区域外の典型的な住民における事故後1年間の行政区画または県平均実効線量および甲状腺吸収線量推定

線量は、放射線の自然源によるバックグラウンド線量に追加したものである。推定は異なる場所の住民が受けた平均線量の特徴を説明するよう意図されており、これらの場所の集団内の個人が受けた線量範囲を反映するものではない。データが不十分な場合には仮定を行っており、そのため実際の平均線量を過大評価している可能性がある(第IV章のセクションEおよびFを参照)。

居住地	実効線量 (mSv)		甲状腺吸収線量 (mGy)	
	成人	1歳児	成人	1歳児
避難をした地区				
予防的避難区域の地区(双葉町、大熊町、富岡町、楢葉町、広野町、および南相馬市、浪江町、田村市の一部、川内村、葛尾村の一部)	1.1～5.7	1.6～9.3	7.2～34	15～82
計画的避難区域の地区(飯舘村、および南相馬市、浪江町、川俣町、葛尾村の一部)	4.8～9.3	7.1～13	16～35	47～83
避難をしていない地域				
福島県の避難区域外	1.0～4.3	2.0～7.5	7.8～17	33～52
宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県、岩手県	0.2～1.4	0.3～2.5	0.6～5.1	2.7～15
日本のその他の県	0.1～0.3	0.2～0.5	0.5～0.9	2.6～3.3

211. 被ばく線量が最も多い人々の平均甲状腺吸収線量は成人で最大約35mGy、1歳児で最大約80mGyであった(表10)。これは、自然のバックグラウンド放射線からの甲状腺吸収線量よりもかなり高い。自然に発生する放射線源からの年間平均甲状腺吸収線量は通常1mGy程度である。事故の影響がより軽微な日本の他の地域では、甲状腺吸収線量ははるかに低かった。

212. 本委員会は、避難した一歳児の赤色骨髓に対する地区平均吸収線量を最大で約10mGyと推定するとともに、避難区域外では行政区画平均線量を最大で約6mGyと推定した。避難した女児および成人女性についての地区平均乳房吸収線量は、すべての年齢層で最大で約10mGyと推定した。胎児および乳児の線量の推定値は明示しなかったが、それぞれ成人および1歳児と同程度であったと考えられる。

213. 本委員会はまた、3つの年齢層について、事故後最初の10年と80歳までの行政区画平均および県平均線量を予測した。一般的に、最初の10年間における行政区画平均または県平均の実効線量は、事故後1年目の線量の最大2倍になり、80歳までの線量は、環境修復策が講じられなければ最大で3倍高くなると推定された(長期的に見て、環境修復策が講じられれば、被ばくが低減される)。参考情報として、日本での自然放射線源からのバックグラウンド被ばくによる80歳での累積線量は、平均で約170mSvである。

214. 20km圏内の住民の避難によって、避難者の線量は大幅に低減した。本委員会は、これによって回避された実効線量が成人では最大50mSv、避難によって回避された1歳児の甲状腺吸収線量は最大で約750 mGyになると推定している。

C. 作業者の被ばく

215. 2012年10月末までに約2万5000人の作業者が福島第一原発サイトで緊急時対応作業や他の活動に従事した。事故後19か月間の当該作業者の平均実効線量は約10mSvであった。この期間に10mSvを超える実効線量を受けた作業者は約34%で、100mSvを超える実効線量を受けた作業者は0.7% (173人に相当)、報告された最大実効線量は679mSvであった。

216. 本委員会では、内部被ばくによる預託実効線量が100mSvを超えていた12人の作業者(合計13人²⁷のうち)について、内部被ばくによる線量を評価した。その目的は、当該作業者に関して報告された線量の信頼性を判断することである。本委員会は、当該作業者が¹³¹Iの吸入による甲状腺吸収線量を2~12 Gyの範囲で受けたことを確認した。

217. 全体として、東電が行った従業員の線量評価は、健康影響を査定するのに適したものであった。しかし、特に個人放射線モニターを十分活用できなかった事故後早期(数日から数週間)の線量の推定には不確かさが伴っていた。さらに、短半減期放射性核種(¹³²Te、¹³³Iなど)の影響について信頼に足る推定を行うには、体外計測の開始が総じて遅すぎた。事故の非常に早い段階での職業的被ばくを詳しく特徴付けるには、さらなる作業が必要である。

²⁷ 本委員会が被ばく線量の最も高い作業者 12 人の線量を独自に評価した後、日本の関係機関が 2013 年 7 月、内部被ばくによる線量の推定値を再評価した。これにより、預託実効線量が 100 mSv を超える東電作業者がさらに 1 人同定された(内部被ばくによる実効線量が 100 mSv を超えた作業者は合計 13 人)。本委員会は、この 13 番目の個人が受けた内部被ばくによる線量について、情報を取得した時期が遅かったため独自の評価を行っていない。

D. 公衆と作業者の健康影響

218. 作業者と一般市民において、事故による放射線被ばくに起因する可能性がある急性の健康影響(すなわち急性放射線症や他の確定的影響)は観察されていない。公衆と作業者でこれまでに観察された最も重要な健康影響は、精神衛生と社会福祉に関係するものと考えられており、地震と津波の甚大な影響で家族や友人を失い、生活手段も失って避難を余儀なくされたこと、および原発事故の影響(避難の長期化や生活手段の喪失だけでなく、電離放射線が健康にもたらす実際のリスクと認知されたリスクに関わる恐怖や苦悩を含む)が関係している。かかる健康影響の発生と重篤度の推定は本委員会の権限の範囲外であるが、福島第一原発での事故の総合的な健康影響を考慮する際、精神衛生および社会福祉に関わる情報を得ることは重要である。

219. 確率的な健康影響(がんなど)のリスクは、福島第一原発事故により被ばくした人々(公衆と作業者)の大半で推定された線量よりもはるかに高い水準の線量の場合において、かなり合理的に定量化されている。被ばく集団が十分に大きく、その疾患リスクの推定が、同集団における当該疾患のベースライン発生率の通常の統計的ばらつきに比べて十分に高ければ、放射線被ばくによる発生率上昇を疾病統計情報で識別できる可能性がある。反対に、リスクが小さいか、既存の知識とリスクモデルに基づいて推定することのみが可能な場合、および/または被ばくした人数が少ない場合、本委員会は「識別可能な上昇なし」という言葉を用いて、現在利用可能な方法では、疾患統計において放射線被ばくによる疾患発生率の上昇を実証できるとは予想されないことを示唆した。これは、放射線被ばくによる疾患症例が将来過剰に発生する可能性を排除するものではないと同時に、かかる症例が発生した際に伴う苦痛を無視するものでもない。

1. 公衆の健康影響

220. 避難者および避難区域以外で事故の影響を最も受けた地域の集団の最初の1年間における平均実効線量は、成人で約1~10mSv、1歳児ではその約2倍になると推定された。リスクモデルを使用して推論した場合、この程度の線量でもがんのリスクがわずかに上昇することが示唆されるが、一般的な集団における事故の放射線被ばくによる疾患発生率の全体的な上昇は、日本人のベースライン生涯リスク(あらゆる固形がんにおいて平均35%であるが、性別、生活様式や他の要因によって個人差がある)に対して検出するには小さ過ぎる。

221. 上記のとおりであるにしても、これまでの経験では、特定の集団(特に胎児としての被ばく後、あるいは乳幼児期・小児期の被ばく後)における特定のがんの相対リスクは集団の平均よりも高くなる。

222. 甲状腺がんについて 幼少期・小児期において放射性ヨウ素に線被ばくした後、人生の後年に生じる甲状腺がんは、前述の点でおおいに関係がある。予防的避難を行った集団の地区平均甲状腺吸収線量は、1歳児の場合最大で約80mGyになると推定された。ATDM解析の結果に基づいた平均の推定には不確かさが伴っており、線量がさらに高かった可能性もあるが、体外計測による甲状腺モニタリングのデータは、平均甲状腺吸収線量が最大で5倍程度高く推定されている可能性があることを示唆している。線量のほとんどは放射線被ばくによる甲状腺がんの過剰発生率を確認できないレベルであった。しかし、そのなかで上限に近い甲状腺吸収線量では、十分に大きな集団において識別可能な甲状腺がんの発生率上昇をもたらす可能性がある。幼少期および小児期により高い甲状腺線量に被ばくした人々の間で甲状腺がん発生率が上昇するかどうかを見極めるという点に関して本委員会が確固たる結論を導くには、線量分布に関する情報が充分ではなかった。福島第一原発事故後の甲状腺吸収線量がチェルノブイリ事故後の線量よりも大幅に低いため、福島県でチェルノブイリ原発事故の時のように多数の放射線誘発性甲状腺がんが発生するようには考える必要はない。

223. 白血病について 本委員会は胎児および幼少期・小児期に被ばくした人の白血病のリスクを検討した。また、特に若年時に被ばくした人の乳がんのリスクも検討した。評価された線量と利用可能なリスク推定に基づき、本委員会は、当該集団でのかかる疾患の発生率が識別可能なレベルで上昇するとは予測していない。

224. 本委員会は妊娠中の被ばくによる自然流産、流産、周産期死亡率、先天的な影響、または認知障害が増加するとは予測していない。さらに、本委員会は福島第一原発事故で被ばくした人の子孫に遺伝的な疾患が増加するとも予測していない。

225. 福島県民の長期的な健康状態を確認し(妊娠や出産に関する調査を含む)、今後の健康で安心な生活を促進すると同時に、長期的な低線量放射線被ばくが予期できない健康影響をもたらすことがないかを調べるため、約200万人の住民を対象とした福島県民健康管理調査が開始された。2011年3月11日に18歳以下だった福島県の子供全員(約36万人)に対して甲状腺超音波検査が行われ、3年以内に完了する予定である(2014年3月まで)。福島県での継続的な超音波検査により、比較的多数の甲状腺異常が見つかったが、これは福島第一原発事故の影響を受けていない地域での類似した調査に一致している。福島県での継続的な超音波検査では、このような集中的検診がなければ通常は検出されなかったであろう甲状腺異常(多数のがん症例を含む)が比較的多数見つかる予測されている。事故の影響を受けていない地域における集団の甲状腺がん発生率の調査は、そのような集中的な検診の影響を推定するのに有用な情報を提供するだろう。

2. 作業者の健康影響

226. 緊急時対応作業や他の活動に従事した約2万5000人の大半(2012年10月31日の時点で99.3%)において、報告された実効線量は100mSv未満で、平均は約10mSvであった。リスクモデルは、かかる線量での放射線被ばくによる疾患リスクが低いことを示唆している(ただし、線量の増加とともにリスクは上昇する)。主に外部被ばくにより100mSvを超える実効線量を受けたと見られる173人の作業員(平均は約140mSv)については、約40%の固形がんのベースライン生涯リスクに基づき自然に発生するがん約70症例に加えて、2〜3症例のがんが過剰に発生することがリスク推定で示されている。しかしながら、このような予測には大きな不確かさが伴っており、この小規模なグループでのがん発生率の上昇を、がん発生率のばらつきに対して識別することはできない。この作業員グループで他の疾患の増加は予測されていない。ただし、本委員会は、眼の水晶体のベータ線被ばくによる白内障のリスクは推定できていない。

227. ^{131}I の甲状腺吸収線量が2〜12Gyの範囲だったと推定される13人の作業員²⁷⁾については、甲状腺がんの発現リスクの上昇を推定することができる。しかし、被ばくした人数は非常に少なく、甲状腺がんの発生率上昇を識別できるほどではない。推定された線量値には不確かさが伴うので、最も被ばくした作業員における甲状腺障害(甲状腺機能低下症など)の発現の可能性を完全に排除することはできないが、このような障害が発生する可能性は低い。

228. 100mSvを超える実効線量を受けた作業員は特に入念に検査されており、放射線関連の健康影響が後日発生する可能性を考慮して、甲状腺、胃、大腸、肺の検診を毎年受けている。これらの作業員の超音波検査と注意深い医学的モニタリングにより、甲状腺がん(および他のがん症例)の検出率は上昇するだろうが、検出された症例の大多数は、放射線被ばくとは関係なく発現したものであると予測される。

E. ヒト以外の生物相への放射線被ばくと影響

229. 本委員会は、事故後のヒト以外の生物相に対する線量とそれに関連する影響の評価を、本委員会が事故発生前に実施した同様の影響に関する一般的な評価と比較しながら行った。事故後のヒト以外の海洋と陸生の生物相における被ばくの程度は、地域的なばらつきによりいくつか例外があった可能性はあるが、全体として、急性的な影響を観察できないほどに低いレベルであった。一般的に、

(a) 海洋環境におけるヒト以外の生物相への影響は、放射能濃度の高い水が海に放出された場所の近傍域に限られている。

(b) 特定の陸生生物(特に哺乳類)における生物学的指標の継続的な変化を無視することはできないが、集団個体群保全での重要性は不明である。いかなる放射線の影響も、放射性物質の沈着密度が最も高い地域に限定されている。この地域以外では、生物相への影響の可能性は無視できる。

F. 将来の科学的研究の必要性

230. チェルノブイリおよびスリーマイル島における原発事故の場合と同様、今後数年から数十年にわたり、事故の進展に寄与する要因や環境への放出、その結果生じた公衆、作業員、環境の被ばく、関連のある健康上のリスクについてさらなる情報が継続的に提供されることになる。本委員会は、事故後3年近く経つ現在、原発サイト内の作業員の集団実効線量が必然的に上昇していること、放射能汚染水が原発サイト内で漏れいしていること、地下水が放射性核種を水域環境に運んでいる(ただし制御対策も採られている)ことを認識している。本委員会による評価の信頼性を上げ、確認し、向上させるための科学的な研究を行うことが望まれる。科学的研究に関する主な優先事項を以下に記す。

(a) 事故の進展や放出中の気象条件に関するより良い理解と、大気輸送、拡散および沈着のパターンを再構築するためのモデル予測の利用に基づき、放射性核種の大気中への放出量とその特性の時間的変化に関する推定をより確かなものにする。

(b) 放射能汚染水の漏れいと時間の経過に伴う水域環境(地下水および最終的には太平洋を含む)への放出に関し、測定を継続して特性評価を改善する。放出された放射性核種の長期的な輸送と混合、水圏の経路からもたらされる被ばくを予測して定量化する。

(c) 降下物からの外部被ばくによる線量を継続的な測定を継続し、時間の経過に伴う変化を予測して追跡して、環境修復プログラムの影響を定量化する。

(d) 確率的なアプローチ、利用可能なあらゆるデータ、適切なモデルを使用し、公衆が受けた線量の分布の特徴を個々人間のばらつきを示す形でよりよく把握する(これには個々人の行動、検出限界、試料抽出手順、測定結果の分布についてのさらなる検討が含まれる)と同時に、線量推定における不確かさをより高度に定量化する。

(e) 人々の体内の放射性核種の測定をさらにを行い、線量の推定値と分布の精度を向上させ、現在および将来の被ばくレベルを推定する。

(f) 現在のプロトコルに基づき、福島県での健康調査および小児の継続的な超音波検査を続ける。福島県で検出された甲状腺がんの発生率について当該検査の影響を解析して定量化する(この点に関しては、事故の影響を受けていない地域での甲状腺がん発生率の調査が有用である)。個人線量が適切に評価できている集団から成る、疫学的な研究のためのコホートを確立することを検討する。

(g) 事故早期の各作業者の作業履歴、放射性核種の時間変動レベル(短半減期放射性核種を含む)、作業・休憩場所での周辺線量当量、個人線量計の共有に基づく線量推定の信頼性、各作業者による防護対策を考慮に入れながら、報告された作業者の線量における不確かさを定量化する。原発サイト内の被害軽減活動に従事した作業者の水晶体吸収線量(および関連する不確かさ)を推定し、白内障のリスクを評価する。協力企業が報告した実効線量の推定値の質を確認するためにさらなる解析を行う。

(h) 将来の解析に備え、(a) 被ばくしていない作業者と (b) 実効線量が 100mSv を超え、その後手術を行った作業者についての組織バンクの設立を検討する。

(i) ヒト以外の生物相において特定の種に典型的な環境からの被ばくを測定評価する。現地調査で報告されているが本委員会の評価と一致しない環境影響について、放射線被ばくがそれを引き起こす重要な要因であったか否かに関し、さらなる解析を行う。

謝辞

本委員会は、本報告書を承認するにあたり、評価の実施に直接関与した専門家およびその所属機関で当該専門家を援助したすべてのスタッフからの支援、また、包括的核実験禁止条約機関(CTBTO)準備委員会、国連食糧農業機関(FAO)、国際原子力機関(IAEA)、世界保健機構(WHO)および世界気象機関(WMO)から提供されたデータや専門的知見に対し、ここに感謝の意を表す。また、各国、国際機関、研究組織、科学者間の惜しみない協力とデータおよびアイデアの交換が本解析の成果を大きく向上させたことを特記し称賛する。なお、本書に記された見解は本委員会が保持するものであり、協力した専門家、国連およびその加盟国あるいは国際機関の考えを代表するものではない。

調整コーディネーション専門家グループ

議長: W. Weiss (ドイツ); シニアアドバイザー: Y. Yonekura (日本)

専門家グループ A(データおよび品質保証)

グループリーダー: E.V. Holahan Jr. (米国); リードライター: A. Rannou (フランス), D. de Souza Santos (ブラジル); 執筆協力者: J. Johansson Barck-Holst (スウェーデン), M. Zähringer (ドイツ); テクニカルアドバイザー: M. Nakano (日本); コメンテーター: P. Bérard (フランス), S.H. Na (韓国), T. Takahashi (日本)

専門家グループ B(放射性核種の放出と拡散)

グループリーダー: G. Kirchner²⁸ (ドイツ); リードライター: R. Draxler (米国); 執筆協力者: P. Chen (WMO), D. da Costa Lauria (ブラジル), C. Estournel (フランス), O. Isnard (フランス), R. Perriáñez (スペイン), K.S. Suh (韓国); テクニカルアドバイザー: J. Sugimoto (日本); コメンテーター: M. Chino (日本), F. Gering (ドイツ), M.C. Hort (英国), G.-B. Lee (韓国), M. Monfort (フランス), M. Nikkinen (CTBTO), M. Zähringer (ドイツ)

専門家グループ C(経路および被ばく評価: 公衆および環境)

グループリーダー: S. Solomon (オーストラリア); リードライター: M. Balonov (ロシア), J. Simmonds (英国), P. Strand (ノルウェー); 執筆協力者: P. Bedwell (英国), J. Brown (ノルウェー), G. Dercon (FAO), F. Gering (ドイツ), V. Golikov (ロシア), G. Hirth (オーストラリア), P. Verger (WHO); テクニカルアドバイザー: N. Ban (日本); コメンテーター: M. Aerts (ベルギー), T. Aono (日本), M. Chartier (フランス), M. Dinovi (米国), S. Fesenko (IAEA), J. Garnier-Laplace (フランス), S. Haywood (英国), T. Homma (日本), A. Hosseini (ノルウェー), D.-K. Keum (韓国), V. Kliaus (ベラルーシ), C.-M. Larsson (オーストラリア), I. Naletoski (FAO), J.M. de Oliveira Godoy (ブラジル), G. Proehl (IAEA), C. Rääf (スウェーデン), K. Sakai (日本), T. Sazykina (ロシア), J. Sherwood (英国), S. Shinkarev (ロシア), J. Vives i Batlle (ベルギー)

専門家グループ D(作業者の被ばくと健康影響)

グループリーダー: J.-R. Jourdain (フランス); リードライター: G. Etherington (英国), R. Lane (カナダ), A. Wiley (米国); 執筆協力者: E. Salminen (フィンランド); テクニカルアドバイザー: M. Akashi (日本);

²⁸ 2013 年中頃に所属機関を変更するまで。

コメンテーター: D. Bazyka (ウクライナ), E. Blanchardon (フランス), J. Harrison (英国), L. Lebaron-Jacobs (フランス), J.K. Lee (韓国), Z. Luo (中国), D. Rabelo de Melo (ブラジル), M. Rickard (カナダ), S. Romanov (ロシア), S. Saigusa (日本), B. Thériault (カナダ)

健康影響タスクグループ(健康影響評価)

グループリーダー: P. Jacob (ドイツ); リードライター: J. Harrison (英国), L. Hubbard (スウェーデン), J. Kenigsberg (ベラルーシ), R. Lane (カナダ), W.-U. Mueller (ドイツ); テクニカルアドバイザー: K. Kodama (日本); 執筆協力者: L. Holanda Sadler Veiga (ブラジル), V. Ivanov (ロシア), V. Krasnyuk (ロシア), Y.-K. Lim (韓国), F. Ménétrier (フランス)

クリティカルレビュー担当者

L. Anspaugh (米国), P. Jacob (ドイツ)

最終品質保証チーム

チームリーダー: C.-M. Larsson (オーストラリア); 執筆協力者: M. Balonov (ロシア), M. Chino (日本), R. Draxler (米国), G. Etherington (英国), F. Gering (ドイツ), O. Isnard (フランス), P. Jacob (ドイツ), J.-R. Jourdain (フランス), G.N. Kelly (英国), S. Solomon (オーストラリア), W. Weiss (ドイツ), M. Zähringer (ドイツ)

貢献のあった他の専門家

C. Blackburn (FAO/IAEA), J.D. Boice Jr. (米国), L. Brookmire (米国), D.H. Byron (FAO/IAEA), J. Carpenter (オーストラリア), T. Charnock (英国), S. Field (英国), H. Ishida (日本), V. Kryuchkov (ロシア), K. Leuraud (フランス), Q. Liang (FAO/IAEA), K. Mortimer (英国), M.-L. Nguyen (FAO/IAEA), S. Nielen (FAO/IAEA), B. Orr (オーストラリア), M. del Rosario Perez (WHO), K. Sakamoto (日本), J. Smith (英国), A. Thomassin (フランス), R. Tinker (オーストラリア), A. Ulses (IAEA), D. Urban (オーストラリア), S. Watson (英国), J. Wellings (英国), Y. Yamada (日本), I. Zvonova (ロシア)

附録A. データの編集

I. 緒言	89
II. データの編集と品質保証.....	89
A. 提出されたデータセット	90
B. 放射性核種の放出と拡散	90
C. 公衆の線量評価	91
D. 作業者の線量評価	92
III. データ提供者に対する謝辞	100

I. 緒言

A1. 本委員会の情報提供要請に応え、日本政府ならびに他の 25 の国連加盟国から膨大なデータセットが提供された²⁹。また包括的核実験禁止条約機関(CTBTO)準備委員会、国連食糧農業機関(FAO)、国際原子力機関(IAEA)、世界保健機関(WHO)および世界気象機関(WMO)からもデータ、解析および専門知識の提供を受けた。

A2. 本附録は、本委員会が評価のために蓄積してきたデータを要約したものである。本附録にはデータの主な情報源、データの蓄積方法、本委員会が評価の目的に照らしてデータの十分な品質を確保するために用いた手順、およびデータの質に関する本委員会の見解について概要を記載する。使用したデータは補足資料として電子形式で添付する。

A3. 本委員会は、査読のある学術誌または適宜他の形態の刊行物で公開されている関連情報や解析結果も利用した。それら資料および資料に対する本委員会の解釈ならびに使用については本附録には要約していないが、本委員会の評価を詳細に記述した関連の技術的附録にそれぞれ必要に応じて引用し、説明している。

II. データの編集と品質保証

A4. 本委員会は、報告書の本文ならびにその裏付けとなる各附録の作成にあたり、データの確認と解析、評価の管理とその質の確保に関して責任をもった専門家を任命した。

²⁹ オランダは、情報提供を要請されていなかったが、データを自発的に事務局に提供した。

A5. 必要なデータの一覧(2012年3月10日以前に利用可能であったデータ、あるいは利用できる可能性のあったデータに限られる)を日本政府と他の特定の国連加盟国およびいくつかの国際機関に提示した。これを受けて、日本政府と25の加盟国は本委員会に情報を提出した。本委員会は、これらの資料を確認した後、補足情報、あるいは提出された情報やデータセットに関する説明を求めた。日本の多数の省庁、委員会、都道府県、大学、非政府組織が情報またはデータを提供した。今回の評価に情報やデータを提供した組織は、本附録のセクション III に謝意と共に記載されている。このプロセスを通じて本委員会が提供を受け、評価に使用したデータセットは、表 A1 に要約されている。同表ではデータセットを一次情報と二次情報に分類している。(a)一次情報に分類されたデータセットは、本委員会が解析または計算に直接入力するために使用したものであり、(b) 二次情報に分類されたデータセットは、本委員会の解析結果や計算結果とクロスチェックし比較するために使用したものである。一部のデータセットは一次と二次の両方に分類された。これらは、本委員会の評価の一部に入力情報として使用されるとともに、他の部分のクロスチェックにも使用されたものである。

A. 提出されたデータセット

A6. 要請に応じて提供されたデータセットは、それらのメタデータ(データに関する説明的データ)とともに電子的な共同作業プラットフォーム上のアクセス制限のあるオンラインワークスペースにアップロードされた。作業者に対して行われた測定に関するデータセットの一部は、事務局と権限が付与された専門家数名に機密事項として提供された。これらのデータセットには医学的な機密情報が含まれるため、原則として共有せず、本書でも公開していない。しかし、これらの情報により、本委員会において解析を実施した専門家は、重要かつ有益な識見を得ることができた。

A7. 本委員会は、検討のために受領した各データセットを、その関連性と科学的品質によって分類した。データセットの作成者が、そのデータをどのように収集し、どのようなプロトコルに従って作成したか、また高品質で信頼性の高いデータを確実に取得するためにどのような技術的仕様を採用し、どのような品質管理手順で実施したかについて十分な情報と保証が提供されている場合は、本委員会がさらなる品質評価を行う必要はないものとみなした。一方、データセットの作成者がデータの品質を保証する十分な情報、または正確な情報を提供していない、あるいは提供できなかった場合、本委員会はデータセットをさらに精査するよう手配した。たとえば、可能な場合は、データセットを他の情報源からのデータセットと比較、クロスチェックした。表 A1 には各データセットの品質に関する簡潔な総合的コメントも記載している。データの品質保証のために使用した基準は各データセットで異なっており、単一の基準を全てのデータセットに適用できなかった。受容できる品質を持つとみなされ本委員会の評価の目的に合う情報だけを使用した。

B. 放射性核種の放出と拡散

A8. 福島第一原子力発電所(福島第一原発)から大気および海洋へ放出された放射性核種を推定するために、本委員会は、主に、他の組織により実施され、査読のある文献に発表された解析の結果を利用することとした。これらの解析では、周辺線量当量率、空気中、海水中および海底の堆積物中の放射性核種濃度、さらに放出中および放出後の地表における沈着密度の各々に関する環境測定値が使用された。(本委員会はまた、これらのデータを一次および二次の両方のデータセットとして用いた。)本委員会は、これらの解析結果とともに、公開されているが査読を受けてはいない他の解析結果(たとえば、プレスリリースに公開された一部のごく初期の解析結果)を検討し、委員会の評価において一般的に考えられる放射線学的に重要な放射性核種の放出の推定範囲について、一定の見解に至った。検討した文献を附録 B に列挙する。

A9. 本委員会は、公衆と作業者が受けた線量の評価のための情報として、放射性核種 ^{131}I と ^{137}Cs の大気への放出に関して専門家が検証した推定値の一つを採用した。放射線学的に重要な他の放射性核種の大気への放出の推定には、本委員会は、(a) 日本原子力研究開発機構(原子力機構)が提供した福島第一原発の 1 号機から 3 号機までの停止時における各原子炉内放射性核種インベントリの推定値、および(b) 日本で測定された空気試料中の測定値と本委員会が CTBTO に要請して入手した世界各地における空気中の放射性核種濃度の測定値を用いた。

A10. CTBTO の国際監視システムで測定された空気中の放射性核種濃度の測定は、明確で文書化および標準化された手順に従っており、高品質のデータとみなされた。しかし、CTBTO の監視システムと手順は秘密の核実験による微量の放射性物質を検出するように開発されているため、原子炉事故後に発生する比較的高レベルの放射性核種のモニタリングには本来適切ではなかった。したがって CTBTO から提供された空気中の放射性核種濃度に関するデータについては、CTBTO の監視システムが実施しているサンプリング、測定および解析方法に関する詳細な情報を考慮に入れた上で、本委員会が設定した検討方法に従い内部で精査した。

A11. 海洋へ放出された放射性核種の移行と拡散状況を把握するために、本委員会は東京電力株式会社(東電)と文部科学省(文科省)が行った海水中と海底堆積物中の放射性核種の測定データ、他の機関が実施し査読のある文献に公開した解析とモデル計算の結果を検討した。大気中へ放出された放射性核種の移行と拡散状況、特に気象データと解析の影響について理解するために、本委員会は WMO のタスクチームから情報を得た。同チームは、日本の気象庁(JMA)が提供した空間的・時間的解像度のより高い気象場で補完しながら、放射性核種の空気中濃度および地表における沈着密度の各測定値と、各参加機関独自の大気輸送拡散沈着モデル(ATDM)およびチームが利用可能な気象解析データフィールドを用いて得た想定放出量の計算値とを比較することで、各種の気象解析の評価を行った。モデルと気象場の組み合わせの性能については、多数の統計学的手段を用いて評価がなされている。詳細については、タスクチーム作成の調査に関する報告書[W17, W18]に記載されている。この解析に基づき、より高性能の ATDM-気象場の組み合わせの一つが、福島第一原発から大気へ放出された放射性核種の空気中濃度と沈着密度の推定に用いられた。これらの推定値は、公衆の線量を評価する際の測定データを補完するために用いられた(詳細については、以下および附録 B と附録 C 参照)。

C. 公衆の線量評価

A12. 公衆とヒト以外の生物相が受けた線量の評価に必要なデータには、以下が含まれている。地表の放射性核種の沈着密度; 空気、土壌、水(淡水と海水)、飲料水、食物、生物相(植生、陸生生物相、海洋生物相、野生生物)、淡水および海洋の堆積物における放射性核種濃度; 周辺線量当量率; 人体(全身および甲状腺)の放射性物質の体外計測値; 人口動態; 食品消費; 居住係数; 線量低減係数(位置係数); 土地利用; 環境中の周辺線量当量率と放射性核種濃度のバックグラウンドレベル; 防護措置に関する情報。

A13. 検証の過程で、殆どのデータは、線量評価計算、他のデータセットとの組み合わせ、あるいは一連の地理情報システム(GIS ソフトウェア)内での可視化に合った形式に再フォーマットされた。可視化プロセスにより、たとえば、海水試料が海洋の各ポイントについて正確に報告されているかなど、データポイントの有効性を保証するための確認作業が可能になった。データセットの中には単位の換算が必要なものもあった。確実にデータの一貫性を維持し換算を正確にするために、データの再フォーマットや編集は別の担当者が確認を行った。

A14. 福島県内の測定データが入手できなかった地域に関しては、ATDM のデータを利用した。モデル化したデータはネットワーク共通データフォーム(NetCDF)で提供され、Excel®と互換性のあるフォー

マットにデータを抽出するために、スクリプトが開発された。次に、文科省の表計算シート(附録 C 参照)に合わせて、これらのデータのサブセットを抽出した。すべてのデータ編集は別の担当者がクロスチェックした。

A15. 品質保証の過程においても、適宜解析用データセットを作成した。これには人口密度データと組み合わせた地表の沈着密度に関する文科省のデータセットなどが含まれる。解析用データセットを作成し確認するために用いた手順は、附録 C とその補足資料で詳細に説明している。検討の後、附録 C と附録 F に記述された線量評価で使用するために、全てのデータセットを検証した。評価によって得られた結果に対する最終チェックと品質保証については、上記の各附録と補足資料で総合的に説明している。

D. 作業者の線量評価

A16. 多数の独立した情報源から関連情報を利用できる公衆の線量評価とは異なり、本委員会は、作業者の被ばく線量評価については、東電、元請企業、下請企業、および日本の当局から提供されたデータに依拠しなければならなかった。したがって、日本で報告されている個人の線量値が、実際に受けた線量を表す指標として、どの程度正確で信頼性の高い測定値であるかを判断する必要があった。さらに、本委員会では、従事した約 25,000 人の各作業者について線量の評価を見直したり、再評価したりすることは不可能であった。そのため、本委員会は 2 段階のアプローチを採用することとした。すなわち、まず、日本で使用された線量評価手法を精査した。次に、特定の作業者グループについて独立した線量評価を実施し、その推定値を当該作業者グループについて日本で報告されている数値と比較した。したがって、本委員会の評価作業の出発点は、事業者が報告した福島第一原発の作業者の内部および外部被ばく線量のデータを検討することであった。

A17. 日本政府に要請した結果、東電、原子力機構および放射線医学総合研究所(放医研)から本委員会に対し、機器、測定システム、体外計測に用いた較正用ファントムおよび較正方法、ならびに特定の作業者に関する測定データについての詳細情報が提供された(報告された線量のデータセットは、2012 年 4 月までに東電と協力企業の作業者合計 21,776 名について報告された内部および外部被ばくの月間および累積個人線量に関する表計算シート形式のデータが追加された)。

A18. 本委員会は、委員会による推定線量、放医研と東電が推定した線量および正式に報告された線量を比較した。附録 D に、 ^{131}I の摂取による甲状腺の吸収線量と実効線量への寄与など、より詳細な結果を記載している。

A19. 外部被ばくの評価に関しては、個人レベルでの独立した検証ができない個人線量計の測定値に基づいていたため、上記の比較手法を用いて外部被ばく評価の報告結果を検証することは不可能であった。したがって、個人線量計、技術標準、較正方法、個人に対する個人線量計配布システム(附録 D で説明)に関して東電から提供を受けた情報を精査し評価を行った。

表A1. 本委員会に提出され今回の評価で使用されたデータセット

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
空気中の放射性物質濃度	選定された観測地点における対象期間中の表形式データ。 2011 年 3 月 15 日から 5 月 24 日までの 38 観測地点における粒子状物質 ^{95}Nb , ^{99}Mo , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{113}Sn , ^{129}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te , ^{131}I , ^{133}I , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba の測定値	包括的核実験禁止条約機関 (CTBTO) 準備委員会	一次情報 核種のスペクトルとソースタームに入力	CTBTO の「放射性核種に関する総説書」として、CTBTO により正式に提供された。 データセットには CTBTO の内部品質保証システムが全面的に適用され、本委員会でもこのシステムをチェックした。本委員会はこれらのデータセットを受容可能かつ目的に適うものと判断した。データは極秘情報である。ただし本委員会が使用したデータは機密解除されている(補足資料 B-1)。
空気中の放射性物質濃度	2011 年 3 月 15 日から 20 日までの空気フィルター試料 茨城県つくば市の NIES サイト内にある二重フィルター(石英ガラスろ紙と活性炭フィルター)で採取し、高解像度ゲルマニウム検出器で測定。	茨城県の高エネルギー加速器研究機構(高エネ研)、国立環境研究所(国環研)	一次情報 ソースタームとその核種組成に入力	[K5]から抽出したデータセット 本委員会はこれらのデータセットを受容可能かつ目的に適うものと判断した。
空気中の放射性物質濃度	東海村の原子力機構サイト内の空気における粒子状放射性核種濃度($^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{132}Te , ^{129}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs)と気体状放射性核種濃度(^{131}I , ^{132}I , ^{133}I)濃度の測定値	独立行政法人日本原子力研究開発機構(原子力機構)	一次情報 放射性ヨウ素とその化学的分別を含むソースタームの核種スペクトルの導出に入力 二次情報 ATDM の計算結果との比較に使用	[F7, O2]から取り出したデータ 本委員会はこれらのデータセットを受容可能かつ目的に適うものと判断した。
空気中の放射性物質濃度	横田空軍基地における高品質の継続的な空気のサンプリングから得られたデータ 2011 年 3 月 11 日から 2011 年 7 月までの期間中毎日の、 ^{99}Mo , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{86}Ru , ^{106}Ru , ^{102}Rh , ^{129}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, $^{131\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te , ^{130}I , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}La の空気中濃度測定値が提供された。	アメリカ空軍(アメリカ合衆国国務省を通じて)	二次情報 ソースタームの評価と公衆の被ばく線量評価に入力	[U17]から抽出したデータセット 受領後、品質のチェックと書式の再設定を実施した。本委員会はこれらのデータセットを受容可能かつ目的に適うものと判断した。
空気中の放射性物質濃度	東京都世田谷区で 2011 年 3 月 13 日から 4 月 10 日までの期間に毎日測定された ^{99}Mo , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{129}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, $^{131\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te , ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs の空気中濃度	東京都産業労働局	二次情報 公衆の被ばく線量評価に入力	[T21]から入手した要約された放射性核種のサンプリングデータ 本委員会はこれらのデータセットを受容可能かつ目的に適うものと判断した。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
地表の沈着密度と周辺線量当量率の測定値	福島第一原発から 100km 以内の地域において、2011 年 6 月 6 日から 7 月 8 日にかけて、周辺線量当量率を測定し、土壌試料を収集した。福島第一原発から 80km 以内の地域については 2 km × 2 km のグリッドで上記測定を実施し、80 km から 100 km の範囲については 10 km × 10 km のグリッドに分割した。周辺線量当量率は上記の分割した各グリッド内の一地点において地上 1 m の高さで測定した(合計でほぼ 2,200 ヶ所)。土壌試料はそれぞれの地点で 5 試料採取した。試料数は約 11,000 にのぼり、これらにつき検出された 5 種類のガンマ線放出放射性核種(^{110m} Ag, ^{129m} Te, ¹³¹ I, ¹³⁴ Cs and ¹³⁷ Cs)の沈着密度をゲルマニウム半導体検出器を用いて測定した。	文部科学省(文科省)	一次情報 福島県における公衆とヒト以外の生物相の線量評価の根拠 二次情報 ATDM の計算結果との比較に使用	原子力機構が様々な大学や研究機関の協力の下、調査を実施した。測定データのまとめ、有効性の評価は、文科省が責任を持った。[M12, M13] 本委員会は、このデータセットと裏付けとなる文書を検討し、受容可能かつ目的に適うものと判断した(補足資料 C-1, C-2, C-3, C-4, C-5, C-6 および C-7)。
地表の沈着密度と航空機モニタリングの測定値	放射線の測定は、固定翼機に取り付けた大型のタリウム活性化ヨウ化ナトリウム(NaI(Tl))結晶を使って 2011 年 4 月 2 日から 2011 年 5 月 9 日まで行われた。地上チームは沈着した放射性物質の同位体組成を特定するため、高純度ゲルマニウム(HPGe)検出器で測定を行った。このデータは沈着した放射性核種からの線量率の時間変化と沈着密度に応じたセシウム同位体の線量率への寄与を推定するために使用された。データセットが示す 5 週間にわたって収集されたデータを結びつけるために、推定線量率と沈着密度を共通の 2011 年 6 月 30 日に補正した。	米国エネルギー省(USDOE)(アメリカ合衆国国務省を通じて)	一次情報 公衆の線量評価に使用する入力データ 二次情報 ATDM の計算結果との比較に使用	米国政府のウェブサイト[U17]からダウンロードしたデータセット ファイルは、Google Earth™ KML フォーマットでダウンロードし、本委員会の使用のために、表計算シート形式に変換した。 本委員会は、このデータセットを検討し、受容可能かつ目的に適うものと判断した(補足資料 C-7)。
土壌中の放射性物質濃度測定値	2011 年 4 月 26 日から 2012 年 2 月 3 日までの期間に収集された試料を基に、東日本の 15 の都県(福島、岩手、宮城、山形、茨城、栃木、群馬、埼玉、千葉、東京、神奈川、新潟、山梨、長野、静岡)の耕作土中の ¹³⁴ Cs と ¹³⁷ Cs についての 3,422 の測定値。耕作土中の放射性物質濃度は 2011 年 11 月 5 日の報告日に合わせて補正された。	農林水産省(農水省)	一次情報 公衆の線量評価に入力	日本政府の公式提供情報 元のデータセットは pdf ファイルで提供されたが、表計算シート形式のデータを作成するために変換、クロスチェックした。 本委員会は、このデータセットを検討し、受容可能かつ目的に適うものと判断した。
地表の沈着密度、周辺線量当量率、空气中濃度、現場でのガンマ線スペクトロスコピー	2011 年 3 月 18 日から 2011 年 4 月 18 日までの期間、IAEA のチームが、福島第一原発から 20 km から 80 km 圏内の各地点と東京都内で実施したモニタリングのデータ データには特定の地域における周辺線量当量率、地表放射性物質濃度、空気中の放射性物質濃度、ガンマ線スペクトルが含まれた。検出された放射性核種は ⁹⁹ Mo, ^{99m} Tc, ¹²⁹ Te, ^{129m} Te, ^{131m} Te, ¹³² Te, ¹³¹ I, ¹³² I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁶ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁴⁰ La である。	国際原子力機関(IAEA)	二次情報 公衆の線量評価における一般的比較に使用	IAEA の公式提供情報 本委員会はこれらの試料の作成、解析、提示の手順を審査し、これらのデータセットが受容可能で、目的に適うものと判断した。
線量率の観測値	放射能に関する情報および独立調査のための委員会(CRIIRAD)はフランスの非政府組織であり、そのチームが 2011 年 5 月末、日本で放射線測定を行った。	CRIIRAD	二次情報 公衆の線量評価における一般的比較に使用	CRIIRAD の公式声明の形で公開されたデータを CRIIRAD のウェブサイト[C9]からダウンロードした。 本委員会はデータの品質を審査していない。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
線量率の観測値	GM 管を使用した放射線モニターで収集した 400 万以上のデータポイントにおける線量率測定値で構成されるデータ	Safecast	二次情報 公衆の線量評価結果との比較	Safecast は GM 管を使用した放射線モニターを使って放射線測定値を収集、共有、提示するウェブベースのネットワークを提供する国際社会集団である。データは Safecast のウェブサイト[S1]からダウンロードした。 本委員会はデータの品質を詳細には審査していない。
環境試料中の放射性物質濃度測定値	フランス西部にある放射能管理協会 (ACRO) が、2011 年 3 月から 2012 年 6 月までの期間、福島、宮城両県で採取した環境試料中の放射性物質濃度を測定した。	ACRO	二次情報 公衆の線量評価における全体的な比較に使用	データは、ACRO のウェブサイト[A3]からダウンロードした。 本委員会は試料収集方法の品質について審査しなかったが、試料は、国際的に認められた手順と品質基準に従った実験施設で分析された。
飲料水中の放射性物質濃度測定値	飲料水の試料は、まず 2011 年 3 月 16 日に福島県で採取された。一部地域では、3 月下旬または 4 月上旬までサンプリングは行われなかった。福島県外に関しては ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs のデータのみ入手可能であった。福島県内では ^{132}I も検出された。データ項目は本委員会への提出に先立ち、原子力安全委員会事務局が英語に翻訳した。	厚生労働省(厚労省)	一次情報 公衆の被ばく線量評価に入力	日本政府の公式提供情報 本委員会はこのデータセットを受容可能かつ目的に合うものと判断した。
海水中および堆積物中の放射性物質濃度測定値	福島第一原発周辺沿岸地域の海水と堆積物に含まれる ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に関するデータ	東京電力株式会社(東電)、原子力機構、文科省、海洋研究開発機構、海洋生物環境研究所、水産総合研究センター、日本分析センター、独立行政法人放射線医学総合研究所(放医研)、環境省、福島県水産試験場、福井大学	一次情報 海洋拡散とヒト以外の生物相の被ばく線量評価を検討するために入力	日本政府を通じ、複数の組織から公式に提供された情報 本委員会はこれらの試料が採取、分析、提供されたプロセスを検証した。これらのデータセット内で特定された少数の異常値について問い合わせを行い、異常値はその後使用に先立ち補正された。 本委員会はこのデータセットが受容可能かつ目的に合うものと判断した。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
食品中の放射性物質濃度測定値	このデータベースは FAO/IAEA の指導および農水省と厚労省との協力のもと、食品中の放射性核種濃度について編集されたものである。この「FAO/IAEA 食物データベース」には日本の全 47 都道府県で収集した 500 種類以上の食品が含まれている。	FAO/IAEA, 厚労省 および 農水省	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	データは、厚労省が提供し、FAO/IAEA が編集した情報に基づき、FAO/WHO の国際食品安全当局ネットワーク(INFOSAN)を通じて提供された。 FAO/IAEA と 農水省/厚労省 は、このデータベースを作成するために大掛かりな品質保証プロセスを実施した。(補足資料 C-8) 本委員会は品質保証プロセスを審査し、データセットが受容可能かつ目的に合うものと判断した。
人口データ	性別／年齢構成、都市部と農村部の人口、職業別分布、住戸／集落のタイプ等を含む人口データ 2005 年の国勢調査(人口データ作成時の格子を提供)と 2010 年の国勢調査(人口情報を提供)の両方を使用した。	総務省／統計局	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	データは[M20].からダウンロードした。 本委員会は、データセットは日本政府により品質保証されており目的に合うものとして受け入れた。
居住係数	様々な人口および年齢グループに関する典型的な居住係数についてのデータは、日本の国勢調査データから導出したもので、公式ウェブサイトから入手した。	総務省	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	データは [M19] からダウンロードした。 本委員会は、データセットは日本政府により品質保証されており目的に合うものとして受け入れた。
防護対策	2011 年 11 月、福島県庁は、2011 年 3 月 11 日から 2011 年 7 月 11 日までの 4 か月間における県民の活動を説明する健康管理調査について報告した。全県民に対して行ったアンケート結果に基づき、福島第一原発事故後に避難した県民の動向を代表する 18 のシナリオについての情報が得られた。また、食物と飲料水の摂取制限や安定ヨウ素剤の配布に関する情報等、避難地域における防護対策の状況が報告されている。	福島県庁、日本政府、 放医研	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	日本政府の公式提供情報。 本委員会はこのデータセットを日本政府に品質保証され目的に合うものとして受け入れた。
食物摂取	様々な人口グループ、年齢グループおよび食品グループにおける食物消費習慣に関する情報	農水省, 厚労省	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	日本政府の公式提供情報。 本委員会はデータセットを日本政府に品質を保証されたデータと認め、目的に合うものと判断した。これらのデータは部外秘として提供されたもので、公開されていない。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
農業生産と農作物	日本における主な作付け習慣や家畜の育種習慣などを含む農業生産に関する詳細データ	農水省	一次情報 公衆の被ばく線量評価 に入力	日本政府の公式提供情報 本委員会はこのデータセットを日本政府に品質を保証されたデータと認め、目的に適うものと判断した。
人体内の放射性物質濃度測定値	人体における放射性核種の体外計測結果、特に甲状腺における ^{131}I のモニタリングと、全身における ^{134}Cs と ^{137}Cs のモニタリング結果	福島県（県民健康管理調査）	二次情報 公衆の線量評価結果との比較	日本政府の公式提供情報 本委員会は、線量評価で使用するために提供された人体内の放射性核種の測定値を独自に解析し、データセットが受容可能かつ目的に適うものと判断した。結果の多くは、その後査読のある科学誌で公開された。これらについては附録 C に記載した。
海洋生物相における放射性物質濃度測定値	福島第一原発周辺の沿岸地域に生息する海洋生物相に関する ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs のデータ	東電, 原子力機構, 文科省, 海洋研究開発機構, 海洋生物環境研究所, 水産総合研究センター, 日本分析センター, 放医研, 環境省, 福島県水産試験場、福井大学	一次情報 ヒト以外の生物相の被ばく線量評価に 入力	日本政府を通じて多数の組織から正式に提供された情報 本委員会はこれらの試料の採取、分析、提示のプロセスを審査した。 本委員会はデータセットが受容可能かつ目的に適うものと判断した。
淡水系の媒体中の放射性物質濃度測定値	福島県内の淡水系の水と堆積物中の ^{131}I , ^{134}Cs および ^{137}Cs に関するデータ	環境省, 放医研 および 福島県内水面水産試験場	一次情報 ヒト以外の生物相の被ばく線量評価に 入力	日本政府の公式提供情報 本委員会はこれらの試料の採取、分析、提示のプロセスを審査した。 このデータセットはデータ数が非常に少なく、サンプリングに関する一部の情報が入手できなかった。しかし、試料は認知された手順と品質基準に基づいた実験施設で解析されている。 本委員会はデータセットが受容可能かつ目的に適うものと判断した。
陸生野生生物中の放射性物質濃度測定値	福島第一原発から約 100 km 圏内の各種陸生生物相における ^{131}I , ^{134}Cs および ^{137}Cs に関するデータ	福島県自然保護課	一次情報 ヒト以外の生物相の被ばく線量評価に 入力	日本政府の公式提供情報 本委員会はこれらの試料の採取、分析、提示のプロセスを審査した。本委員会はデータセットが受容可能かつ目的に適うものと判断した。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
海洋生物相および海水中の放射性物質濃度測定値	福島第一原発周辺沿岸地域の各種海洋生物相における ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に関するデータ	グリーンピース	二次情報 ヒト以外の生物相を対象とする線量評価のモデルによる結果との比較に使用	グリーンピースのウェブサイト[G11]から入手したデータ 本委員会はデータセットが受容可能かつ目的に適うものと判断した。一部試料の収集方法が必ずしも十分に記録されていないが、試料は国際的に認知された手順と品質基準に従った実験施設で分析されていた。
東電および協力企業の作業員 24,832 名に関して記録された線量情報	2012 年 10 月 31 日時点の作業員に関する線量分布統計 いくつかの線量範囲に該当する東電と元請企業の作業員数	東電	一次情報 線量分布の解析および提示に使用	本委員会は、過去に東電のプレスリリースで公開された情報と比較しながら、提供情報[T7]の一貫性をチェックした。
21,776 名の東電および元請企業の作業員に関して記録された月間線量情報	21,776 名の作業員に関する以下の情報を含むデータセット 雇用者(東電／元請企業)、2012 年 4 月末時点での作業員の年齢、2011 年 3 月から 2012 年 4 月までの外部被ばくによる月間線量、2011 年 3 月から 2012 年 4 月までの内部被ばくによる月間線量、外部被ばくによる累積線量、内部被ばくによる累積線量、2011 年 3 月から 2012 年 4 月までの累積線量	東電	一次情報 線量分布の解析と提示、内部被ばく線量が最大の 12 名の作業員の特定、および本委員会による線量評価のための 42 名の作業員の任意抽出のために使用。 二次情報 特定の作業員を対象に、本委員会独自の線量評価結果との比較に使用	東電から本委員会に提供されたデータ 本委員会の評価の目的のひとつは、東電が報告し、このデータセットに記載されている作業員の線量の信頼性を判断することであった。 このデータセットには個人の機密情報が含まれているため公開できなかった。

データセットの名称	データセットの説明	データ提供者	使用法	出典と品質保証に関する注釈
内部被ばく線量が最大の 12 名の作業員に関する線量情報	12 名の作業員に関する以下の内容を含むデータセット。 作業員の ID、2012 年 3 月 12 日時点の年齢、身長、体重、性別、作業期間(開始／終了)、測定値の統計、測定日／場所、 ^{129m}Te 、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs 、 ^{136}Cs および ^{137}Cs に関する放射性物質濃度、摂取想定日、摂取想定日と測定日間の日数、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の残留率、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の摂取、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の実効線量係数、 ^{129m}Te 、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs 、 ^{136}Cs and ^{137}Cs による預託実効線量、外部および内部被ばくによる実効線量、線量評価の実施機関(放医研または東電)、頭部、首、手で測定した体表面の放射能レベルとバックグラウンド値、首の皮膚表面の線量率とバックグラウンド値	放医研および東電	一次情報 本委員会による線量評価に使用	放医研と東電から本委員会へ提供されたデータ このデータセットには個人の機密情報が含まれているため公開できなかった。
低線量域から無作為に抽出した 13 名の緊急時作業員に関する線量情報	13 名の各緊急時作業員に関する以下の内容を含むデータセット 作業員の ID、測定日、想定摂取日、外部被ばくによる線量、甲状腺の 5 分間測定による ^{131}I の濃度、 ^{131}I による甲状腺の預託実効線量、全身の 10 分間測定による ^{134}Cs の放射性物質濃度、全身の 10 分間測定による ^{137}Cs の放射性物質濃度、 ^{134}Cs による全身の預託実効線量、 ^{137}Cs による全身の預託実効線量、内部被ばくの評価に関して考えられる仮説(摂取の種類、空気力学的放射能中央径(AMAD)、想定摂取日、化学形)	警察庁	一次情報 本委員会独自の線量評価に使用	東電から本委員会に提供されたデータ このデータセットには個人の機密情報が含まれていたため公開できなかった。
低線量域から無作為に抽出した 21 名の東電の従業員と 21 名の元請企業の作業員に関する線量情報	42 名の各作業員に関する以下の内容を含むデータセット 作業員の ID、線量の範囲 (0-5 mSv/5-10 mSv/20-100 mSv)、会社名 (東電/元請企業)、2012 年 3 月 3 日時点の年齢、性別、作業期間(開始／終了)、測定日／場所、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に関する放射性物質測定値、想定摂取日、想定摂取日から測定日までの日数、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の摂取、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{132}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs による預託実効線量、総預託実効線量	東電	一次情報 本委員会独自の線量評価に使用	東電から本委員会に提供されたデータ このデータセットには個人の機密情報が含まれていたため公開できなかった。
作業員の外部被ばくのモニタリングに使用された個人線量計に関する情報	東電と元請企業の作業員に関して使用された個人線量計のタイプ、適用された技術標準と較正方法に関する詳細情報を記載した文書	東電	一次情報 外部被ばく測定値の信頼性の評価のために使用	東電から本委員会に提供されたデータは附録 D の表 D8 と D9 に報告されている。

III. データ提供者に対する謝辞

日本	消防庁 (FDMA) 福島県立医科大学 (FMU) 福島県自然保護課 福島県水産試験場 福島県内水面水産試験場 水産総合研究センター (FRA) 国土地理院 (GSI) 環境科学技術研究所 (IES) 海洋研究開発機構 (JAMSTEC) 日本原子力研究開発機構 (JAEA) 日本分析センター (JCAC) 海上保安庁 (JCG) 気象庁 (JMA) 原子力安全基盤機構 (JNES) (旧) 海洋生物環境研究所 (MERI) 農林水産省 (MAFF) 防衛省 (MOD) 文部科学省 (MEXT) 経済産業省 (METI) 外務省 (MOFA) 厚生労働省 (MHLW) 総務省 (MIC) 国土交通省 (MLIT) 環境省 (MOE) 放射線医学総合研究所 (NIRS) 警察庁 (NPA) 原子力安全・保安院 (NISA) (旧) 原子力規制委員会 (NRA) 原子力安全委員会 (NSC) (旧) 放射線影響協会 (REA) 放射線審議会 電気事業連合会 東京電力株式会社 (TEPCO) 東京海洋大学 福井大学
他の加盟国	
アルゼンチン	原子力規制委員会
オーストラリア	放射線防護原子力安全局 (ARPANSA) 気象局
ベラルーシ	天然資源環境保護省
ベルギー	連邦原子力管理庁
ブラジル	放射線防護線量評価研究所 原子力およびエネルギー研究所
カナダ	カナダ気象センター (CMC) カナダ保健省 カナダ天然資源省

中国	環境保護省
フィンランド	放射線および核安全局 (STUK)
フランス	放射線防護原子力安全研究所 (IRSN) 代替エネルギー・原子力委員会 (CEA)
ドイツ	ドイツ連邦放射線防護庁 (BfS)
インド	バーバー原子力研究センター
インドネシア	国家原子力委員会 (BATAN)
マレーシア	保健省 科学技術・イノベーション省
メキシコ	原子力安全・保障措置委員会
パキスタン	パキスタン原子力規制庁
フィリピン	フィリピン原子力研究所
ポーランド	原子力規制庁 (PAA)
大韓民国	大韓民国気象庁
ロシア連邦	ロシア連邦医学生物庁 放射線衛生研究所
シンガポール	環境庁
スロバキア	スロバキア共和国公衆衛生院
スペイン	原子力安全委員会
スウェーデン	リンショーピン大学 ルンド大学 スウェーデン防衛研究所 スウェーデン放射線安全庁 スウェーデン農業科学大学 スウェーデン女性の自発的防衛組織
英国	英国公衆衛生庁 (PHE) (前健康保護庁) 気象庁
アメリカ合衆国	国防総省 (DoD) エネルギー省 (DOE) 環境保護庁 (EPA) 食品医薬品局 (FDA) 米国海洋大気庁 (NOAA) 原子力規制委員会 (NRC)
国際機関	
国際 政府間機関	包括的核実験禁止条約機関 (CTBTO) 準備委員会 国連食糧農業機関 (FAO) 国際原子力機関 (IAEA) 世界保健機関 (WHO) 世界気象機関 (WMO)

附録B. 放射性核種の放出、拡散および沈着

I. 緒言	103
II. 放射性核種放出	104
A. 大気への放出	104
B. 海洋への放出	118
III. 大気中の移行と拡散	121
A. 気象条件	121
B. 観測との統合	121
C. 大気中の拡散パターン	125
D. 拡散および沈着の評価方法と評価結果	128
E. 測定値が存在しない場合における環境中放射性核種レベルの推定の信頼性	132
IV. 海洋における移行と拡散	137
A. 観測との統合	137
B. 海洋拡散モデルと妥当性検討	140
C. 拡散評価の結果	143

I. 緒言

B1. 本附録には、福島第一原子力発電所(福島第一原発)の事故による放射性核種の大気および海洋への放出と、その後の環境への拡散に関する本委員会の評価を記載する(評価の時間スケールについては科学的付属書の本文第 I 章参照)。

B2. 放射性核種の大気および海洋への放出の推定に関しては、総量および放出率の時間変化の概要をセクション II に記載する。大気中への放出が最大であった期間(3 月 11~31 日)における気象条件はセクション III で説明する。具体的には、放出物質がどこで、どのように大気中に拡散したか、どのように大気中から日本の陸圏と海面に沈着したかという観点から、当時の気象条件が及ぼした影響を考察する。これらの気象条件と大気中への放出の時間変化に基づき、環境中の放射性核種の空間的および時間的分布(つまり、放射性核種の大気中濃度および地表に沈着した濃度の時間変化)に関する推定を、大気移行・拡散・沈着モデル(ATDM)を用いて行った。この目的は、測定値が存在しない場所および時間における環境中の放射性物質レベルを推定することにある。これらの測定および推定レベルは附録Cで考察した公衆の線量評価を裏付けるものであった。海洋への放射性物質の拡散(直接的または間接的)はセクション IV で考察する。

II. 放射性核種放出

A. 大気への放出

B3. 福島第一原発事故は、大量の放射性物質の環境への放出をもたらした。大量の核分裂生成物や放射化生成物が、主にエアロゾルや気体として、原子炉内の溶融燃料から放出された。公衆と作業員の放射線被ばくに最も大きく寄与したのはヨウ素、セシウム、テルリウムおよび希ガスの同位体であった。事故は、原子力・安全保安院(保安院)により、国際原子力事象評価尺度(INES)の最高レベル(レベル 7)に分類された。放射性物質の放出につながった各原子炉での主な事象シーケンスについて、以下に要約する。

1. 事故シーケンス

B4. 2011 年 3 月 11 日の 14 時 46 分(日本標準時(³⁰JST): 以下同様)に東日本の太平洋側沿岸部で発生した地震により、福島第一原発の 1 号機から 3 号機は自動停止した。他の 3 基(4 号機から 6 号機)は通常の定期検査のため既に停止しており、4 号機は燃料が完全に取り出された状態であった。地震により、新福島変電所から福島第一原発に電力を供給する送電線が被害を受け、福島第一原発は全ての外部電源を喪失した。さらに、事故後 1 時間足らずで、津波により福島第一原発サイトが浸水し、多数の緊急安全システム、特に所内配電システムと直流電源設備が水没した。1 号機、2 号機および 4 号機は全電源を喪失した。3 号機は 3 月 12 日の夜から 13 日の朝にかけて、直流電源喪失後最初の全電源喪失が起きた。津波は車両、重機およびオイルタンク、倒壊した建物、設備や施設を押し流し、原発サイトをより広く壊滅させた。この異常な状況が 1 号機、2 号機および 3 号機の炉心溶融につながり、大量の放射性物質が大気と海洋へ放出された。

B5. 福島第一原発 1 号機～3 号機からの放射性物質の放出に影響を与えた主な事象(東京電力福島原子力発電所事故調査委員会[I9]が 2012 年 7 月に提出し、福島原子力発電所国会事故調査委員会[N2]の 2012 年報告書で補完された最終報告書に記載)を表 B1 に要約する。

³⁰本附録において、特に特に記述されない限り、日付および時間は日本標準時(JST)によるものである。

表 B1. 福島第一原発1号機～3号機からの放射性物質の放出に影響を与えた主な事象の要約[I9, N2] 時間は全て日本標準時間で表記。

月日(2011年)	1号機	2号機	3号機
3月11日	14:46 地震		
	自動停止(スクラム ³¹) 外部交流電源喪失 非常用ディーゼル発電機自動起動		
	14:52 非常用復水器(IC)による炉心冷却開始。	14:50 原子炉隔離時冷却(RCIC)系による炉心冷却開始。	15:05 原子炉隔離時冷却(RCIC)系による炉心冷却開始。
	15:35 大津波		
	15:37 全電源喪失		15:37 交流電源喪失
	全電源喪失後、IC 運転停止 ~20:00 炉心および原子炉圧力容器の損傷が始まったと考えられる。 ~21:50 原子炉建屋内の放射線が上昇、建屋が立ち入り禁止となる。 ~22:00 炉心は相当損傷していた可能性が高い。	RCIC は約 70 時間運転を継続していたが、直流電源不足ため、その運転は制御不能であった。	16:03 RCIC を手動で再起動; RCIC 約 21 時間運転を継続; 直流電源により測定機器が正常に機能し始める。
3月12日	02:45 原子炉圧力容器が破損した可能性が非常に高い。 04:50 サイト外への放出の最初の兆候が検出される。原発サイト境界の周辺線量当量率は 1μSv/h。 15:36 原子炉建屋内に充満していた水素が爆発; 大量の放射性物質が大気中に放出された可能性が高い; 原発サイト境界での線量率は約 1mSv/h まで上昇。 19:04 消防車による原子炉への海水注入開始。	~04:20 から ~05:00 RCIC の水源をサブプレッションチェンバーに切り替え。 15:36 1号機の爆発により原子炉建屋のブローアウトパネルが壊れ開放。	11:36 RCIC と原子炉への注水停止。 12:35 高圧注入 (HPCI) 系統が自動作動し、水位を回復。 ~19:00 HPCI は許容運転範囲以下で作動。 20:36 原子炉水位測定装置が作動不能となり、HPCI の注水容量が水位の維持に不十分となり始める。

³¹ スクラムとは、通常、自動または原子炉運転員の手動で、制御棒の迅速な挿入により、原子炉を直ちに停止させる安全上の機能。「原子炉トリップ」とも言う。

3月13日			<p>02:42 代替ディーゼル駆動消火ポンプシステム利用の可能性を確認する前に、損傷の可能性を懸念し HPCI を手動で停止; HPCI の再起動失敗。</p> <p>~02:45 安全逃し弁による原子炉圧力容器内の減圧失敗。</p> <p>06:30 から 09:10 原子炉圧力容器が破損し、閉じ込め機能が劣化した可能性が高い。</p> <p>~08:45 原子炉格納容器のベント開始。</p> <p>09:25 淡水注入開始。</p> <p>12:20 用水タンクが空になる; 原子炉水位が再度低下。</p> <p>13:12 海水注入を開始するが、たびたび中断を余儀なくされ、流量は炉心の冠水には不十分。</p>
3月14日		<p>04:30 サプレッションチェンバーの圧力モニタリング開始。</p> <p>09:00 RCIC の注水能力の低下が始まる。</p> <p>12:30 RCIC 故障。原子炉への注水停止。</p> <p>13:45 から 18:10 原子炉格納容器破損の可能性。</p> <p>~16:34 安全逃し弁から原子炉圧力容器の減圧開始。</p> <p>18:22 までに炉心が完全に露出した兆候を観測。</p> <p>19:57 海水注入を開始するも数回にわたり中断。</p> <p>~21:18 原子炉圧力容器閉じ込め機能不良。</p>	<p>11:01 原子炉建屋で水素爆発が発生し、大量の放射性物質が放出されたものとみられる。</p> <p>16:30 海水注入を再開するが、幾度か中断。</p>
3月15日		<p>~07:38 から 放射性物質の大量放出; ピーク線量率; 09:00 に原発サイト境界で約 12,000μSv/h。</p> <p>19:54 多量の海水を原子炉に注水することに成功; その後数日間海水注入を継続。原子炉圧力の変化を受け、成功の度合はさまざま。</p>	<p>06:00 から 06:12 3号機からベントされたガスが逆流し、4号機で水素爆発発生。</p>
3月20日	外部電源復旧。1号機は徐々に制御された状態に復帰。	外部電源復旧。2号機は徐々に制御された状態に復帰。	
3月22日			外部電源復旧。3号機は徐々に制御された状態に復帰。

注: 4号機の使用済み燃料貯蔵プールの冷却方法の妥当性について、特に燃料が露出し(地震による被害による)、その結果過熱状態になるのではないかと懸念が事故発生中にたびたび表明されていた。しかし、このような懸念にもかかわらず、燃料は露出することなく冷却は保たれ、使用済み燃料プールからは放射性物質は放出されなかった。さらに、3月15日に4号機を破壊した水素爆発の原因は、3号機のベントによるガスの逆流だった(上記参照)。

2. ソースタームの推定アプローチ

B6. 以下の 2 つの主要目的のためにソースターム(すなわち、放射性核種の環境への放出の時間変化)の推定が行われた。

(a) 環境に放出された放射性物質の量を示すため

(b) 測定値が入手不可能、あるいはもはや測定不能である環境中の地点における放射性核種の拡散および沈着を、モデル(たとえば、大気中および海洋中での拡散)と組み合わせて推定するため。

公衆の被ばく線量を推定するため、本委員会は、環境中の放射性核種の測定値と推定値を使用した(附録 C 参照)。

B7. 放射性物質の大気への放出については、次の 2 つの相補的アプローチを使って推定することができる: (a) 事故がどのように進展したかという解析に基づくアプローチ、および (b) 環境中の放射性物質の測定値に基づいて、それらの放射性物質の大気中の移行経路を放出源まで再構築するリバース法またはインバース法と呼ばれる逆推定法を用いるアプローチ。両アプローチとも限界があり、不確かな部分が多い。

B8. 事故の進展解析に基づく最初のアプローチでは MELCOR [G4]、ASTEC [C5] および MAAP [E3] などの原子炉シミュレーションコードを用いる。これらの計算コードの主な入力情報として、(a) 事故の進展中に発生したと分かっている事象あるいは発生したと想定される事象、および (b) 原子炉の特徴が挙げられる。シミュレーションは、原子炉とそのシステムの様々な部分の詳細なモデル化に基づくものであり、シビアアクシデントの諸段階に関係する全ての物理および化学現象(たとえば、熱水力学条件、冷却機能の低下時または喪失時の温度上昇に伴う燃料の挙動、燃料の過熱に伴う燃料から原子炉冷却材への放射性核種の放出、水素の生成、燃料の熔融に伴う炉心の劣化および原子炉容器底部との相互作用、放射性核種の格納容器内部での保持および何らかの漏えい経路による環境への放出など)に対応する。これらの計算コードは、特に、起こりうるシビアアクシデントの発生を防止緩和するための原子炉設計に関連して、原子炉安全評価のために開発され、現在広範囲に利用されている。しかし、実際の事故発生後の放射性核種の放出の推定において、これらコードの使用に伴う不確かさは、事故の進展に伴う主要なプラントパラメータに関する具体的な情報の不足、事故が進展中の主要事象の時期と性質に関する重要な仮定を立てる必要性、そして、モデルがなおも現実を大幅に単純化したものであるため、なおさら大きくなる。福島原子力発電所国会事故調査委員会 [N2] は、損傷した原子炉の内部で実際に何が起こったのかについて大きな不確かさが存在することから、現在および今後のこれらの方法の信頼性について大きな懸念を表明している。これまでに発表されたこれら方法に基づく推定では、事故後数日間の放出だけを考慮しているが、本委員会では全ての有意な放出を考慮する必要があるため、委員会の被ばく推定の目的に対するこれらの推定の有益性は限定的である。

B9. 2 番目のアプローチは環境中の放射性物質測定とリバース法またはインバース法と呼ばれる逆推定法のモデル計算に基づいている:

(a) リバース法のモデル計算では、環境中の放射性核種の測定値または線量率と、大気中の放射性核種の拡散シミュレーションから導いた推定値を比較して、放射性核種の放出率を評価する。放射性核種の単位放出当たりの環境中のレベルを推定するために、大気移行・拡散・沈着モデル(ATDM)を用いる。各測定地点は独立して考慮され、推定値を測定値と比較する; 測定したレベルに合わせるために放出量を経験的に調整する。たとえば、大気中濃度と地表の沈着密度の

時間変化、線量率、およびダストの試料など、環境中の放射性核種の一連の測定値との比較が可能である。このアプローチの欠点は、測定値、沈着モデル、気象データにおける不確かさ、あるいは偏りを考慮に入れない点である。

(b) インバース法のモデル計算は、リバース法と似ているが、数学的に、より洗練されたアプローチである。このモデル計算では、計算値(通常 ATDM で導く)と測定値との差に寄与する技術的誤差の原因の全てを含む関数を最小化することにより、測定値(放射性核種の濃度または沈着密度、あるいは線量率)をソースタームに関連付ける(マトリックス)等式を解く。したがって、技術的誤差は明示的に考慮に入れる。

B10. 2 番目のアプローチを用いた推定値にも多くの不確かさが付随する;その推定値の品質が、環境中の放射線または放射性物質の測定値および時間的・空間的に十分な解像度の気象データを入手できるか否か、また入手した測定値やデータの品質が高いかどうかによって影響されるためである。放出の複雑性(たとえば、高さ、熱エネルギーおよび時間的变化に伴う化学的形態など、その規模や特徴の著しいばらつき)が不確かさを拡大する。さらに、逆推定法のモデル計算で推定されている場合、ソースタームは、その導出に用いた測定データ、気象および ATDM に密接に結びつき依存している。したがって、測定データとともに別の気象または別の ATDM が用いられた場合、結果として導かれるソースタームの推定は、異なったものになるはずである。したがって、厳密に言えば、この方法で得た推定値は、その導出に用いたと同じ気象および ATDM を採用すると、環境レベルの推定に最適となると考えられる。環境中の放射性核種濃度の予測に異なる気象および ATDM を使用する場合は、測定値との適合がそれほど良くない可能性がある(少なくとも逆推定法のモデル計算に用いられた測定点においては)。これが実践上どの程度問題になるかについては、現在も科学的考察が続けられている。

3. ソースタームの推定

B11. 福島第一原発からの放射性物質の放出に関しては多数の推定が発表されてきた。これらを被ばく上、より重要な 2 つの放射性核種 ^{131}I と ^{137}Cs の総放出量の観点から表 B2 に要約する。ともに、使用した方法と、推定が行われた日付および／または推定が発表された日付を記載した。最も早い推定は、まだ事故が進展中であった 2011 年 3 月下旬に行われた。他の推定はその後数か月間に行われたが、その多くが、より多くの情報(事故の進展と環境測定に関連)が入手可能になるにつれ、また方法が進歩するにつれ、より確度の高いものとなった。この問題は現在も研究、調査が活発に行われており、今後さらなる改善が期待される。

表 B2. 福島第一原発事故に関して推定されるソースターム
 厳密に言えば、総放出量の各推定値は全て直接比較可能なわけではない^a

参考文献	発行日	総放出量 ^a (PBq)		使用したアプローチ	注釈
		¹³¹ I	¹³⁷ Cs		
IRSN [I31]	2011 年 3 月 22 日	90	10	事故の進展	事故がまだ進展中の限られた情報に基づく。推定の対象期間は 2011 年 3 月 12 日から 22 日。
ZAMG [Z3]	2011 年 3 月 22 日	400	33	リバース法のモデル計算	事故がまだ進展中の限られた情報に基づく。推定の対象期間は事故後最初の 4 日間 (2011 年 3 月 12 日から 15 日一杯まで)
NISA [N13]	2011 年 4 月 12 日	130	6	事故の進展	事故の深刻度を INES 評価で表す目的で行われた推定。
NISA [N14]	2011 年 6 月 6 日	160	15	事故の進展	推定の対象期間は 2011 年 3 月 12 日から 18 日。
Chino et al. [C6]	2011 年 7 月	150	13	リバース法のモデル計算	2011 年 3 月 12 日から 31 日までの期間のみに関する推定。その時点で入手可能だった限られた情報に基づく。その後、Katata et al. [K1] と Terada et al. [T19] により確度が高められた。
NISA ^b	2012 年 2 月 16 日	150	8	事故の進展	限定された期間のみの放出を対象とする。
Stohl et al. [S11]	2012 年 3 月 1 日 ^c	—	37	インバース法のモデル計算	北半球における CTBTO による測定のみに基づく。3 基の原子炉と 4 号機の使用済み燃料プールからの総放出量の仮定に基づく最初の推定を基に、MELCOR と現場での線量率測定値を用い、事故シーケンスを解析した。他のほとんどの推定値に比べ過大評価と考えられる。
Winiarek et al. [W15]	2012 年 3 月 9 日	190~380	12	インバース法のモデル計算	最初の推定の有無にかかわらず、インバース法のモデル計算で、同様の結果を得た (最初の推定として IRSN が推定したソースタームを使用)。ソースタームの推定は日本の陸圏に部分的または完全に拡散した放出に限られている。
TEPCO [T13, T15]	2012 年 5 月 24 日	≈500	≈10	リバース法のモデル計算	現場のモニタリング車両が測定した線量率に基づくが、過小評価とは極めて考えにくい。推定の対象期間は 2011 年 3 月 12 日から 31 日。
Terada et al. [T19]	2012 年 6 月 19 日	120	9	リバース法のモデル計算	Chino et al. [C6] と Katata et al. [K1] の推定の確度をさらに高めた推定。海上への放出は陸上への放出を内挿して推定した。
Mathieu et al. [M6]	2012 年 6 月	197	20.6	順方向モデル計算とリバース法のモデル計算	IRSN のコードを用いた、原発サイト内外での線量率測定に基づく。ソースタームの推定は日本の陸圏に対し部分的または完全に拡散した放出に限られている。
Katata et al. [K1]	2012 年 6 月	130	11	リバース法のモデル計算	事故の初期段階におけるより広範なモニタリングデータを用いて Chino et al. [C6] による推定の確度を高めたもの。表中の放出値は 2011 年 3 月 17 日までの期間に対する Katata et al. の推定値と 3 月 17 日以降の期間に対する Chino et al. の推定値の合計である。3 月 17 日までの期間について、Katata et al. は ¹³¹ I と ¹³⁷ Cs の放出量をそれぞれ 44 と 3.9PBq と推定している。
Hoshi and Hirano [H9]	2012 年 9 月 17 日	250~340	7.3~13	事故の進展	2011 年 3 月 11 日から 17 日までの期間に対する推定。
Achim et al. [A2]	2012 年 9 月	400	10	リバース法のモデル計算	北半球における CTBTO の測定値のみを利用。粒子状 ¹³¹ I の放出量を 100PBq と推定。総放出量はより不確かで、ヨウ素の気体-粒子換算に関する仮定に依存。

参考文献	発行日	総放出量 ^a (PBq)		使用したアプローチ	注釈
		¹³¹ I	¹³⁷ Cs		
Kobayashi et al. [K18]	2013 年 3 月 15 日	200	13	リバース法のモデル計算	直接海上に拡散した放射性核種を(内挿法を使わず)より正確に推定するために Terada et al. [T19] による推定の確度を高めたもの。大気中および海上での拡散シミュレーションと太平洋上での ¹³⁴ Cs 観測値を組み合わせた。
Saunier et al. [S3]	2013 年 11 月 25 日 ^d	106	15.5	インバース法のモデル計算	日本国内 57 か所の観測所で得た線量率測定値だけにに基づき、インバース式モデル計算に (IRSN コードを用いた) 独自のアプローチを使用した。ソースタームの推定は日本の陸圏に対し部分的または完全に拡散した放出に限られている。

^a 総放出量の各推定値は全て直接比較可能なわけではない。総放出量の推定値の多くは実際には総量ではなく、これについては適宜注釈欄に記載した。一部の推定値は特定期間の放出量である。リバース法またはインバース法のモデル計算に基づく推定では、全て海上に拡散した放出量を推定するのに異なるアプローチを用いている: 一部のケースでは、日本の陸圏への拡散のシミュレーションにより求めた放出量の推定値間と内挿により放出量を推定している(すなわち、環境測定が実施された)。別のケースでは、日本の陸圏に全部または一部が拡散された総放出量の要素を単純に総量に含めていない。一つのケースでは、総放出量を推定するため、陸上での環境測定値を海水中の測定値で補完している。

^b [T13, T15]に引用されている。

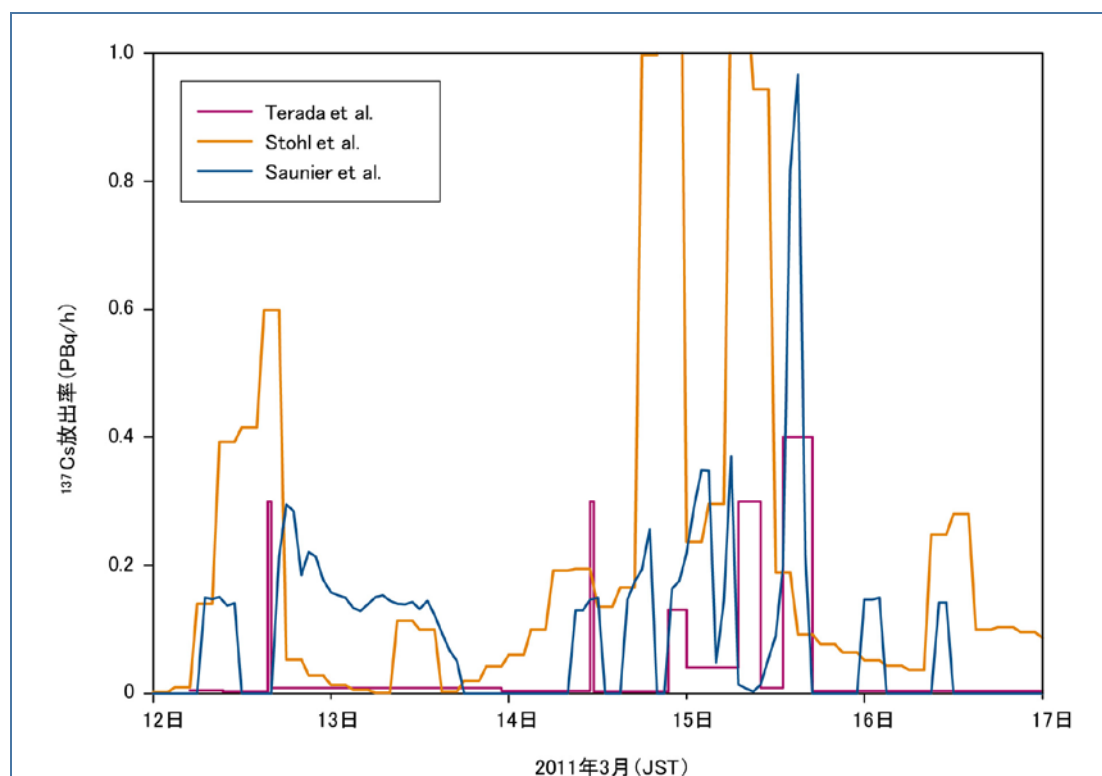
^c 2011 年10月20日付けの検討資料としてオンラインで公開されている。

^d 2013 年6月12日付けの検討資料としてオンラインで公開されている。

B12. 放出量の推定に本質的に不確かさを含むということ、全ての推定値が直接的に比較可能でないこと(すなわち、一部の初期の推定値は事故後最初の数日間だけに関するものであるのに対し、他の推定値ははるかに長い期間にわたる放出を統合していること:大気中への総放出量を推定した推定値もあれば、日本の陸圏に対し部分的または完全に拡散したもののみを対象とする推定値もあること—表 B2 参照)を考慮すると、2 つの主要な放射性核種の放出量に関する様々な推定値は、相対的に小さな範囲に留まった。 ^{131}I に関しては、推定値は約 100PBq から 500PBq の範囲、 ^{137}Cs に関しては、全体的には、約 6PBq から 20PBq の範囲にあった(ただし、より限定的な情報に基づき最大で 40PBq とする推定もあった)。ちなみに、チェルノブイリ事故後の ^{131}I と ^{137}Cs 放出量はそれぞれ 1,760PBq と 85PBq と推定され[U12]、福島第一原発事故の場合の表 B2 に記載した平均推定値に対して、それぞれ約 10 倍と 5 倍であった。

B13. しかし、放出パターンの時間変化に関する推定においては、公開された推定値の内 3 つを表した図 B-I から明らかなように、より大きなばらつきが見られる。3 つの推定値全てにおいて、3 基の原子炉で発生した主要事象に対応して ^{137}Cs 推定放出量がピークに達しているが、これらのピークを推定するにあたり、その発生時期と継続期間は異なり、また特定の時期における規模に 10 倍以上の変動があった。

図 B-I. ^{137}Cs の経時的放出率パターンに関する3つの推定[S3, S11, T19]



B14. 各推定には、その実施時期と実施方法を反映し、それぞれ異なる長所と短所がある。後から行われた推定が早期に実施された推定の確度を高めた結果である場合が多いため、および/また、追加の情報が利用できるため、基本的に本委員会は後に行われた推定を選択した。さらに、本委員会は、次の 3 つの理由から、逆推定法のモデル計算を使って導いた推定が事故の進展解析から導いた推定よりも好ましいと考えた。:(a) 前者は環境中の放射性核種の測定値に基づいているため、より信頼性が高いと判断される;(b) 本委員会は福島原子力発電所国会事故調査委員会[N2]が、事故の進展に基づく推定の信頼性について、報告書で大きな懸念を表明していることを認識している;さらに(c) 事故の進展に基づく推定は限られた放出期間のみを対象としている。

B15. 本委員会は、目的を達成するために、測定値が存在しない環境中の放射性物質のレベルを推定するための合理的な基礎を最も適切に提供できるソースタームを1つ選定しなければならなかった。これらのレベルはその後の線量推定に不可欠な入力情報であった（本附属書本文の第 IV 章と附録 C 参照）。したがって、逆推定法のモデル計算に基づく推定は、事故の進展に基づくシミュレーションに比べて、環境中の放射性物質の測定値から導出され、それらに対して最適化されているという意味合いにおいて、明らかに好ましいものであった。本委員会は、逆推定法のモデル計算に基づく推定の中から Terada et al. [T19] が推定したソースタームを使用することを選択した。これは日本の原子力機構の科学者グループ [C6, K1]が行った一連の確度向上化作業の最後から 2 番目における推定である。この推定は、日本の陸圏における放射性物質の測定に加え、太平洋における放射性物質の測定を考慮した Kobayashi et al. [K18] による最新の確度向上の結果に優先して選ばれた。Kobayashi et al.の推定とは異なり、Terada et al.は日本の陸圏各地で入手可能な放出測定値間の内挿により全て海上に拡散した放出の規模を推定している。本委員会が Kobayashi et al.のソースタームを採用していれば、陸域環境の放射性物質濃度を過大に評価していたと思われる。そして、それは、放射線被ばくの現実的評価を行なうという本委員会の意図と矛盾する結果になっていた可能性がある。本委員会が選択した時点では Saunier et al. [S3] の推定が発表されていなかったため、この推定したソースタームを考察しなかった。しかし、その後、本委員会は、Terada et al.のソースタームを使用する場合に立てるいくつかの仮定の信頼性を試験するために、この推定を、環境中の放射性核種レベルを推定するための ATDM シミュレーションとともに採用した（本附録のセクション III.E 参照）。

B16. Terada et al.が推定した ^{131}I と ^{137}Cs の放出量は、下限に近いものではあったが、表 B2 に示した公開されているソースタームの範囲内であった。Terada et al.による推定放出量は、測定値がまだ存在しない陸域環境での放射性物質の濃度を推定する上で、合理的な基礎を提供するものであったが、放出が全て海上に拡散したという仮定を立てたことで、これらの放射性核種の総放出量を恐らく最大で 2 分の 1 程度に過小評価している可能性があることが示唆されている。（表 B2 参照）。本委員会は、その目的のため、測定値が存在しない陸域環境の放射性物質濃度を推定するための合理的な基礎を提供するソースタームを特定しなければならなかった。1つの例外（事故の初期段階での避難者に関するもの）を除いて、想定したソースタームとその後の大気中への拡散に基づいて推定した環境中の放射性核種レベルは、絶対的な意味では、決して採用しなかった。このような放射性核種レベルはむしろ、大気中の放射性核種濃度を推測するために、測定された地表の放射性核種の沈着密度をスケールリングするという、相対的な意味で採用した。相対的な意味で用いる場合、スケールリング（および推測した大気中濃度）は、ソースターム選択の妥当性にあまり影響されない（本附録のセクション E 参照）。

B17. Terada et al. は ^{131}I および ^{137}Cs 放出量の時間変化を推定した。これら 2 つの放射性核種は、 ^{134}Cs と並び、人々の被ばくにとって圧倒的に大きな寄与要因であった。これら以外にも多数の放射性核種が事故で放出されていると思われ、その一部は環境中で測定されている。しかし、線量に有意に寄与するのに十分な量が放出された放射性核種は非常に少ない。本委員会は有意に寄与した可能性がある放射性核種をソースタームに採用したが、それらはヨウ素とセシウムの他の同位体 ^{132}Te と ^{133}Xe であった。

B18. 超短半減期放射性核種が持つ重要性は、原子炉の停止と最初の放出発生とのずれ（約 14 時間）により大幅に減少した。ストロンチウム、バリウムおよびプルトニウムなどの元素の同位体も少量放出されてはいるが、それらは、揮発性がはるかに低いため、ヨウ素とセシウムの同位体の放出に比べ重要性は非常に小さい。これは環境測定でも確認されている[N18]³²。

³² この状況はチェルノブイリ事故の状況と明確に異なる；（例えば、ストロンチウムやプルトニウムなどの）揮発性の低い元素は、最初の爆発と炉心の一部の物理的崩壊の結果、相対的に大量に大気中へ放出された。福島第一原発事故では同様のメカニズムは発生しなかった。福島第一原発では、元素の揮発性とそれらが他のメカニズム（例えば、サブプレッションプール）によって格納容器内に保持された度合が、放出量の主要な決定因子となった。

B19. ヨウ素とセシウムその他の同位体の放出は、停止時に 3 基の原子炉内に存在した ^{131}I と ^{137}Cs の各インベントリの割合に応じて、また何らかの放出が発生するまでの期間における放射性壊変を考慮に入れて ^{131}I と ^{137}Cs の放出量から推定した。ヨウ素の全ての同位体（および同様にセシウムの全ての同位体）の挙動が、特定の原子炉とその格納容器システム内で同一であるため、このアプローチは正当であると考えられた。結果的に、それらの少量の放出（ある特定の時点におけるそれらのインベントリに関する）は同一であった。表 B3 に、停止時における 3 基の原子炉それぞれにおけるヨウ素とセシウムその他の同位体の比率[N16]と、3 基全体での同比率を示す。運転履歴が異なることを反映して、3 基の原子炉ではこれらの比率が若干異なっていた。これら他の放射性同位体の放出を推定する際、放出期間全体に適用すべく平均値を仮定した。原子炉停止時（2011 年 3 月 11 日 14:46 日本標準時）まで遡った放射性壊変に関して補正した ^{133}I 対 ^{131}I の比率は、2011 年 3 月 14 日から 20 日までの期間に日本各地で採取された空気試料の測定値と、CTBTO のネットワークによる測定値から求めた（図 B-II）。測定された比率は、3 基の原子炉のインベントリから平均した ^{133}I 対 ^{131}I の比率と概ね一致した。ヨウ素の同位体については、測定値において、粒子状と気体状／元素状の比が大幅に変動していることを認識しつつ、ここでは同量放出されたと仮定した（粒子状の割合は、一般的に、約 20% から 70% の範囲内）[F7, O2]。しかし、親核種 ^{132}Te の放射性壊変で生成される ^{132}I は、粒子状（つまり、親核種に想定された形状）のみで放出されたと仮定した。

表 B3. 原子炉停止時（2011 年 3 月 11 日 14:46、JST）における 3 基の原子炉内の ^{131}I または ^{137}Cs の量と他の放射性核種の量の比率[N16]

原子炉	放射性核種の比率				
	$^{132}\text{I}/^{131}\text{I}$	$^{133}\text{I}/^{131}\text{I}$	$^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	$^{136}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
1 号機	1.47	2.10	9.7	0.94	0.27
2 号機	1.47	2.09	13.2	1.08	0.32
3 号機	1.47	2.10	14.0	1.05	0.34
平均比率（1～3 号機）	1.47	2.10	12.4	1.03	0.31

B20. しかし、テルリウム同位体の放出に関しては、原子炉内での化学的性質、物理的特徴及び挙動が、セシウムまたはヨウ素の同位体と全く異なったものであり、また放出の時期と規模も影響するため、セシウムまたはヨウ素の同位体の放出と直接相関するとしなければならない論理的理由は見付かなかった。図 B-III と B-IV には、空気試料中の ^{137}Cs の測定濃度に対する ^{132}Te の同測定濃度を示す。図 B-III には、各研究機関が様々な時期に日本で実施した測定の結果も記載する。他にも測定結果は存在するが、比率にはより大きなばらつきがあり、そのため、それらの信頼性にさらに疑問が生じている。図 B-IV には CTBTO ネットワークの測定値を示す（詳細については補足資料 B-1 参照）。データ中の線は、 ^{132}Te と ^{137}Cs それぞれのインベントリの比率を示す（停止時の放射性壊変に関して補正済み）。測定された $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ の比率は、一般的に、値にして 2～3 から 20～30 と、時間と場所により、大きく異なるものとなった。しかし、このデータは、 ^{132}Te の放出の時間依存性を推定またはモデル化するには十分に理解できるものでなく、一貫性もなかった。この種のデータがないため、 ^{137}Cs の放出に対する ^{132}Te の放出は、停止時の 3 基の原子炉内におけるそれらの各インベントリから一定、すなわち、表 B3 に示す通り平均比率の 12.4 と決定した。大まかに言えば、この仮定は妥当である（図 B-III と B-IV 中の線とデータ間の比較参照）。しかし、これは特定の放出期間中の ^{132}Te の放出を過小および過大評価する結果を導き、ひいては、この放射性核種の推定線量への寄与にも影響した可能性がある。

図 B-II. 2011年3月14日から20日までに日本各地で採取された空気試料とCTBTOネットワークの試料中の ^{133}I と ^{131}I の比率(2011年3月11日14:46 JSTの原子炉停止時の放射性壊変に関して補正済み、補足資料B-1参照)

破線は3基が停止した時点での2つの同位体のそれぞれのインベントリの平均比率である2.1に対応している[K5, O2, T6]。CTBTOのデータに関しては補足資料B-1参照。高崎の検出前に関して: 異常な予備信号が記録された最初の2日間にCTBTO高崎観測所で収集されたデータ。これらのデータは放射性核種の比率確認の目的でのみ有効とみなす。

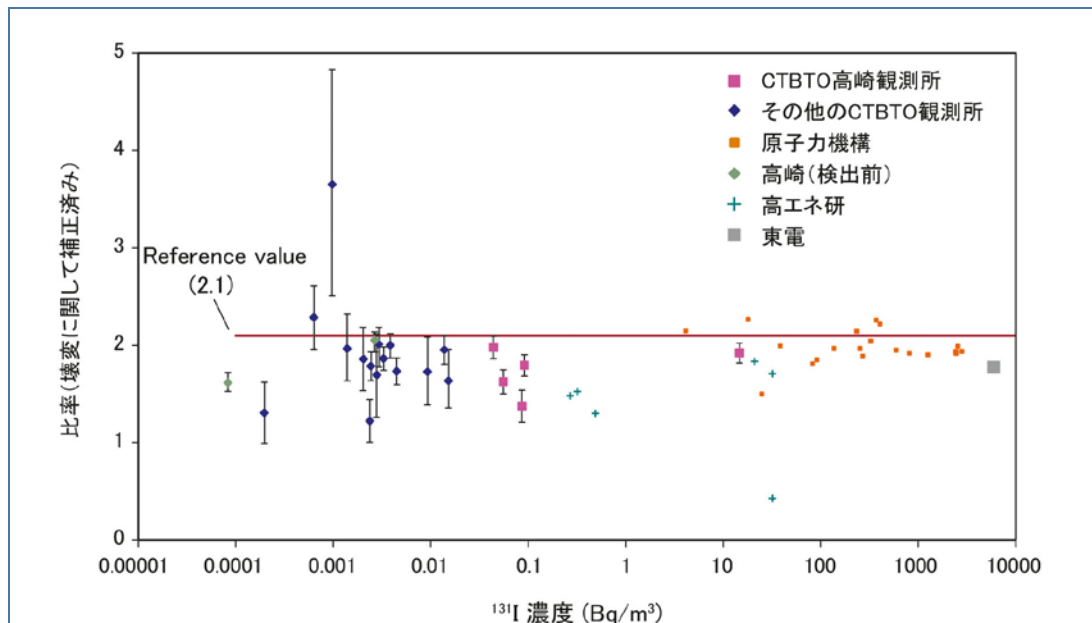


図 B-III. 日本国内各地で、各時期(JST)に測定された空気試料中の ^{132}Te と ^{137}Cs の濃度の比率
線は、 ^{132}Te と ^{137}Cs の放出が3基の原子炉内でのそれぞれのインベントリに比例する場合、その比率がどのように経時変化するかを示す[A9, F7, J6, K5, O2]。

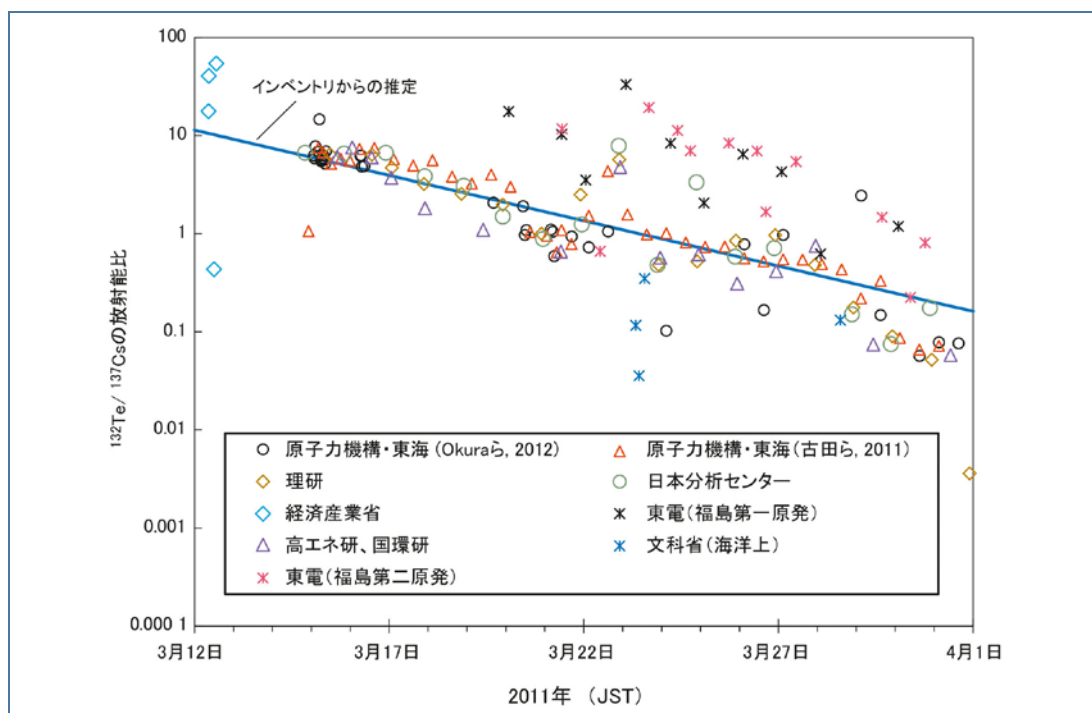
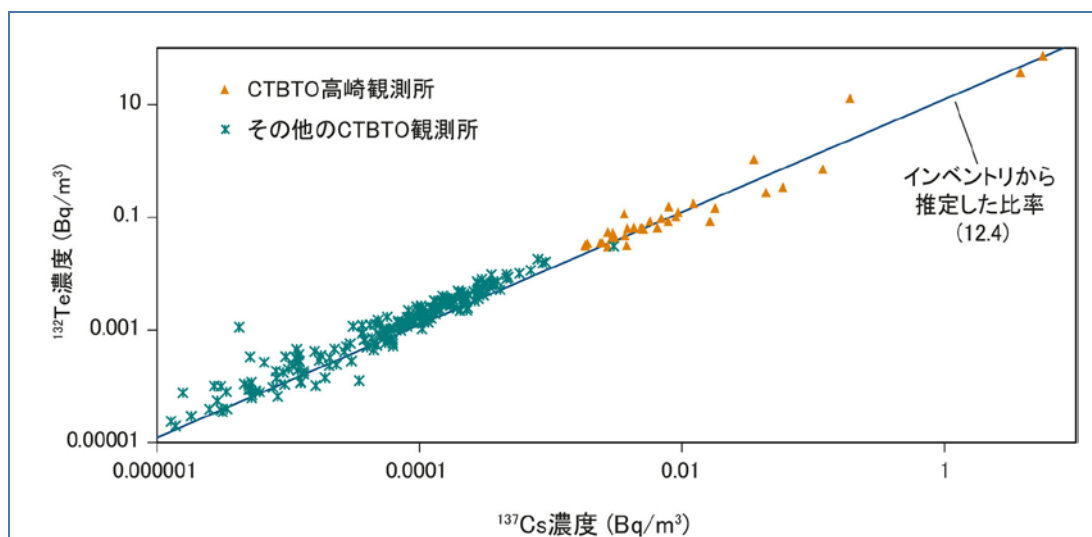


図 B-IV. CTBTO のネットワークで測定された空気試料中の ^{132}Te と ^{137}Cs の濃度の比較(2011年3月11日14:46 JSTの原子炉停止時の放射性壊変に関して補正済み)

測定データに関しては補足資料 B-1 参照。



B21. ^{133}Xe に関しては、[H10] のシミュレーションの更新版で推定されている経時的放出パターンを、Nishihara et al. [N16] の報告にある運転中原子炉 3 基内における同放射性核種の推定インベントリとともに採用した。この推定は Le Petit et al. [L4] と Achim et al. [A2] の推定と類似している。本調査の目的のために採用したソースターム中の各放射性核種の総放出量を表 B4 に要約する。2 つの最も重要な放射性核種 ^{131}I と ^{137}Cs の放出量の経時変化を図 B-I と B-XVI に示す。

B22. ほとんどの放射性物質は 3 月 17 日までの期間に放出されたが、その後も相当期間、放出は継続した。最初の 1 週間が過ぎると、より限られた期間に若干の変動が見られたものの、放出率は徐々に低下した(表 B5 と図 B-I 参照)。4 月上旬までには、放出率は事故後の最初の週に発生した放出率の 1000 分の 1 以下に低下した。これら非常に低い放出量はその後数週間にわたり持続したが、それまでの放出量に比べればごく微量であった。

表 B4. 大気中に放出された被ばく上重要な放射性核種の推定総放出量([T19]に基づく)

放射性核種	大気中への総放出量(Bq)	原子炉停止時のインベントリに基づく放出量の割合(%)
^{132}Te	2.85×10^{16}	0.33
^{131}I	1.24×10^{17}	2.1
$^{132}\text{I}^a$	2.85×10^{16}	0.32
^{133}I	9.56×10^{15}	0.07
^{133}Xe	7.32×10^{18}	61
^{134}Cs	9.01×10^{15}	1.3
^{136}Cs	1.77×10^{15}	0.81
^{137}Cs	8.83×10^{15}	1.3

^a ^{132}I の直接的な放出量は、放出された ^{132}Te の放射性壊変による生成に比べると少ない。

表 B5. 重要な放射性核種の大気中への推定放出量([T19]に基づく)

2011 年中の時期 (JST)		期間 (h)	放出量 (Bq/h)							
開始	終了		^{132}Te	^{131}I	^{132}I	^{133}I	^{133}Xe	^{134}Cs	^{136}Cs	^{137}Cs
3 月 12 日 05:00	3 月 12 日 09:30	4.5	4.0×10^{13}	3.7×10^{13}	4.0×10^{13}	4.8×10^{13}	6.6×10^{15}	3.8×10^{12}	1.1×10^{12}	3.7×10^{12}
3 月 12 日 09:30	3 月 12 日 15:30	6	1.7×10^{13}	1.7×10^{13}	1.7×10^{13}	1.9×10^{13}	7.6×10^{16}	1.8×10^{12}	5.1×10^{11}	1.7×10^{12}
3 月 12 日 15:30	3 月 12 日 16:00	0.5	3.0×10^{15}	3.0×10^{15}	3.0×10^{15}	3.0×10^{15}	1.2×10^{16}	3.1×10^{14}	8.9×10^{13}	3.0×10^{14}
3 月 12 日 16:00	3 月 13 日 23:00	31	7.3×10^{13}	8.4×10^{13}	7.3×10^{13}	5.5×10^{13}	1.2×10^{17}	8.6×10^{12}	2.4×10^{12}	8.4×10^{12}
3 月 13 日 23:00	3 月 14 日 11:00	12	2.6×10^{13}	3.6×10^{13}	2.6×10^{13}	1.2×10^{13}	5.8×10^{15}	3.7×10^{12}	9.8×10^{11}	3.6×10^{12}
3 月 14 日 11:00	3 月 14 日 11:30	0.5	2.0×10^{15}	3.0×10^{15}	2.0×10^{15}	8.3×10^{14}	6.4×10^{15}	3.1×10^{14}	8.1×10^{13}	3.0×10^{14}
3 月 14 日 11:30	3 月 14 日 21:30	10	1.5×10^{13}	2.3×10^{13}	1.5×10^{13}	5.5×10^{12}	6.1×10^{15}	2.4×10^{12}	6.1×10^{11}	2.3×10^{12}
3 月 14 日 21:30	3 月 15 日 00:00	2.5	7.9×10^{14}	1.3×10^{15}	7.9×10^{14}	2.6×10^{14}	6.6×10^{15}	1.3×10^{14}	3.4×10^{13}	1.3×10^{14}
3 月 15 日 00:00	3 月 15 日 07:00	7	2.3×10^{14}	3.5×10^{14}	2.3×10^{14}	6.0×10^{13}	1.1×10^{17}	4.1×10^{13}	1.0×10^{13}	4.0×10^{13}
3 月 15 日 07:00	3 月 15 日 10:00	3	1.7×10^{15}	3.0×10^{15}	1.7×10^{15}	4.4×10^{14}	1.9×10^{17}	3.1×10^{14}	7.7×10^{13}	3.0×10^{14}
3 月 15 日 10:00	3 月 15 日 13:00	3	4.3×10^{13}	8.0×10^{13}	4.3×10^{13}	1.1×10^{13}	1.1×10^{17}	8.2×10^{12}	2.0×10^{12}	8.0×10^{12}
3 月 15 日 13:00	3 月 15 日 17:00	4	2.1×10^{15}	4.0×10^{15}	2.1×10^{15}	4.9×10^{14}	2.1×10^{17}	4.1×10^{14}	1.1×10^{14}	4.0×10^{14}
3 月 15 日 17:00	3 月 17 日 06:00	37	1.3×10^{13}	2.1×10^{14}	1.3×10^{13}	1.5×10^{13}	1.3×10^{16}	3.1×10^{12}	7.3×10^{11}	3.0×10^{12}
3 月 17 日 06:00	3 月 19 日 15:00	57	2.9×10^{13}	4.1×10^{14}	2.9×10^{13}	7.6×10^{12}		1.0×10^{13}	2.2×10^{12}	1.0×10^{13}
3 月 19 日 15:00	3 月 21 日 03:00	36	6.6×10^{13}	3.8×10^{14}	6.6×10^{13}	1.7×10^{12}		3.5×10^{13}	6.8×10^{12}	3.5×10^{13}
3 月 21 日 03:00	3 月 21 日 21:00	18	2.1×10^{13}	1.4×10^{14}	2.1×10^{13}	2.7×10^{11}		1.4×10^{13}	2.6×10^{12}	1.4×10^{13}
3 月 21 日 21:00	3 月 22 日 23:00	26	5.8×10^{12}	4.1×10^{14}	5.8×10^{12}	4.1×10^{11}		4.8×10^{12}	8.3×10^{11}	4.7×10^{12}
3 月 22 日 23:00	3 月 24 日 00:00	25	8.7×10^{12}	7.1×10^{14}	8.7×10^{12}	3.3×10^{11}		9.0×10^{12}	1.5×10^{12}	8.9×10^{12}
3 月 24 日 00:00	3 月 25 日 00:00	24	2.3×10^{12}	1.9×10^{14}	2.3×10^{12}	4.3×10^{10}		2.9×10^{12}	4.6×10^{11}	2.9×10^{12}
3 月 25 日 00:00	3 月 26 日 11:00	35	7.5×10^{11}	5.6×10^{13}	7.5×10^{11}	5.4×10^9		1.3×10^{12}	1.9×10^{11}	1.2×10^{12}
3 月 26 日 11:00	3 月 28 日 10:00	47	7.3×10^{10}	4.0×10^{12}	7.3×10^{10}	1.2×10^8		1.8×10^{11}	2.4×10^{10}	1.7×10^{11}
3 月 28 日 10:00	3 月 29 日 21:00	35	1.4×10^{12}	7.5×10^{12}	1.4×10^{12}	6.4×10^7		4.8×10^{12}	5.8×10^{11}	4.7×10^{12}
3 月 29 日 21:00	3 月 30 日 11:00	14	2.1×10^{12}	1.5×10^{13}	2.1×10^{12}	6.0×10^7		8.9×10^{12}	1.0×10^{12}	8.8×10^{12}
3 月 30 日 11:00	3 月 31 日 00:00	13	2.9×10^{13}	1.8×10^{14}	2.9×10^{13}	4.8×10^8		1.4×10^{14}	1.6×10^{13}	1.4×10^{14}
3 月 31 日 00:00	3 月 31 日 22:00	22	8.0×10^{11}	2.4×10^{13}	8.0×10^{11}	3.9×10^7		4.6×10^{12}	5.0×10^{11}	4.5×10^{12}

2011 年中の時期 (JST)		期間 (h)	放出量 (Bq/h)							
開始	終了		^{132}Te	^{131}I	$^{132}\text{I}^a$	^{133}I	^{133}Xe	^{134}Cs	^{136}Cs	^{137}Cs
3 月 31 日 22:00	4 月 2 日 09:00	35	2.2×10^{11}	1.8×10^{12}	2.2×10^{11}	1.3×10^6		1.7×10^{12}	1.7×10^{11}	1.6×10^{12}
4 月 2 日 09:00	4 月 4 日 09:00	48	5.5×10^{10}	1.8×10^{12}	5.5×10^{10}	3.9×10^5		5.9×10^{11}	5.5×10^{10}	5.8×10^{11}
4 月 4 日 09:00	4 月 7 日 17:00	80	7.8×10^9	7.0×10^{11}	7.8×10^9	2.6×10^4		1.4×10^{11}	1.2×10^{10}	1.4×10^{11}
4 月 7 日 17:00	4 月 13 日 23:00	150	7.2×10^9	7.0×10^{11}	7.2×10^9	1.4×10^3		3.5×10^{11}	2.2×10^{10}	3.5×10^{11}
4 月 13 日 23:00	5 月 1 日 00:00	409	4.5×10^8	7.0×10^{11}	4.5×10^8	6.2×10^0		1.7×10^{11}	6.2×10^9	1.8×10^{11}

^a ^{132}I の直接的な放出量は、放出された ^{132}Te の放射性壊変による生成に比べると少ない

B. 海洋への放出

B23. 福島第一原発からの放射性物質は直接的、間接的に海洋環境に放出された。

- 海洋への直接放出については、少なくとも、2 号機外側のトレンチからの高濃度の汚染水の漏えい(2011 年 4 月 2 日に発見)と貯蔵タンクからの低濃度汚染水の投棄から生じたことが知られている。後者の投棄はトレンチに残った高濃度汚染水を収容する容量を確保すべく貯蔵タンクを空にするために実施された(下記セクション III 参照)。その後も放出は続いた(たとえば、2011 年 5 月と 12 月)が、総じて、これらは事故直後の 1 か月における放出量に比べれば微量であった。また、原発サイトの様々な放射性物質の発生源(たとえば、貯蔵タンクからの漏えい、汚染された原子炉冷却水の拡散、および沈着した放射性核種からの大気中へ放出)により汚染された地下水は、海洋への継続的な放出源となっている。
- 放射性物質の間接的な海洋への放出経路は、以下に示すように 2 通りあった。1 つは、(a)最も重大であるが、大気中に放出され海洋上に拡散した物質が海洋表面へ沈着する経路であり、もう 1 つは(b)地表に沈着した物質が川へ流れこみ、下流に輸送され、海洋に流入する経路である。後者のプロセスは長期間継続すると予想される。将来、不注意に(たとえば、原子炉建屋から地下水へ水が放出され続けるなど)あるいは福島第一原発サイトの回復計画で採用された廃棄物管理計画の一環として、さらなる放出が生じる可能性は排除できない。

B24. 2013 年末時点で、明らかに福島第一原発サイトの汚染された地下水に由来する放射性核種の海洋環境への放出が続いていることが報告されている[N19]。損傷した 3 基の原子炉の炉心内では、より揮発性の高い元素(すなわち、水素/トリチウム、ヨウ素およびセシウム)のインベントリの数十%が、主にタービン建屋と原子炉建屋内の滞留水中、あるいは周辺区域で発見されている[N15]。より揮発性の低い元素(たとえば、ストロンチウム、バリウムおよびランタン)も発見されているが、その量は、それらの相対的インベントリの観点から見て、より揮発性の高い元素の約 10 分の 1 から 100 分の 1 の範囲である。原子力規制委員会が発表したモニタリング結果[N18]から、2013 年中のこれら継続的な放出の量は、事故直後に生じた大規模放出に比べ、はるかに低いことが分かる。さらに、放出を制御するための措置が講じられていた(たとえば、福島第一原発サイトと海の間の遮水壁の建設)。2013 年末時点で、継続的な放出は、本委員会の公衆の被ばく線量評価に大きく影響する可能性は低いと考えられている。しかし、放出の実態についてモニタリングと評価を継続する必要がある。

B25. 事故後、福島第一原発から放出された放射性核種の存在を検出するため多数の観測が海洋で実施され、現在も続いている。発電所の事業者(東電)、日本の政府機関ならびに各国(主に日本)の研究機関が、海水、水中浮遊物、堆積物および海洋生物の多数の試料を収集、解析した。これらの測定データは下記セクション IV で詳細に説明する。データは、海洋に直接放出された放射性核種の量を推定するために、様々な研究者に用いられている。これらの推定値は、大気中に放出された物質の海洋表面への沈着に関する推定値とともに表 B6 に要約した。

B26. Tsumune et al. [T24]は、 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ の比率の解析から、大気からの沈着が、2011 年 3 月 26 日以前に測定された海水中濃度の原因であると示唆している。大気からの沈着が、 ^{137}Cs の濃度が福島第一原発周辺で 100Bq/L から 1,000Bq/L、南に 10km の地点で 1 リットルにつき数十ベクレル、南に 30km の地点では約 10Bq/L である原因と考えられている。福島第一原発周辺における大気からの沈着に等方性はなかったため、これらが近似値である点に留意する必要がある。Kawamura et al. [K3]が、大気から北太平洋の海面に沈着したと推定した総量は、 ^{131}I と ^{137}Cs について、それぞれ約 60PBq と 5PBq であった。Estournel et al. [E4]は約 6PBq の ^{137}Cs が北太平洋に沈着したと推定した。しかし、福島第一原発から半径 80km 圏内に沈着したのは、この内ごくわずかな割合(約 5%)であっ

たとしている。Kobayashi et al. [K18] は、 ^{131}I と ^{137}Cs の沈着量をそれぞれ 99PBq と 7.6PBq と推定した。これらの推定値は大気および海洋の沈着シミュレーションと、太平洋から採取した海水で観測された ^{134}Cs 濃度を組み合わせて求められた。

表 B6. 海洋への直接放出の推定値と大気から海洋表面への沈着の推定値の比較

推定の実施者(2011 年の検討対象期間)	海洋への直接放出 (PBq)		大気から海洋表面への沈着(PBq)	
	^{131}I	^{137}Cs	^{131}I	^{137}Cs
東電 [T15] (3 月 26～9 月 30 日)	11	3.6		
Kawamura et al. [K3] (3 月 12 日～4 月 30 日)	11 ^a	4 ^a	57	5
Tsumune et al. [T24] (3 月 26 日～5 月 31 日) May)		3.5 ± 0.7		
Bailly du Bois et al. [B2] (3 月 26 日～7 月 18 日)		27 ± 15		
Estournel et al. [E4]		0.81 ^b 4.1～4.5 ^c 5.5 (上限)		5.7～5.9 (北太平洋)
Charette et al. [C4]		11～16		
Kobayashi et al. [K18] (3 月 12 日～5 月 1 日)	11	3.5 ^d	99	7.6

^a 3月21日～4月30日、^b 4月1-6日、^c 3月12日～6月30日、^d 3月26日～6月30日。

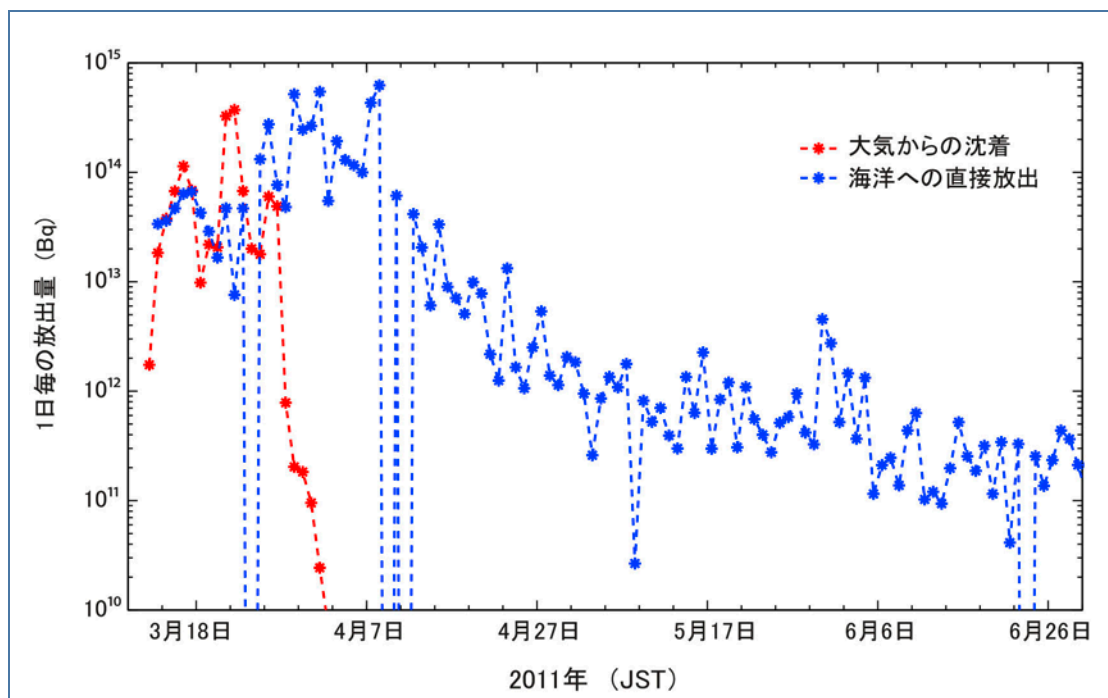
B27. 数名の研究者が、福島第一原発から海洋への放射性核種の直接放出の規模を、海洋循環と海洋への放射性核種の拡散モデルを用いて推定した。Kawamura et al. [K3] は、2011 年 4 月 1 日から 6 日までに検出された漏えいについて東電が公表した情報を用い、 ^{137}Cs と ^{131}I の漏えい量をそれぞれ 4PBq と 11PBq と推定した。Tsumune et al. [T24] は、3 月 26 日から 4 月 6 日までの期間の平均濃度に関する彼らの推定が、福島第一原発の南排水口で測定された平均濃度に適合するよう、彼らのモデルの ^{137}Cs 放出量を調整した。この方法を用いた結果、 ^{137}Cs のソースターム推定値は 3.5 ± 0.7PBq となった。Dietze と Kriest [D3] は、モデル計算作業の結果、ソースタームが 1～4PBq の範囲内であるとしており、Bailly du Bois et al. [B2] は、これよりはるかに高い推定値を報告している。Diest と Kriest [D3] の解析によれば、Bailly du Bois et al. [B2] が使用した方法には偏りがあり、初期の放出 (4 月中旬まで) を高め、後期の放出 (4 月中旬から 7 月まで) を低めに推定したため、遡及的な総推定量は高過ぎた可能性がある。Estournel et al. [E4] は、福島第一原発サイト付近(600m)に、比較的高解像度のモデルを採用した。 ^{137}Cs の放出量は、プラントの 2 か所の排水口で観測された濃度に適合させることで制御しながら、インバース法で毎日計算した。海洋への ^{137}Cs の総放出量は、約 4.1～4.5PBq と推定された。Estournel et al. は 4 月中旬に 30km 沖合で観測された濃度の上昇を考慮し、最大値を 5.5PBq に調整したが、これは拡散モデルでは再現されていない(下記セクション IV 参照)。Charette et al. [C4] は、2011 年 6 月から、放出がピークだった 4 月上旬さかのぼって海洋の ^{134}Cs のインベントリを外挿した。彼らはこの方法で ^{134}Cs の直接放出量が 11PBq であり、 ^{137}Cs の直接放出も同量と想定できると推定した。

B28. Kawamura et al. [K3] と Estournel et al. [E4] は、ともに海洋への放出の時間分布を推定し、両者とも海洋への直接放出量は、2011 年 3 月末頃以降に大気へ放出された放射性核種の沈着による流入量を上回っていることを示唆する同様のパターンを示した。Estournel et al. [E4] が推定した ^{137}Cs の放出量を図 B-V に示す。彼らは海洋への総直接放出量の約 99% は 2011 年 4 月 22 日以前に発生したと推定した。3 月 21 日以前の海水中的放射性核種濃度の測定値は存在しない。3 月 11 日か

ら 6 月 30 日までの期間について Estournel et al.が行った推定では、3 月 21/23 日以前の海水中濃度は最初の濃度測定値と同じだったと想定している。

図 B-V. 海洋に対する1日毎の ^{137}Cs 推定放出量[E4]

(赤: 全てのモデル計算領域に対して平均化した大気から海洋への沈着; 青: インバース法で計算した直接放出量)



B29. 他の放射性核種も、直接的および間接的に海洋に放出されている。ストロンチウムとプルトニウムの同位体が海水中および海底堆積物中で測定された。Povinec et al. [P12] は海水中の ^{89}Sr と ^{90}Sr の濃度測定値について調査した。測定値は全体的に、直接放出の主要期間中のストロンチウムの濃度が、セシウムの濃度よりも 1 桁から 2 桁低かったことを示している。この全体的パターンの例外は 2011 年 12 月頃に見られ、当時、セシウムが除去された処理水が誤って漏えいした後、 ^{137}Cs の測定濃度に上昇はなかったが、 ^{89}Sr と ^{90}Sr の測定濃度が上昇した[P12]。 ^{90}Sr の濃度は、2012 年 1 月までに、再び、 ^{137}Cs の濃度以下まで低下していた。 ^{90}Sr 対 ^{137}Cs の比率に関する様々な仮定および ^{137}Cs の海洋への総直接放出量の推定範囲に基づき、Povinec et al. は、 ^{90}Sr の直接放出量を 0.04PBq～6.5PBq と推定した(ただし、後者は Bailly du Bois et al. [B2]による 2PBq という高い推定放出量に基づいている)。

B30. 海洋への放出量に関する推定値はすべて、多くの不確かさをともなっている。これらの推定値を検討するにあたり、本委員会は、一定の拡散率を用いた外挿法で求めた結果よりもむしろ、拡散の大きなばらつきを考慮した 3 次元モデル計算に基づく結果を重視した。委員会は、 ^{137}Cs の海洋への直接放出量は約 3～6PBq の範囲内である可能性が高く、 ^{131}I の直接放出量はその約 3 倍であった可能性が高いと結論した。 ^{90}Sr の直接放出量は約 0.04～1PBq の範囲内だと推定することができる(^{137}Cs の放出量に対する比率に基づく)。 ^{137}Cs の推定直接放出量(約 3～6PBq)は、大気への放出による海洋への推定沈着量(約 5～8PBq)と同程度であった。 ^{131}I に関しては、大気への放出(約 60～100PBq)による海洋への沈着量は直接放出量の約 5～10 倍と推定される。しかし、直接放出は局所的な発生源から起ったが、海洋表面への沈着は広がった発生源となったため、3 月 26 日以降の福島第一原発周辺での海水中濃度の上昇に関しては、その大半は直接放出が主要原因とされる。大気から沈着した放射線核種および海洋へ直接放出された放射性核種の拡散については下記のセクション IV で詳細に考察する。

III. 大気中の移行と拡散

A. 気象条件

B31. 多数の研究者[K15, K20, M25, S11, S12, W16]が、大気への放射性物質放出の主要段階で観測された気象条件について説明している。2011 年 3 月 9 日から 11 日にかけて、弱い気圧の谷が東日本を通過し、3 月 12 日朝(JST)まで小雨模様だった。次に高気圧が 3 月 12 日から 13 日にかけて本州南岸に沿って東に移動した。1 号機で水素爆発が発生した 3 月 12 日午後の風向きは、高度 1km 以下では南風、高度 1km 以上では西風であった。3 月 14 から 15 日までの期間、別の弱い気圧の谷が本州南岸を東に向かって移動し、やがて北東に向きを変え、3 月 15 日以降は急速に発達した。3 月 15 日から 17 日朝にかけては、弱い低気圧が東日本沿岸部を北東に通過したため、弱い雨が観測された。特に福島県では 3 月 15 日 17:00 から 3 月 16 日 04:00 にかけて、夜間に雨が観測された[K15]が、この時期が放射性物質の大気への大規模な放出時期と重なる。3 号機で水素爆発が発生した 3 月 14 日朝には、南西の弱い風が吹いていた。950hPa では西風が 3 月 14 日まで続いたが、2 号機から大量放出が発生した 3 月 15 日の朝には北北東に向きを変えた。3 月 18 日から 19 日にかけては高気圧が優勢となり、風はほぼ西風であった。3 月 20 日から 22 日にかけて本州を低気圧が通過し、関東地方(茨城、千葉、栃木、埼玉および東京)では 3 月 23 日まで小雨が続いた。

B. 観測との統合

B32. 線量率の測定値は、逆推定法を用いたモデル計算によるソースタームの推定に有益な根拠となった(上記セクション II.A 参照)。さらに、それらのデータは放出物質の拡散の大気移行モデルによる推定値の品質を評価する際の有用な根拠となった。測定された線量率の大半は、事故発生時に福島県が設置した可搬型モニタリングポストが測定したものである。これは、県内の自動モニタリングポストの多くが、地震と津波による損傷で、大規模な放出の発生時期の大半において作動不能だったためである。文科省も各都道府県、特に福島県で、大規模な線量率測定を実施した[N18]。

B33. 数か所の自動観測所でも事故の過程で線量率を記録し続けていた。福島第一原発周辺の線量率観測所の空間的分布を図 B-VI に示す。

B34. 福島市、南相馬市および北茨城市の 3 か所で記録されていた線量率の測定値を図 B-VII に示す。

B35. それに比べ、放出期間中の放射性核種の大気中濃度に関する広範な測定または継続的な測定は日本国内ではほんの僅かしか行われていない³³。以下に挙げるいくつかの測定は、大規模な放出の時期全体を網羅していることから非常に重要である。

- 東京都世田谷区。福島第一原発の南南東 250km に位置する。
- つくば市(茨城県)。福島第一原発から東京方向に約 170km に位置する。
- 高崎市(群馬県)。福島第一原発の南西 250km に位置する。

³³日本国外では、放射性物質が上空を通過する際、大気中の放射性核種濃度測定が多数実施されていた。多くの国々ではこれらの測定値を公衆の線量評価に利用した(附録 C 参照)。

- 東海村(原子力機構)。福島第一原発の南南西 100km に位置する。

しかし、東京、つくば、高崎および東海村の各観測所は全て関東地方に位置する。その結果、各測定は大部分重複している。大気中の希ガス濃度も測定していたという点で、高崎は例外である。

B36. 一方、放射性核種の沈着密度に関しては、多数の測定が広範囲に実施されていた。米国エネルギー省は、2011 年 3 月 17 日から固定翼機での航空機モニタリングによる沈着密度の測定[U17]および地表での測定(原位置ガンマ線エネルギー分析による)を行った。ついで、文科省は、2011 年 6 月から、被害地域全体を網羅する航空機(ヘリコプター)および地表での測定を実施した[N18]。 ^{137}Cs の地表の沈着密度を図 B-VIII に示す[N18]。

図 B-VI. 福島第一原発周辺の線量率観測所の空間的分布[F5]



図 B-VII. 福島市、南相馬市および北茨城市における線量率の測定値[F4, I8]

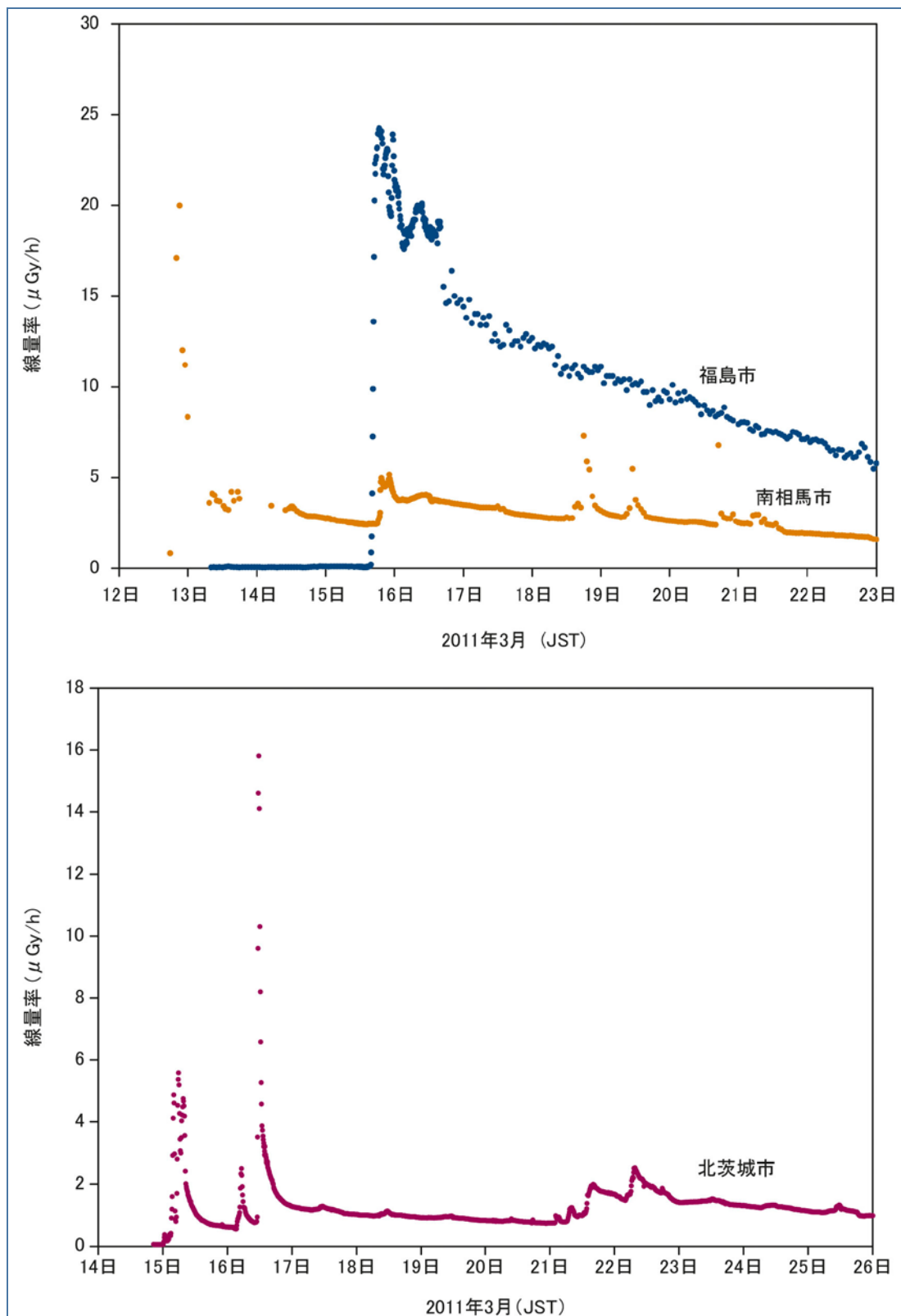
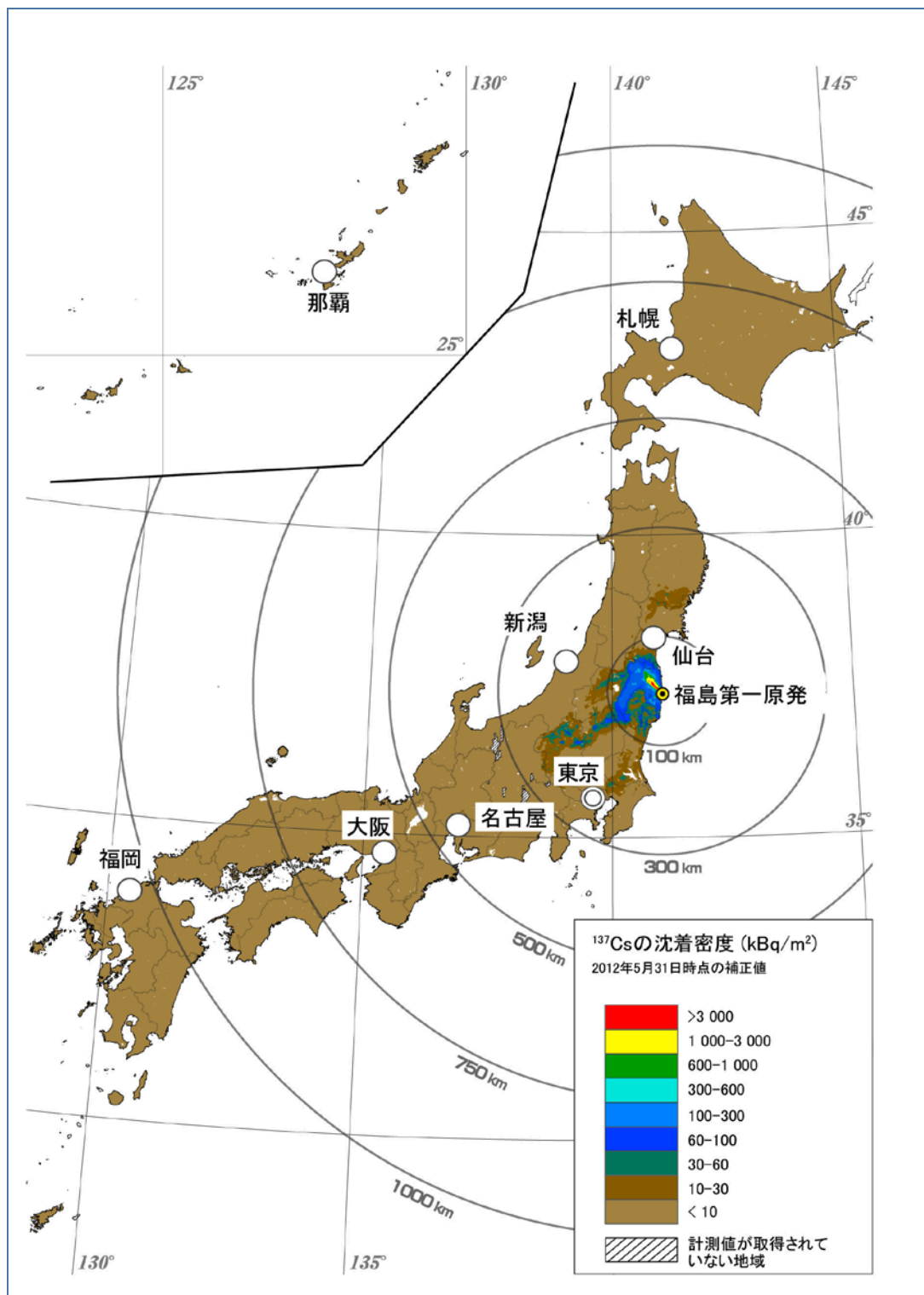


図 B-VIII. 文科省が実施した航空機モニタリング調査による測定結果 (^{137}Cs の沈着密度) [N18]

C. 大気中の拡散パターン

B37. 事故の過程で発生したいくつかの事象が放射性核種の大気中への大量放出につながった。(表 B1 参照)。この点に関しては 4 つの期間が特に重要である。

B38. 3 月 12 日から 14 日にかけての 1 号機と 3 号機のベントおよび水素爆発は、最初の大規模な放射性核種の大気中への放出の原因であった。1 号機から放出された物質は、主に本州の東側沿岸部に沿って北に広がり、次に北東および東に向け太平洋に広がった。この放出は福島第一原発から約 25km の沿岸部に位置する南相馬観測所でのみ検出されている(図 B-VI 参照)。この 1 回目の放出中、雨は記録されていない。南相馬観測所では 3 月 12 日の夜間、線量率の増加が顕著になり(図 B-VII 参照)、その後、急速に減少した。これは乾燥条件下での放射性プルーム通過時の特徴である。1 号機およびその後の 3 号機からの放出に伴う、3 月 12 日と 13 日における大気中 ^{131}I 濃度について、世界気象機関(WMO)のタスクチームが ATDM のひとつを用いて行ったシミュレーション(次章参照)を図 B-IX に示す。西寄りの風の影響で、このプルームは主に太平洋へ移動し、日本の陸圏にはあまり影響を及ぼさなかった。

B39. 3 月 15 日から 16 日までの期間に 2 号機から放出された物質は、主に炉心溶融と原子炉格納容器の破損によるものであり、この物質は気象条件が急速に変化したため、東日本全域に拡散した。この放出は、多数の観測所でモニターされていたため、他の多くの放出よりも正確に特徴付けることが可能あり、日本の陸圏への放射性物質の沈着の主要な寄与因子であった。放出は 2 度のきわめて明確な期間に生じている。すなわち 1 度目は 3 月 14 日夜から 15 日にかけて、2 度目は 3 月 15 日の昼前から昼過ぎにかけてであった。3 月 15 日の 0 時 0 分から 5 時 0 分(JST)にかけて放出された物質は、雨に遭遇することなく南へ移動した。北茨城観測所では 3 月 15 日の午前中に線量率の増加が明確に観測された(図 B-VII 参照)。放射性物質は 3 月 15 日の間ずっと放出され続け、当初は南に移動、次に徐々に南西に向きを変え、さらにその後 3 月 16 日には再び南に移動した。これらの変化は北茨城観測所で測定された線量率に反映されており、同観測所では 3 月 16 日中に 2 度の線量率の上昇が記録されている(図 B-VII 参照)。3 月 15 日の 17:00 以降雨が降り、3 月 16 日早朝まで続いた。この結果、大量の放射性物質が地表に沈着することとなった。これは 3 月 15 日の夕方に福島で観測された線量率の大幅な増加に反映されている(図 B-VII 参照)。福島で線量率の減少が比較的遅いのは、湿潤条件下(すなわち、降雨)で放射性物質が観測所を通過する際の特徴である。雨で地表に沈着した放射性核種は、観測所で測定された線量率に寄与する。図 B-X は、2 号機で発生した大規模放出後の 2 度の大気中 ^{131}I 濃度のシミュレーション結果を示す。シミュレートした濃度には、1 号機と 3 号機からの継続的な放出による寄与も含まれると考えられる。

B40. 3 月 16 日の午後からの、主に 2 号機と 3 号機からの放出は、日本の国土に大きな影響を与えることなく太平洋上を東に広がった。これらの放出における大気中の ^{131}I 濃度のシミュレーション結果を図 B-XI に示す。

B41. 3 月 20 日から 23 日の間、3 基の原子炉からの放出物は、時折雨に遭遇しながら、日本の国土全体に拡散した。1~3 号機からのこれらのさらなる放出に伴う特定の時期における ^{131}I 濃度のシミュレーション結果を図 B-XII に示す。

B42. 3 月 23 日以降、放出量は大幅に減少し、初期の放出に比べ、日本の国土への影響は極めて小さくなった。経時的な大気中への拡散パターンを動画形式で補足資料 B-2 と B-3 に示す。

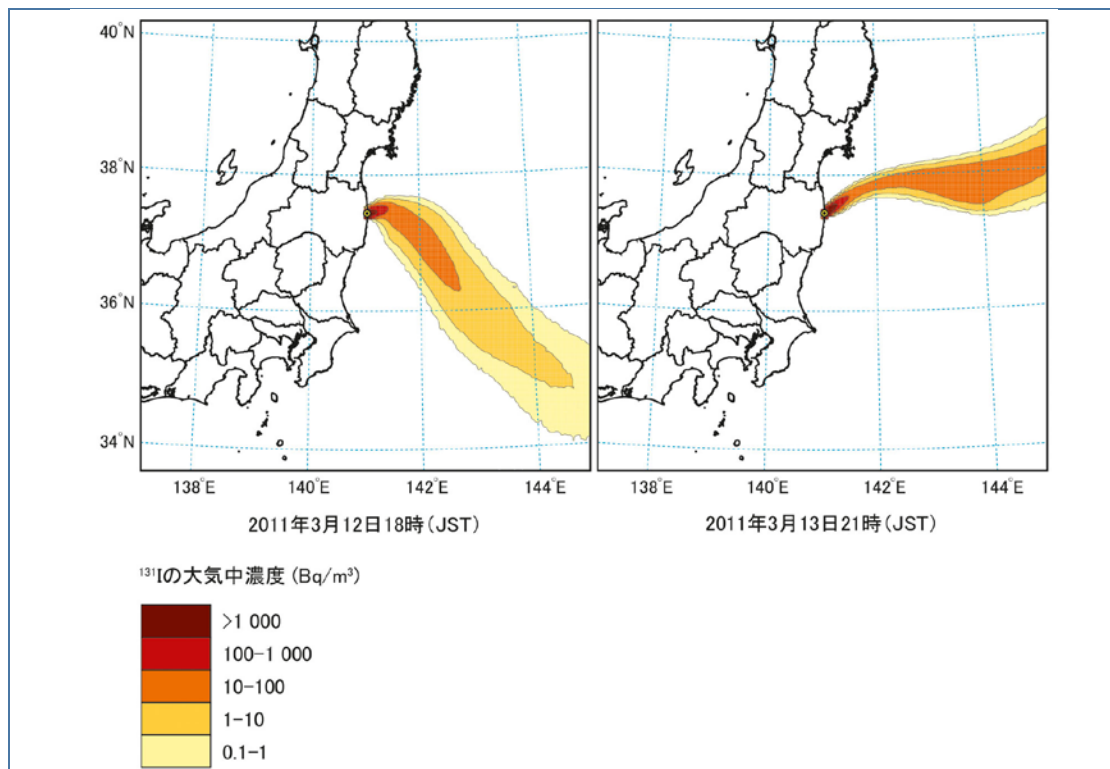
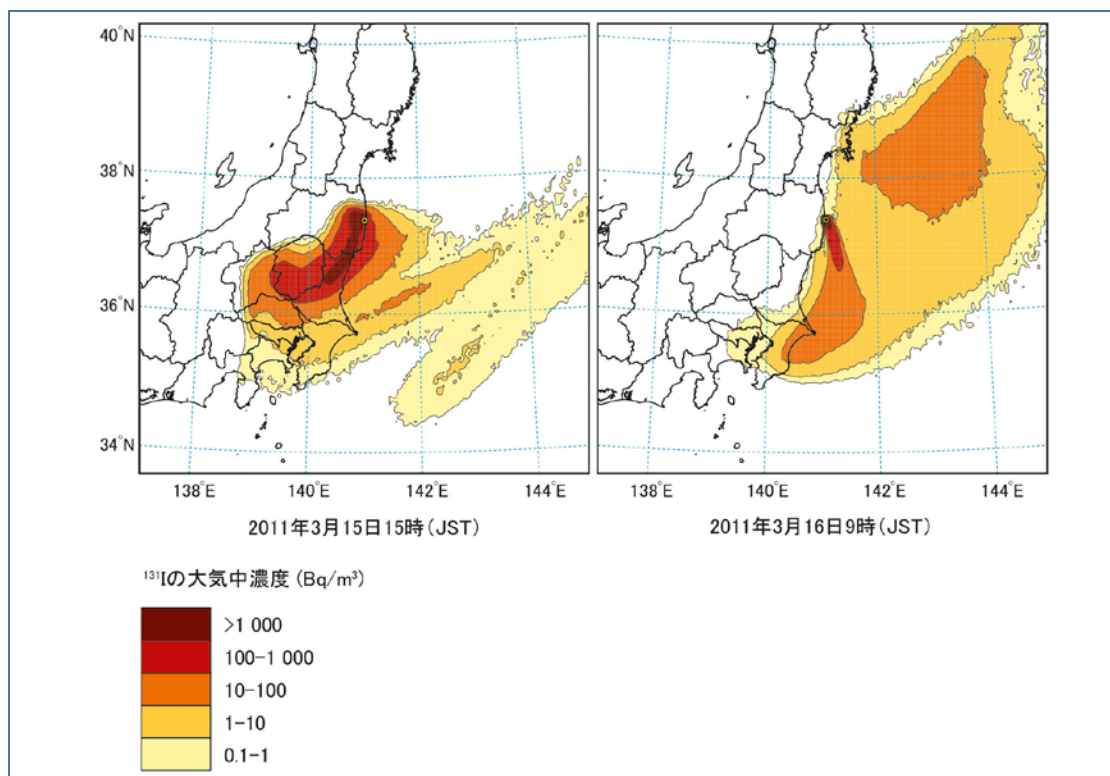
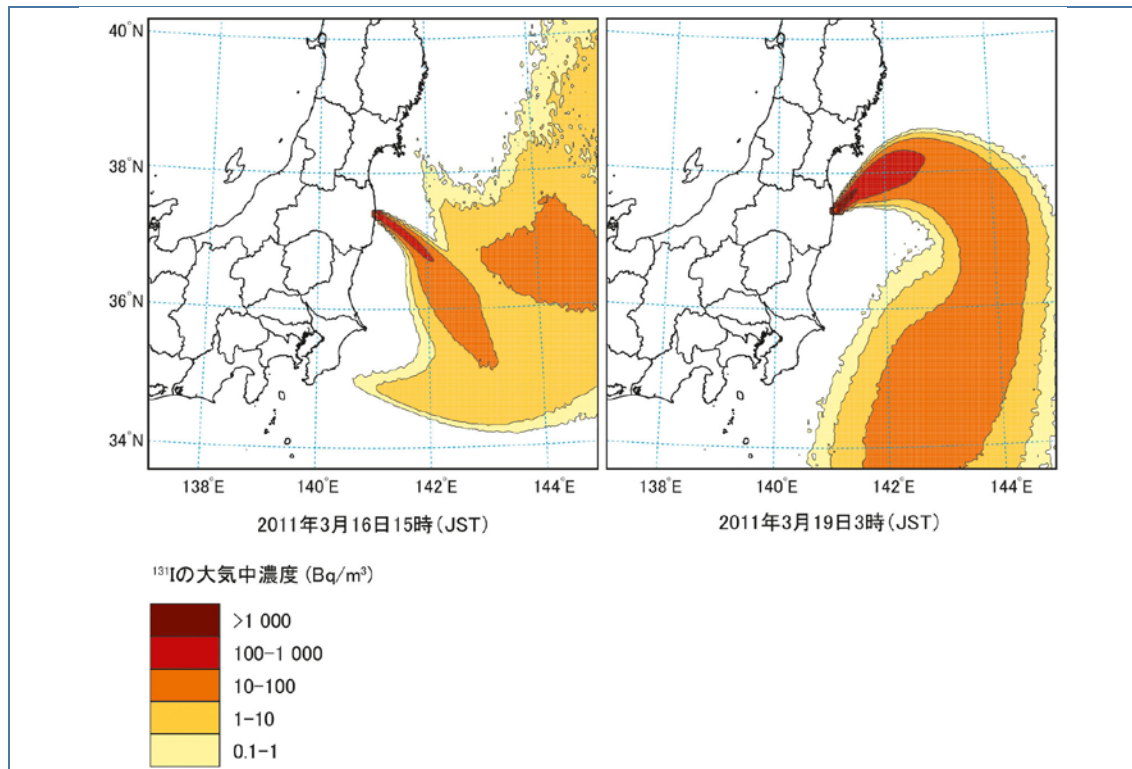
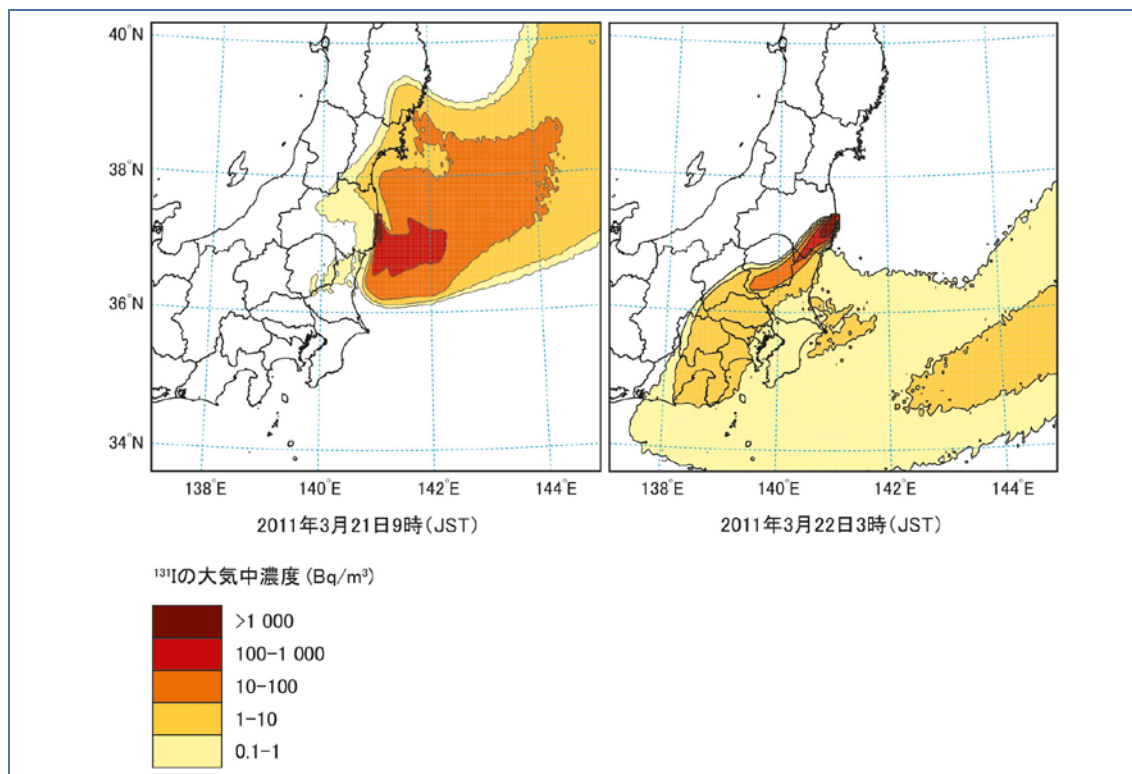
図B-IX. 1号機と3号機から初期に発生した放出中の ^{131}I 大気中濃度のシミュレーション結果図 B-X. 2号機から大気中への大規模放出後における ^{131}I 大気中濃度のシミュレーション結果

図 B-XI. 福島第一原発でその後生じた放出に伴う ^{131}I 大気中濃度のシミュレーション結果図B-XII. 3月20日から23日の間に福島第一原発で生じた放出に伴う ^{131}I 大気中濃度のシミュレーション結果

D. 拡散および沈着の評価方法と評価結果

B43. 世界気象機関(WMO)はタスクチームを組織し、本委員会が大気移行・拡散モデル(ATDM)を用いて放出放射性核種の陸域環境での濃度を推定する際に、気象学的解析とデータをいかに使用すればいいかについての助言を行った。助言にあたりタスクチームは、気象学的データを ATDM に適用し、その結果を入手可能な測定データと比較するというアプローチをとった。タスクチームは、カナダ気象センター(CMC)、米国国立海洋大気庁(NOAA)、英国気象庁(UKMET)、日本気象庁(JMA)およびオーストリア気象地球力学中央研究所(ZAMG)のスタッフで構成された。各参加者はそれぞれの組織独自のモデルを用い、気象学的入力データ、拡散および沈着計算を各自固有の方法で処理した。さらに各参加者は、既に彼らが入手していた気象学的データ解析から導出した気象場と、JMA が提供したより高い空間的・時間的解像度の気象場も利用した。その結果、モデルのパラメータ化と気象学的解析データの相違から、多岐にわたる解が得られた。気象学的解析とモデルに関する詳細情報はタスクチームの最終報告書[W18]に記載されている。

B44. 次の 3 つの包括的な物質種に関して、気象場と ATDM の各組み合わせを用いた単位放出の拡散および沈着計算がウェブサイト[N17]上で閲覧可能である: (a) 湿性または乾性捕捉が生じない気体 (^{133}Xe などの希ガスを代表); (b) 比較的乾性沈着速度が速く (0.01 m/s)、湿性除去される気体 (放出された気体状のヨウ素を代表) および (c) 湿性除去され、乾性沈着速度が遅い (0.001 m/s) 気体 (粒子状のヨウ素など、他の全ての放出された放射性核種を代表)。これらの計算は、放出された各放射性核種の放出量の時間依存性を与えれば、様々なソースタームについて、放射性核種の大気中濃度と地表での沈着濃度の推定に利用することができる。

B45. 気象場と ATDM の様々な組み合わせの性能を評価するため、WMO のタスクチームは、本委員会がその線量評価に何を利用するか正式に選択する前に推定されていた暫定的なソースターム推定値を利用した。暫定的なソースタームは本委員会が正式に採用したソースタームとはいくつかの点で異なるが、気象場と ATDM の様々な組み合わせの性能に関係する主な知見に影響を及ぼさない程度には十分類似していた³⁴。気象場と ATDM の各組み合わせの結果は、放射性核種の沈着密度測定値と大気中濃度に関する、限定的な測定値と比較されており、その内容は[W18]に記載されている。評価結果からは、どの気象場と ATDM の組み合わせが、測定された放射性核種の沈着密度と大気中濃度に最も良く適合するかという点については結論が出なかった。すなわち沈着密度に関して最適な組み合わせは大気中濃度に関しては最適ではなかった。より良く適合する組み合わせを求めて、10 種類の最も代表的な気象場と ATDM の組み合わせの平均を計算し、それを測定データと比較した。統計解析から、この「集合平均」が沈着密度と大気中濃度の両者において、いずれの個々の組み合わせよりも良く適合することが分かった。ただし、一部の気象場と ATDM の組み合わせの性能は、集合平均の性能とさほど違わなかった[W18]。

B46. 福島第一原発から放出された放射性物質の拡散と沈着を推定するにあたり、ATDM のシミュレーションを設定するために、いくつかの単純化を目的とした仮定を立てる必要があった。これらのほとんどは、Terada et al. [T19] が推定したソースタームの特徴に関係しており、以下の潜在的に矛盾する要求に対応するための妥協策として立てられたものである: (a) 変化し続ける放射性核種の放出率の忠実な提供、(b) 入手可能な気象データの時間的および空間的解像度、および (c) WMO の作業において ATDM を用いてその後実施されたシミュレーションの計算時間と容量に関する要件。主な単純化は次の通りである。(a) 特定の放出期間における放出量について、Terada et al. [T19] がより細かい解像度を使用しているのに対し、3 時間間隔で特定する。(b) 全ての放出は、放出の原因となる特定の事象 (たとえば、水素爆発やベント) を特徴付けるのではなく、地上高さ 100m の円柱から発生し均一に拡散したと仮定する。

³⁴ この作業の完了以降、タスクチームは Terada et al. [T19] のソースターム (本委員会が今回の評価のために採用したソースターム) を使ってさらなる解析を実施した。このソースタームに関する様々な気象場と ATDM の組み合わせの成果に関しては[D4]に記載されている。

B47. 避難区域外での被ばく評価では、単一または他の気象場と ATDM の組み合わせから推定した大気中の濃度と沈着密度の比率を基に、沈着密度の測定値にスケーリングを施し、それによって地表の沈着密度測定値から大気中の放射性核種濃度を推定するため、ATDM の結果を使用した。集合平均の方が高成果（陸域環境の測定レベルを推定する意味では）にもかかわらず、本委員会の主な目的に関しては、単一の ATDM を使用する方がより適切だと判断された。

B48. 集合平均を構成する 10 種類の組み合わせの内、最も高成果の気象場と ATDM の 5 種類の組み合わせについて、特定の場所における ^{137}Cs の「バルク沈着速度」（大気中濃度の時間積分に対する沈着密度の比率）の推定値を表 B7 に記載する。特定の場所に関する数値は、約 3 から 10 の範囲内で変化した。一般的には約 5 であった。このばらつきは、沈着密度の測定値に基づく大気中濃度の推定（また、その結果としての吸入による内部被ばくの推定）に付随する不確かさの表れである。一般的に、全ての経路からの総被ばく線量に対する吸入の寄与は小さかった。その結果、上記の規模のばらつきが、線量推定値の総合的精度に大きな影響を及ぼす可能性は低い。

表 B7. 特定の場所について、気象場と ATDM の様々な組み合わせから推定した ^{137}Cs の「バルク沈着速度」の比較

場所／モデル	^{137}Cs のバルク沈着速度 (mm/s) for ^a					平均
	NOAA-GDAS ^b	UKMET-MESO ^c	UKMET-ECMWF ^d	NOAA-ECMWF	ZAMG-ECMWF	
大熊町 ^e	6.2	3.3	3.2	3.4	1.2	3.4
いわき市	6.8	3.2	6.1	7.6	8.8	6.4
福島市	91	160	71	66	340	140
飯舘村 ^e	48	52	250	200	130	140
浪江町 ^e	48	24	240	87	80	97

^a バルク沈着速度は、放射性核種の地表における沈着密度推定値と統合的な大気中濃度推定値の比率；放射性物質の吸入による内部被ばく評価のために沈着密度の測定値から統合的な大気中濃度を推定する際に使用する（附録 C 参照）。

^b GDAS – 地球資料同化システム

^c MESO – 日本の気象庁(JMA)が提供したメゾ解析

^d ECMWF – 欧州中期気象予報センター。

^e バルク沈着速度は避難区域内（大熊町、浪江町および飯舘村では全町民が避難した）については使用されていない。

B49. このように感度が低いことから、どの気象場と ATDM の組み合わせを使用するかを選択は、本委員会の線量評価において実際にはそれほど重要ではなかった。本委員会は、比率を推定する目的で、NOAA-GDAS の気象場と ATDM の組み合わせを選択した。このモデルは高ランクの組み合わせ³⁵の一つで、実際、 ^{137}Cs の沈着に関しては集合平均よりも高いランクに位置づけられていた。NOAA-GDAS の組み合わせは、特定の場所における 5 種類の組み合わせの平均比率に比べ、一般的に 1/2 倍から 2 倍の範囲内の大気中濃度推定値を導いた。

B50. NOAA-GDAS で計算した ^{137}Cs の沈着パターン（図 B-XIII）を、測定された沈着パターンと比較したところ、モデル計算の結果は観測された沈着パターンを非常に正確に再現していた。NOAA-GDAS を使った大気中濃度の計算結果を、原子力機構のサンプリングサイトにおける大気中濃度の測定値と比較した[F7, O2]（図 B-XIV）。比較結果はそれほど良好ではなく、4 つの主なピークの内、3 つしか捉えられなかった。また、ピーク規模も約 10 倍以内で推定した。モデル計算結果は環境中の放射性核種濃度の一般的なパターンを空間的および時間的に捕捉することはできたが、特定の時間

³⁵ モデルがどれだけ適切に環境中の測定レベルを再現できるかに関係した複雑な統計尺度の観点から見たランク付け。（[W18]参照）。

または場所における沈着密度または大気中濃度を正確に再現する力には、相当の不確かさが存在した可能性がある。これについて NOAA-GDAS による予測を、対応する ^{137}Cs 沈着密度の測定値と比較し、図 B-XV に示す。沈着密度の測定値に比べ、予測には偏りがほとんどなかった。しかし、特定の場所に関する不確かさは、沈着密度の下限では 10 倍以上異なるが、高密度では減少し、最も沈着密度が高い場合は、モデルの予測値は測定値をごくわずかに過小評価した。

B51. ATDM のシミュレーション結果は、初期の避難者が被ばくした放射性核種の大気中濃度と沈着密度を推定するために、異なった方法で使用された。避難前または避難中の沈着密度の測定値に関するデータは存在しなかった。したがって、大気中の放射性核種濃度を、沈着密度の測定値と ATDM のシミュレーションから求めた比率から推定する方法は利用できなかった。代わりに、ATDM シミュレーションにより推定した放射性核種の大気中濃度と沈着密度の時間変化値を直接使用した。避難者以外に関して実施した沈着密度の測定値に基づく大気中の放射性核種濃度の推定と一貫性を持たせるため、初期の避難者が被ばくしたと想定される大気中の濃度（および沈着密度）を推定するため、ここでも NOAA-GDAS の組み合わせを用いた。これらのモデルによる特定の場所に関する推定に固有の不確かさを考慮すると、NOAA-GDAS の組み合わせの選択（他のいずれかの気象場と ATDM の組み合わせ、またはいくつかの組み合わせの平均に対する）は、実際にはそれほど重要でない可能性が高い（セクション E 参照）。

図 B-XIII. NOAA-GDAS の組み合わせを用いた ^{137}Cs の沈着密度の計算値

等高線は地形の標高を250m間隔で表示。

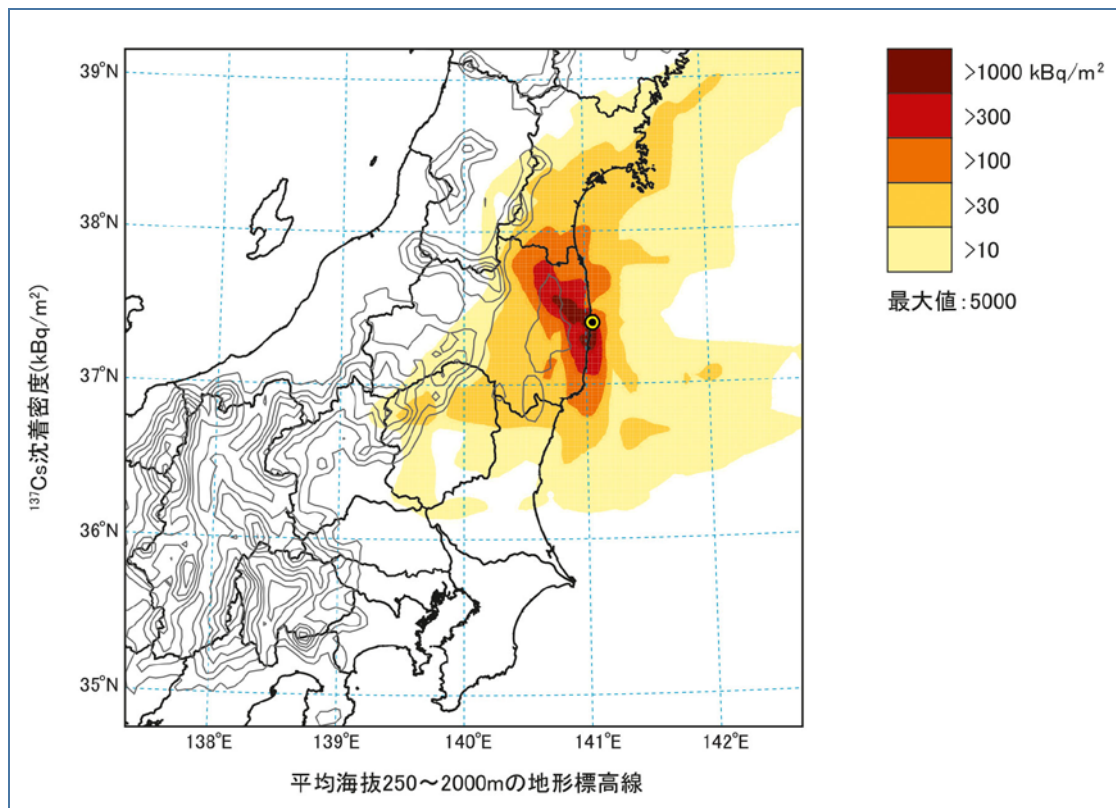


図 B-XIV. NOAA-GDAS の組み合わせを用いた大気中の ^{137}Cs 濃度の計算値(赤+)と、茨城県東海村における測定データ(黒○) [F7, O2]

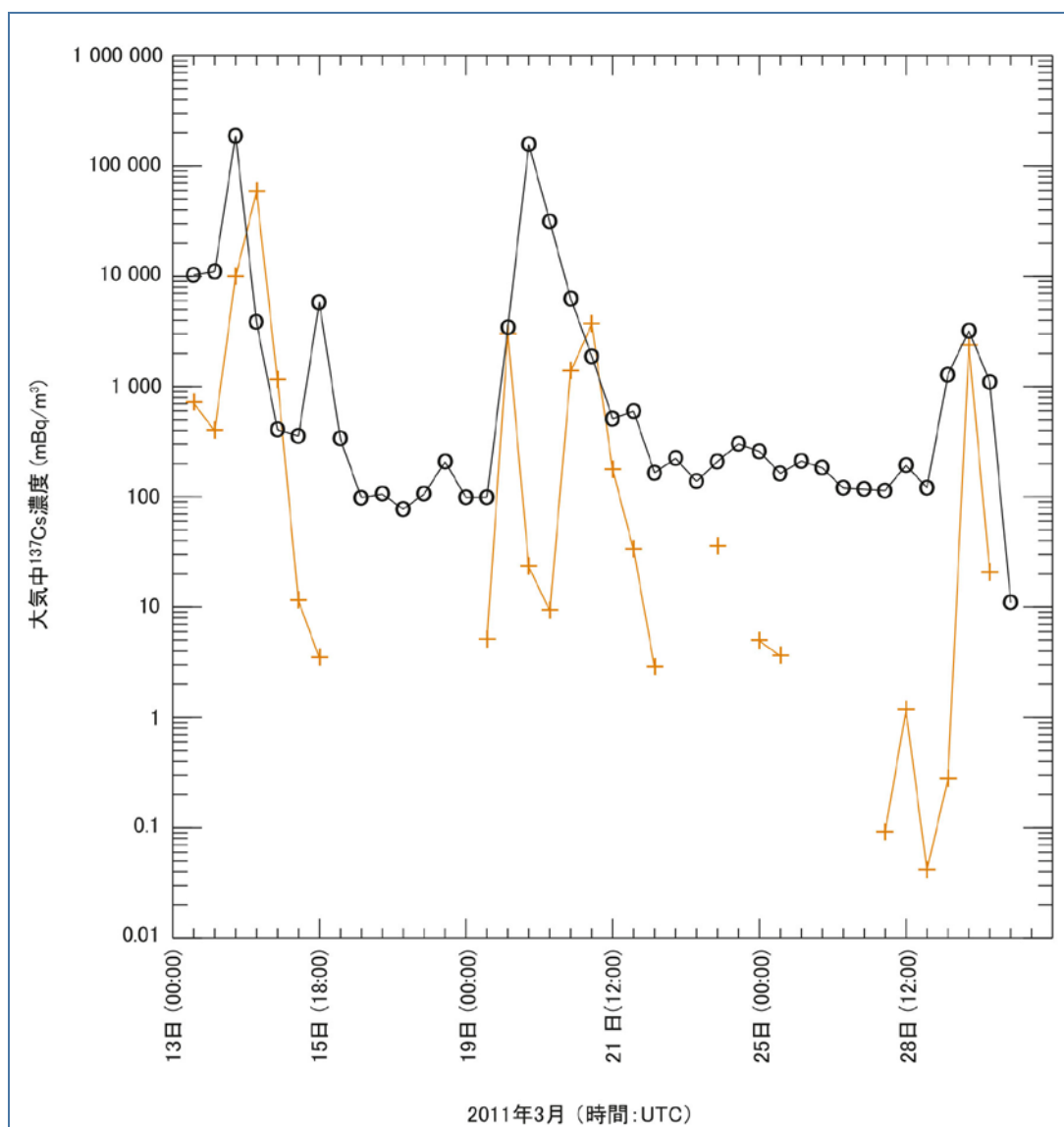
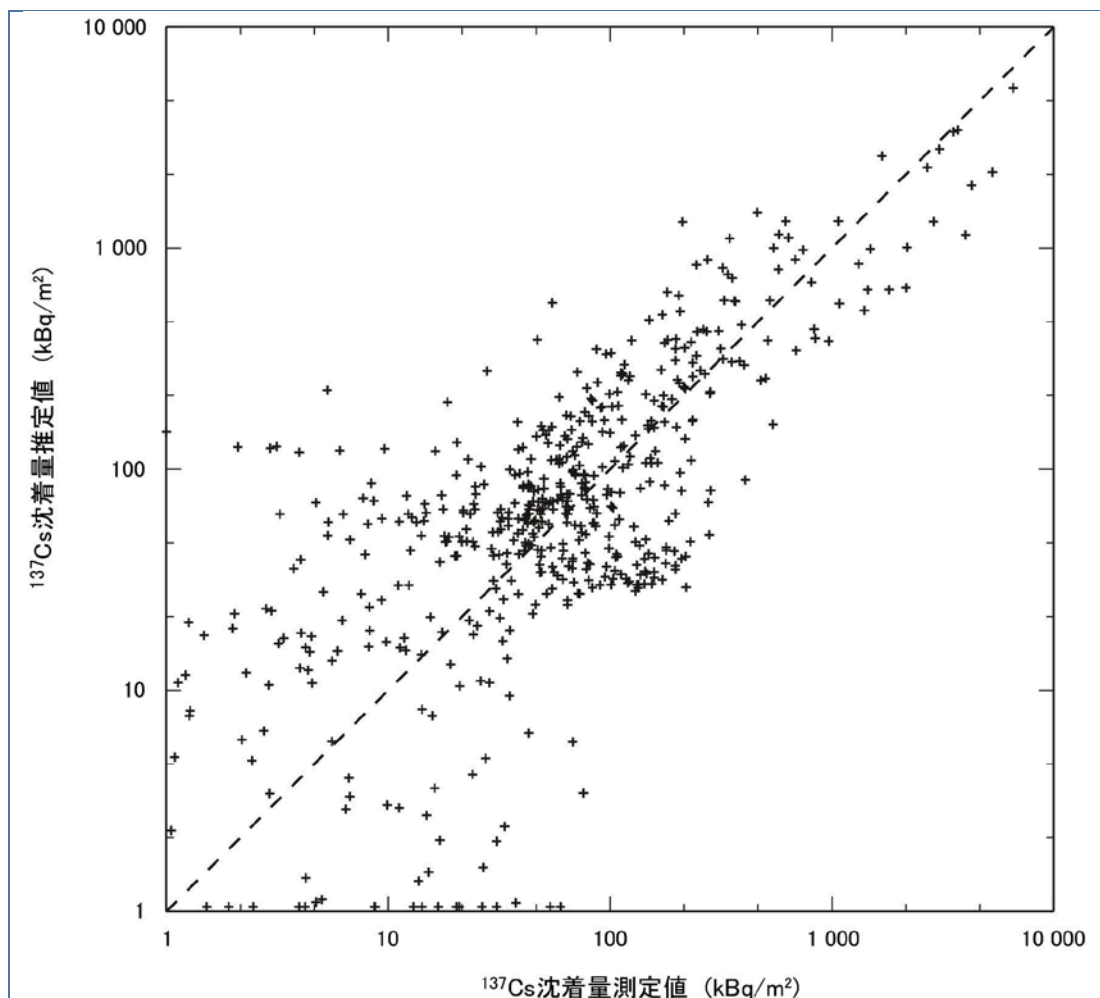


図 B-XV. NOAA-GDAS の推定値と ^{137}Cs 沈着密度の測定値を比較した散布図

E. 測定値が存在しない場合における環境中放射性核種レベルの推定の信頼性

B52. ATDM による放射性核種の大気中濃度と地表での沈着密度の推定値には大きな不確かさが伴う。これはソースタームの不確かさと、物質がどのように大気へ拡散し、その後沈着したかに付随する不確かさのためである。これらの不確かさを厳密に分析することは、本評価の範囲を超えている。しかし、本評価における推定値の信頼性を示すため、限定的な範囲での評価を実施した。

B53. この目的のため、独自に導出し適用したソースターム－ATDM と気象学の組み合わせ (WMO グループの一部ではない) を用い、人々の線量計算に使用する主要な量について別の推定を行った。主要な量とは、すなわち、大気中の放射性核種濃度の時間積分 (合計と切り捨て) とそれらの地表での沈着密度ならびに沈着密度の測定値から大気中濃度を推定する時に用いるこれらの 2 つの量の比率である。

B54. NOAA-GDAS ATDM の結果は、IRSN の 気象場と ATDM の組み合わせ、すなわち、Saunier et al. [S3] のソースタームを用いた IRSN-ECMWF モデルと比較した。この Saunier et al. [S3] のソース

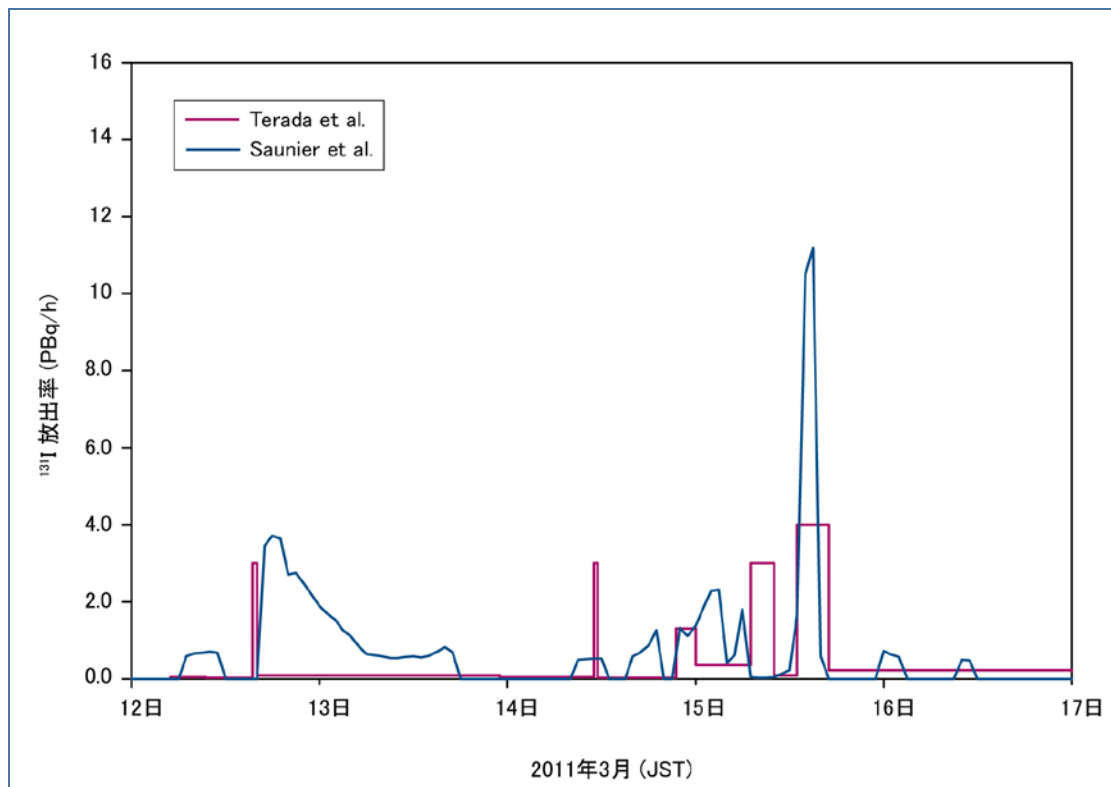
タームは、別の方法論に基づくアプローチから導かれ、Terada et al. [T19] が使用したもの（本委員会が採用したソースターム）とは大幅に異なる測定値を用いて導出されたものである。これら 2 つのソースターム－気象場と ATDM の組み合わせにおける主な特徴、あるいは採用されている仮定を表 B8 に要約する。また、2 つのソースタームの比較を図 B-XVI に記載する。同図には ^{131}I 放出量の時間変化も示している。図 B-I には、少なくとも、放出量が最大だった最初の数日間における ^{137}Cs 放出量の時間変化の比較を記載する。Saunier et al. のソースタームが、一般的に、放出期間全体を通じて継続された線量率の多数の測定結果に基づいていることから、同ソースターム推定では時間解像度がはるかに高いことが明確であった。

表 B8. 2つのソースターム－気象場とATDMの組み合わせにおける主な特徴と仮定の比較

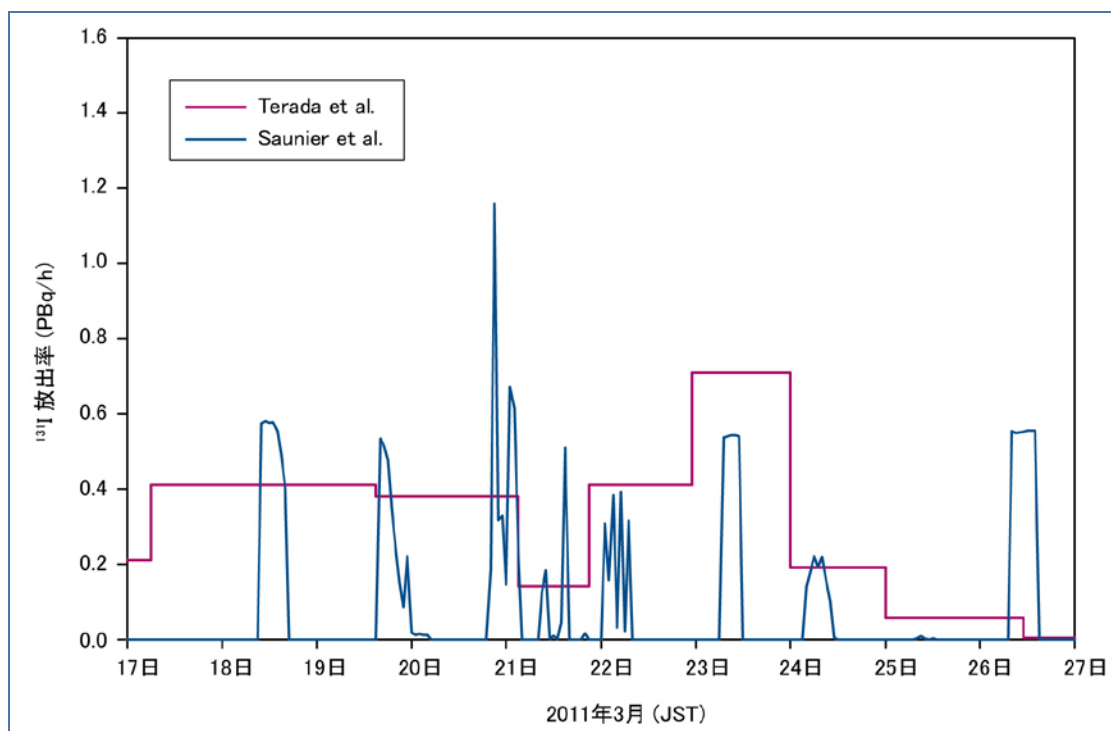
ソースターム－ATDM と気象学の組み合わせの特徴		<i>Terada-NOAA-GDAS</i>	<i>Saunier-IRSN-ECMWF</i>
ソースターム	導出の基盤	環境測定値(大気中濃度、沈着密度、ダスト試料、線量率)を用いたリバース法のモデル計算 総放出量: ^{131}I , 120PBq; ^{137}Cs , 8.8PBq	日本国内 57 か所の観測所における全体として継続的な線量率測定を用いたインバース法のモデル計算 総放出量: ^{131}I , 103PBq; ^{137}Cs , 16PBq
	放出高さ	地上高さ 100 m の円柱から均一に拡散すると仮定。	地上高さ 160 m の円柱から均一に拡散すると仮定。
	放出形態	希ガスとヨウ素以外の全ての核種は粒子状で放出される(ヨウ素は半量が粒子状、半量が元素状ヨウ素ガス)	希ガス以外、全ての核種は粒子状で放出される
気象場	出典	NOAA 地球規模解析 [W18]	ECMWF [W18]
	時間解像度	3 時間間隔	1 時間間隔
	空間解像度	緯度および経度 0.5°	緯度および経度 0.125°
	垂直解像度	56 層; 最下層 1km は 10 層	0 から 3 400 m までの区間に 11 層
大気中への拡散と沈着	ATDM モデル	HYSPLIT [D5]	IdX [S3]
	乾性沈着	粒子 10^{-3} m/s 元素状ヨウ素 10^{-2} m/s	粒子 2×10^{-3} m/s
	湿性沈着	雲に含まれる粒子 4×10^4 L/L 雲の下粒子 5×10^{-6} s $^{-1}$ 気体状ヨウ素 溶解度 0.08 M/a [D6]	$5 \times 10^{-5} p_0$ ここで p_0 は降雨量 (mm/h)を表す

図 B-XVI. Terada et al. [T19] と Saunier et al. [S3] が推定した ^{131}I 放出量の時間変化の比較

(a) 2011年3月12日から17日までの期間



(b) 2011年3月17日から27日までの期間 (注: (a)とは異なる垂直スケールを使用)



B55. 表 B9 は、選定された場所における ^{131}I と ^{137}Cs に関する Terada-NOAA-GDAS の組み合わせと Saunier-IRSN-ECMWF の組み合わせ(表中では“NOAA”と“IRSN”と表示)で推定した「バルク沈着速度」を示す。さらに、NOAA の組み合わせではなく IRSN の組み合わせを使用した場合に大気中の推定濃度(およびその結果としての吸入による線量)がどの程度異なっていたかを示すため、IRSN と NOAA の比率も示す。

表 B9. 選定された場所に関する異なるソースターム—気象場-ATDMの組み合わせによる ^{131}I と ^{137}Cs の「バルク沈着速度」の比較

場所/モデル	^{131}I			^{137}Cs		
	NOAA (mm/s)	IRSN (mm/s)	IRSN 対 NOAA の比率	NOAA (mm/s)	IRSN (mm/s)	IRSN 対 NOAA の比率
計画的避難区域						
飯舘村	28	42	1.5	48	28	0.58
避難地域以外						
いわき市	8.5	5.6	0.65	6.8	4.9	0.71
福島市	34	150	4.4	91	95	1.1

注: バルク沈着速度は、地表の沈着密度測定値から大気中濃度を推定し、その結果、放射性物質の吸入による内部被ばくを推定するために使用される、放射性核種の沈着密度と統合的大気中濃度の比率である。

B56. ^{137}Cs に関しては、IRSN の組み合わせで推定したバルク沈着速度は、NOAA で推定した同速度よりも平均約 20% 低かった。特定の地域では、場所によって、IRSN の組み合わせによるバルク沈着速度の範囲は、約 10% 高いものから約 1.5 倍低いものまでの幅を示した。沈着密度の測定値が同じ場合、これらの相違は、NOAA の組み合わせを用いた本委員会の推定に比べ、場所によって約 10% 低いものから 1.5 倍高い大気中の推定濃度(したがって、避難区域外に関する吸入による線量)に換算される。

B57. ^{131}I に関しては、IRSN の組み合わせで推定したバルク沈着速度は、場所によって、NOAA で推定した同速度よりも、平均で約 4 倍高いものから約 30% 低いものまでの幅であった。これらの相違は、場所によって約 30% 高いものから約 4 倍低い大気中の推定濃度(および避難区域外に関する吸入による線量)に換算される。IRSN の組み合わせによる推定沈着速度は、NOAA の組み合わせを用いた本委員会の推定結果に比べ、平均で約 40% 低かった。

B58. 早期避難住民の線量推定に関連して選定した 14 の場所と時間において NOAA と IRSN で推定した ^{131}I の大気中濃度の時間積分(避難が実施された時点で切り捨て)と沈着密度を表 B10 に示す。IRSN と NOAA の組み合わせで推定し切り捨てを施した大気中濃度の比率(およびそれらの沈着密度の推定値の比率)も同じ表に記載している。これらの比率のばらつきは、2 つの量の比率(すなわち、大気中の濃度と沈着密度の比率、表 B9 参照)におけるばらつきよりもはるかに大きかった。

B59. 14 の内 9 地点において、大気中の ^{131}I 濃度に関する IRSN の推定値は、NOAA による推定値の 2 倍以内であり、ほとんどの地点で比率は約 0.5 から 12 の範囲であった(双葉町の数値ゼロと南相馬市の 2,100 を含まない)。沈着に関しては、14 の内 6 地点において、IRSN の推定値は、NOAA による推定値の 2 倍以内であり、ほとんどの地点(14 の内 13 地点)で、比率は約 0.2 から 8 の範囲であった(双葉町の数値ゼロを無視すると)。この程度のばらつきは想定外ではなく、特定の場所における大気中の濃度と沈着密度の推定に気象場と ATDM の組み合わせを採用する際にともなう不確かさの典型であった。このばらつきは、2 つのケースにおける異なるソースタームの使用により、さらに大きなものとなった。避難者の線量推定におけるこのばらつきの意味は、附録 C で詳細に取り上げる。

表 B10. 2つのソースターム－気象場とATDMの組み合わせにより推定した大気中の¹³¹Iの時間積分濃度と沈着密度の比較

場所	期間		NOAA		IRSN		比率 (IRSN/NOAA)	
	開始	終了	大気中の 時間積分濃度 (Bq s/m ³)	沈着密度 (Bq/m ²)	大気中の 時間積分濃度 (Bq s/m ³)	沈着密度 (Bq/m ²)	大気中の 時間積分濃度	沈着密度
川内村	2011年3月12日 11:00	2011年3月16日 08:00	3.4×10^7	4.1×10^5	4.0×10^8	2.9×10^6	11	7.0
大熊町	2011年3月11日 21:23	2011年3月12日 04:00	0	0	0	0	1	1
川俣小学校	2011年3月12日 08:00	2011年3月19日 08:00	6.8×10^7	2.2×10^6	7.5×10^7	2.7×10^6	1.1	1.2
双葉町	2011年3月11日 21:23	2011年3月12日 21:00	8.4×10^7	5.6×10^5	0	0	0	0
川俣小学校	2011年3月12日 21:00	2011年3月19日 17:00	6.8×10^7	2.2×10^6	7.5×10^7	2.7×10^6	1.1	1.2
いわき市	2011年3月12日 13:00	2011年3月31日 12:00	2.9×10^8	2.5×10^6	1.5×10^8	8.1×10^5	0.51	0.33
いわき市	2011年3月12日 13:00	2011年3月16日 15:00	2.2×10^8	1.2×10^6	1.1×10^8	2.5×10^5	0.50	0.21
浪江町 津島活性化センター	2011年3月12日 15:00	2011年3月16日 10:00	2.2×10^8	6.8×10^6	1.7×10^8	3.1×10^6	0.75	0.46
田村市 デンソー 東日本	2011年3月12日 08:00	2011年3月31日 08:00	9.4×10^6	3.6×10^5	9.4×10^7	2.5×10^6	10	6.9
南相馬市	2011年3月11日 00:00	2011年3月15日 10:00	1.3×10^5	9.3×10^5	2.7×10^8	5.7×10^5	2100	0.61
伊達市役所	2011年3月15日 16:00	2011年3月31日 11:00	1.8×10^7	3.1×10^5	1.9×10^7	2.1×10^6	1.1	6.8
川内村小学校	2011年3月13日 11:00	2011年3月16日 10:00	3.3×10^7	4.0×10^5	3.9×10^8	3.1×10^6	12	7.9
浪江町 津島活性化センター	2011年3月11日 00:00	2011年3月23日 14:00	2.8×10^8	7.4×10^6	1.8×10^8	3.9×10^6	0.64	0.53
葛尾村	2011年3月11日 00:00	2011年3月21日 12:00	2.4×10^8	5.5×10^6	2.4×10^8	4.0×10^6	0.99	0.74

IV. 海洋における移行と拡散

A. 観測との統合

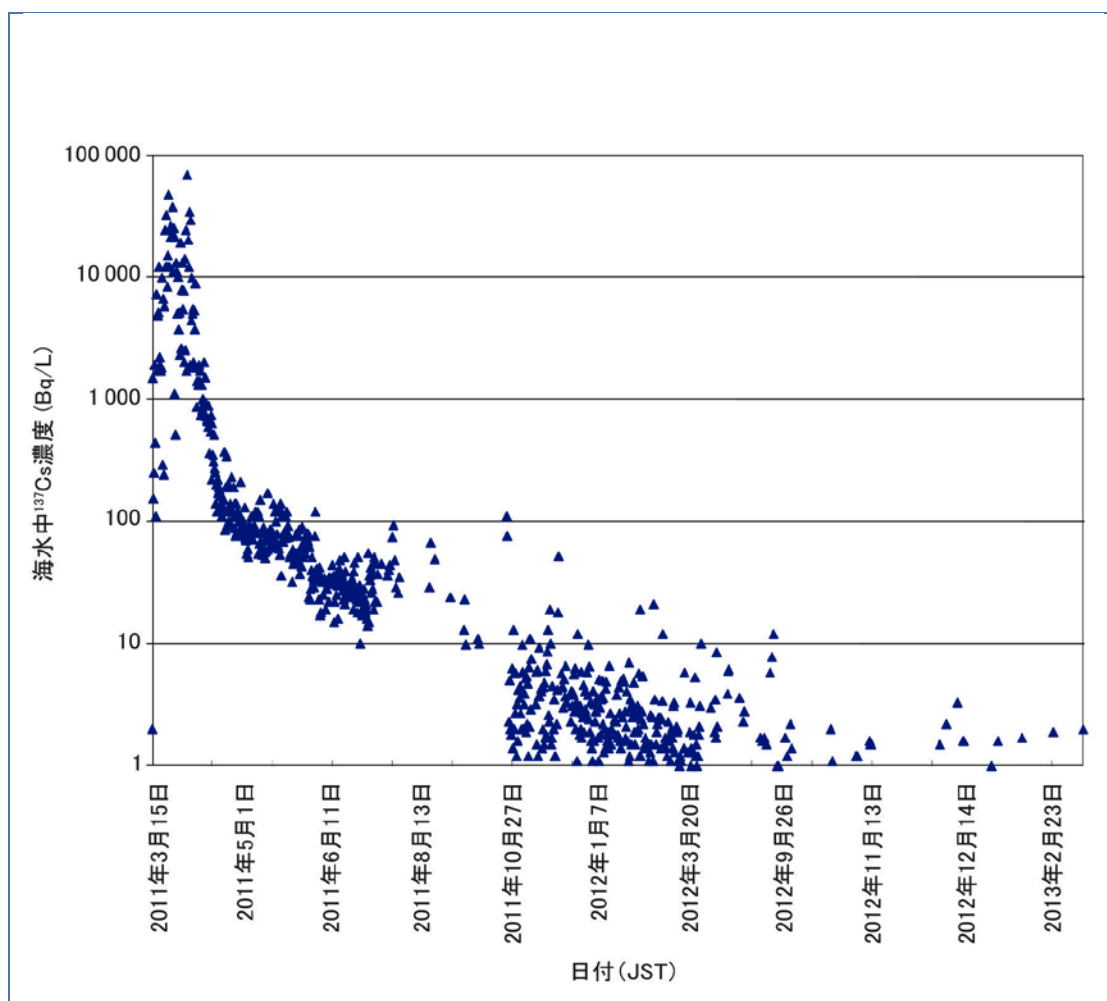
(a) 海水中

B60. 北太平洋では、事故の 1 週間後から、福島第一原発から様々な距離で放射性核種の観測が多数実施された[B25, H7, M11, T6]。日本列島の西側における放射性核種の濃度を評価するため、日本海でも測定が行われた。これらのデータは、放出された被ばく上最も重要な放射性核種である ^{137}Cs と ^{134}Cs の海洋での空間的および時間的分布を比較的良好に理解するための情報を提供した。

B61. 高濃度ではあったが 8 日という比較的短半減期のために短い期間しか測定されなかった ^{131}I 、日本の沿岸部で検出された ^{129}I 、2011 年と 2012 年に福島第一原発付近で検出された ^{89}Sr と ^{90}Sr 、さらに 2011 年 6 月により広範囲(30km から 600km)で検出された ^{90}Sr など、他の元素の同位体も測定されている。

(b) ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の観測

B62. 2011 年 3 月 21 日、すなわち福島第一原発における最初の放出から 10 日以内に事業者である東電は、東電の港の両側に位置する 2 つの排水口の 1 つで海水のモニタリングを開始した[T6]。モニタリングは港の内側でも実施された。3 日後に、2 つ目の排水口でもモニタリングが開始された。次に、これらの排水口付近のポイントで、1 日 2 回、 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs のモニタリングが行われた。福島第一原発付近における海水中の ^{137}Cs の測定結果を図 B-XVII [B23]に示す。これらの結果は、 ^{137}Cs の濃度がまず 3 月 31 日に最初のピークとなる 47,000Bq/L まで増加し、次に 4 月 7 日に 2 度目のピークとなる 68,000Bq/L まで増加した後、4 月 9 日までに 10,000Bq/L 以下まで急速に減少し、4 月末までにはおよそ 200Bq/L 以下まで減少したことを示している。その後、減少の速度は緩やかになった。海水中の ^{134}Cs 濃度と ^{137}Cs 濃度の比率は、1 に非常に近いと判明した。2012 年、2 か所の排水口付近で測定された ^{137}Cs の濃度は 1Bq/L から 10Bq/L の範囲であった。2012 年中の、港での濃度測定値は、10 から 100Bq/L の範囲であり、おそらく、継続的な漏えい、地下水源、地表の堆積物からの河川への流出、海洋堆積物からの放射性核種の脱離などから、若干放出が継続していることを示唆した。

図 B-XVII. 福島第一原発サイト付近における海水中の ^{137}Cs の測定濃度[B23]

B63. モニタリング開始後の数日間に、 ^{137}Cs 濃度の 20 倍から 30 倍の濃度の ^{131}I が海水中から検出されており、当時の大気からの沈着が相対的に重要であったことを反映している。3 月 25 日頃、福島第一原発周辺における 2 つの放射性核種の比率は 10 まで急減した。5 月中旬までには、この比率が 0.1 に近づいている。これは ^{131}I が比較的短半減期であることの表れである。

B64. 東電は福島第一原発からさらに離れた海岸水域でもモニタリングを実施し[T6]、徐々に観測所の数を増やした。福島第一原発南側海岸上に設置した 2 か所の観測所では毎日モニタリングが実施された(まず福島第一原発の南 11km に位置する福島第二発電所の観測所、次いで同南 16km に位置する岩沢海岸の観測所を設置)。東電は沿岸部に沿って、また沖合 3km、8km および 15km の区域にも観測点を順次追加した。さらに、文科省[M11]は、海岸から 30km の区域の様々な観測所で定期的な測定を行った。

B65. 大規模な直接の液状放出が発生した期間中(3 月 26 日から 4 月 8 日)、福島第一原発から離れた場所での放出放射性核種の拡散は比較的わずかであった。南に 11km のモニタリングサイトでは、福島第一原発の排水口の次に高濃度が検出されたが、濃度は約 20 倍低かった[T6]。さらに、上記の期間中、海岸線に対して直角方向に距離が離れるほど、濃度は急速に減少した。15km 沖合では、濃度は福島第一原発付近よりも 100 分の 1、また 30km 沖合では 1,000 分の 1 であった。福島第一原発付近の海水中で測定された濃度がピークに達した 4 月 8 日以降、沖合 30km 地点での濃度

は数日間有意に増加しており、沖合への拡散メカニズムを示唆している。5 月中旬以降、東電が沖合 15km で採取した試料では、ほとんどの場合、検出限界を下回っていた。

B66. 海岸に沿った拡散に関して、福島第一原発から南北に等距離に位置する 2 つのサイトを比較したところ[T6]、福島第一原発の南側の海岸の方が北側の海岸よりも影響が大きかったことが示唆された。しかし、大規模な直接放出があった時期に北側の海岸ではモニタリングが実施されていなかったため、これに関しては、慎重に取り扱うべきである。

B67. 2011 年 4 月から 6 月にかけて、福島第一原発から遠く離れた地点で調査船による様々な科学的観測が実施された[B25, H7]。さらに、少なくとも 2012 年 3 月までは、北太平洋全域で一般船舶が自発的に測定を行った[A12]。これらの測定の検出限界は、上記のモニタリングの測定限界よりも低かった。

B68. 事故から 1 か月後、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の測定を目的とした調査船による科学調査が、まず日本の沿岸から数百キロメートルまでの区域で、ついで北東にさらに約 2,000km 離れた地点まで区域を拡張して実施された[H7]。 ^{137}Cs の濃度は、事故前の 100 倍まで上昇したことが分かった。これら 2 つのセシウム放射性核種の比率は 1 に近いことが分かり、発生源が福島第一原発であることが示唆された。事故直後に福島第一原発から北東および南東方向にこれほど離れた地点でこれらの放射性核種が存在したことは、大気からの沈着が主原因であることを示している。

B69. 2011 年 6 月、一隻の調査船が、日本の沿岸部から 30km 以遠 600km までの範囲において、海洋表面水と海水中の放射性核種濃度に関する比較的高空間密度の測定を行った[B25]。 ^{134}Cs の濃度は海岸付近が最も高く、沖合 600km では、海洋表面水中の濃度は 0.1~0.3Bq/L に達していた。このサンプリングから得られた明らかな知見は、黒潮海流の南側の濃度が低いという事実であり、これは、この強力な海流が福島第一原発からの液状放出の南側の限界線を形成していることを示唆している。

B70. 2011 年 3 月から 2012 年 3 月までの期間に、他の船舶が 20°N から 50°N の範囲の北太平洋でサンプリングを行っている[A12]。その結果から、放射性セシウムは約 80 mm/s の速さで東向きに移動していることが示された。放射性プルームの本体は事故から 1 年後の 2012 年 3 月には経度 180°E (発電所から 3,000km 以上離れた地点) に達しており、最大濃度は 10^{-2}Bq/L であった。この広がりとは緯度 40°N に沿った地域に限られていた。

B71. 一般的に、検出限界が高い測定 (10Bq/L から 20Bq/L) では表層下の海水中で放出放射性核種は検出されていない。検出限界がより低く、より正確な測定では、 ^{134}Cs の濃度が、海洋表面から深度が増すごとに有意に減少することを示した。2011 年 6 月には、溶融した状態の放出された放射性セシウムは、明らかに海洋表面から 100~200m 以深には達していなかった[B25]。

(c) 他の放射性核種

B72. 放射性ストロンチウム (^{89}Sr と ^{90}Sr) は、福島第一原発で 1 年間にわたり定期的に検出され[P12]、2011 年 6 月には、海上調査中に沖合でも検出されている[C2]。福島第一原発では、 ^{90}Sr の濃度は、事故前に比べ最大で 4 桁高かったが、総体的に ^{137}Cs の濃度より少なくとも 1 桁低かった (ただし、2011 年 12 月の海洋への直接放出後の短期間を除く - 上記セクション II.B 参照)。さらに沖合では、2011 年 6 月、海水中の ^{90}Sr の濃度と ^{137}Cs の濃度の比率は約 0.02 であった。この濃度比率は地表の沈着においてよりも海水中の方がはるかに高く、大気からの沈着よりも、海洋への直接の液状放出が主要な根源であることを示している。

B73. 東電 [T6] と NRA [N20] は海水のモニタリングを行なった - 2013 年末の時点で、引き続き実施中である。一両組織は海水試料中にプルトニウムの放射性同位元素を検出したが、その量は検出限界付近あるいはそれ以下だった。

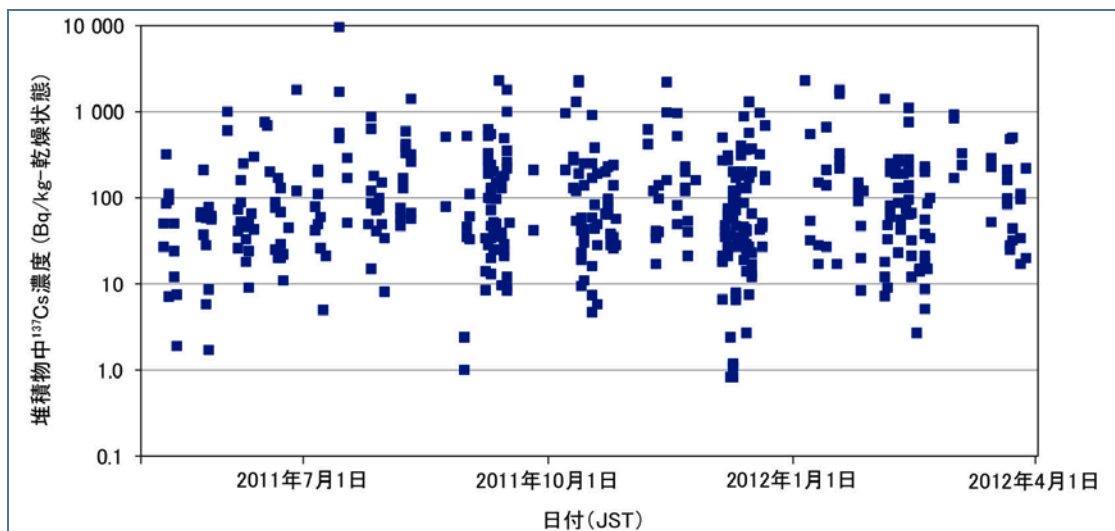
(d) 堆積物中の ^{134}Cs と ^{137}Cs の濃度

B74. 2011 年 4 月末から 2012 年末までに福島県沖と隣県沖で採取された海底表面(30mm)の堆積物の約 1,000 試料が解析されている[M11]。最も頻繁に検出された放射性核種は ^{134}Cs と ^{137}Cs であった。 ^{137}Cs の最大濃度は乾燥した堆積物中で検出された数 10^5 Bq/kg であり、福島第一原発サイトの港で測定されている。この濃度は、福島第一原発サイトからの距離が離れるほど有意に減少し、 ^{137}Cs の濃度は、事故前の 1 Bq/kg に比べ、乾燥した堆積物中で、一般的に 10 から $1,000 \text{ Bq/kg}$ の範囲であった(図 B-XVIII 参照)。当初の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の比率は、海水中で測定された比率と同じく約 1 であった。細粒堆積物中ほど濃度が高かった。30～100mm の層において実施された測定では、生物による擾乱作用の結果と考えられる高濃度が検出された[O7]。本委員会は、堆積物中の ^{137}Cs の分布がどのように経時変化したかを考察したが、濃度の空間的不均一度が高く、結論を導くのは困難であった。しかし、堆積物中の ^{137}Cs の濃度は、水中の同濃度よりも経時的な変化はるかに小さいことは明らかである(図 B-XVII と図 B-XVIII を比較のこと)。

B75. 海岸付近の細粒堆積物の再懸濁は、海流と波が十分に力強い時に、繰り返し発生するプロセスである。海底での再懸濁によって生じた懸濁層の移動により、放射性核種は、新たな堆積物の層の下に永久に埋まる前に数年間再分布される可能性がある。その上、堆積物は、海底で生息あるいは食餌する海洋生物に対する放射性核種の供給源となる。

図 B-XVIII. 堆積物中の ^{137}Cs 濃度

[M11]より引用。福島第一原発の港内で観測されたより高い数値は図中に表示していない。



B. 海洋拡散モデルと妥当性検討

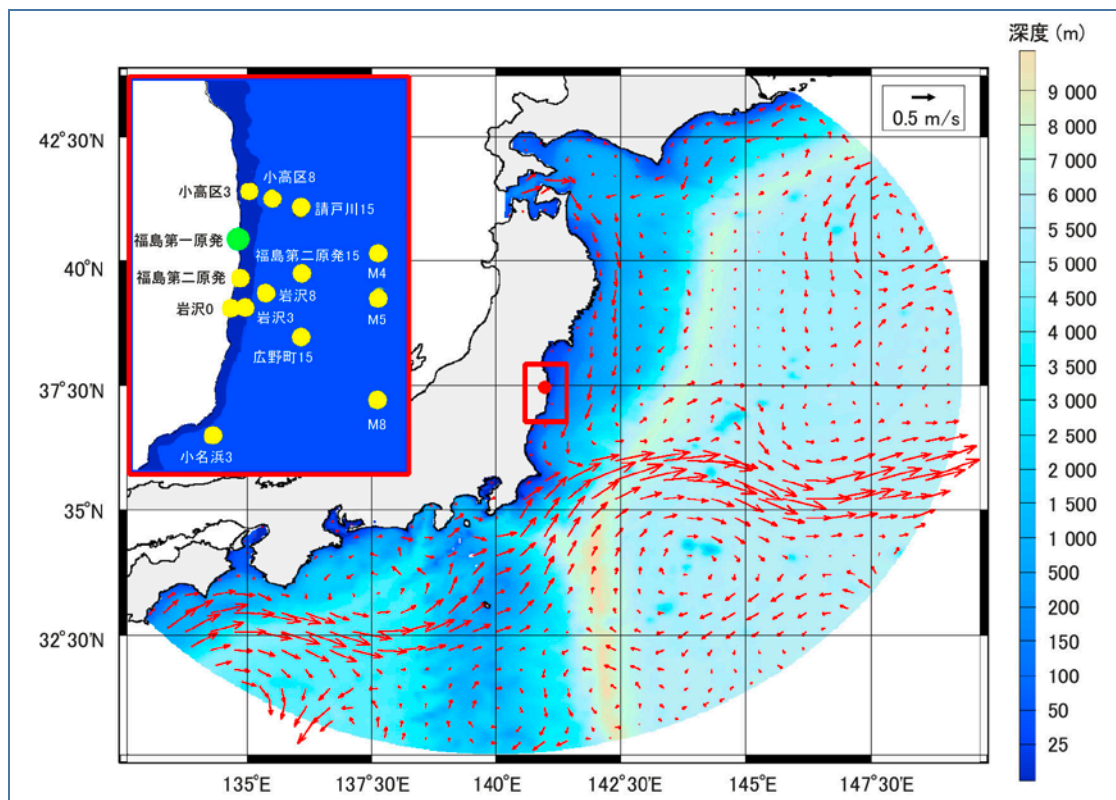
B76. 多数の観測結果が入手でき、海洋環境中の放出放射性核種の拡散に関する特徴がいくらか理解可能になった。使用するモデルの妥当性が観測により十分検証されているならば、拡散についてモデル計算を行うことでその理解がさらに深まると可能性がある。地域レベルでこの拡散がどのように生じたのかを理解するために、2011 年 4 月 1 か月間の表層海流のモデルを図 B-XIX [E4]に示す(矢記で)。図は、特に、暖かい海水を日本の南岸に沿って運び、その後北緯 35 度線に沿って太平洋の中心部へ東向きに進む黒潮海流の影響を示す。この海流は福島第一原発の南約 100km を流

れ、南側の暖かい海水と北側の冷たい海水の境界を成し、そこへ放射性核種の直接的な液状放出が発生した。Periáñez et al. [P3] が、同様のモデル計算による調査を行なった。

B77. 福島第一原発の沖合には幅約 40km の大陸棚(水深が約 200m 未満の部分—図 B-XIX の濃い青色の部分)が広がる。大陸棚上の海流は、風、潮の流れ、河川からの真水の流入によるエネルギーを受けて変化する。風がこの海岸域の海流の主な駆動源であると推測される。海岸が妨害物となり、最初の数キロメートル以内で海流を導く。風が南向きの移動を助ける時は、表層水とそれに付随する汚染物質は数日以内に黒潮海流に達し、太平洋の中心へと東向きに拡散する。

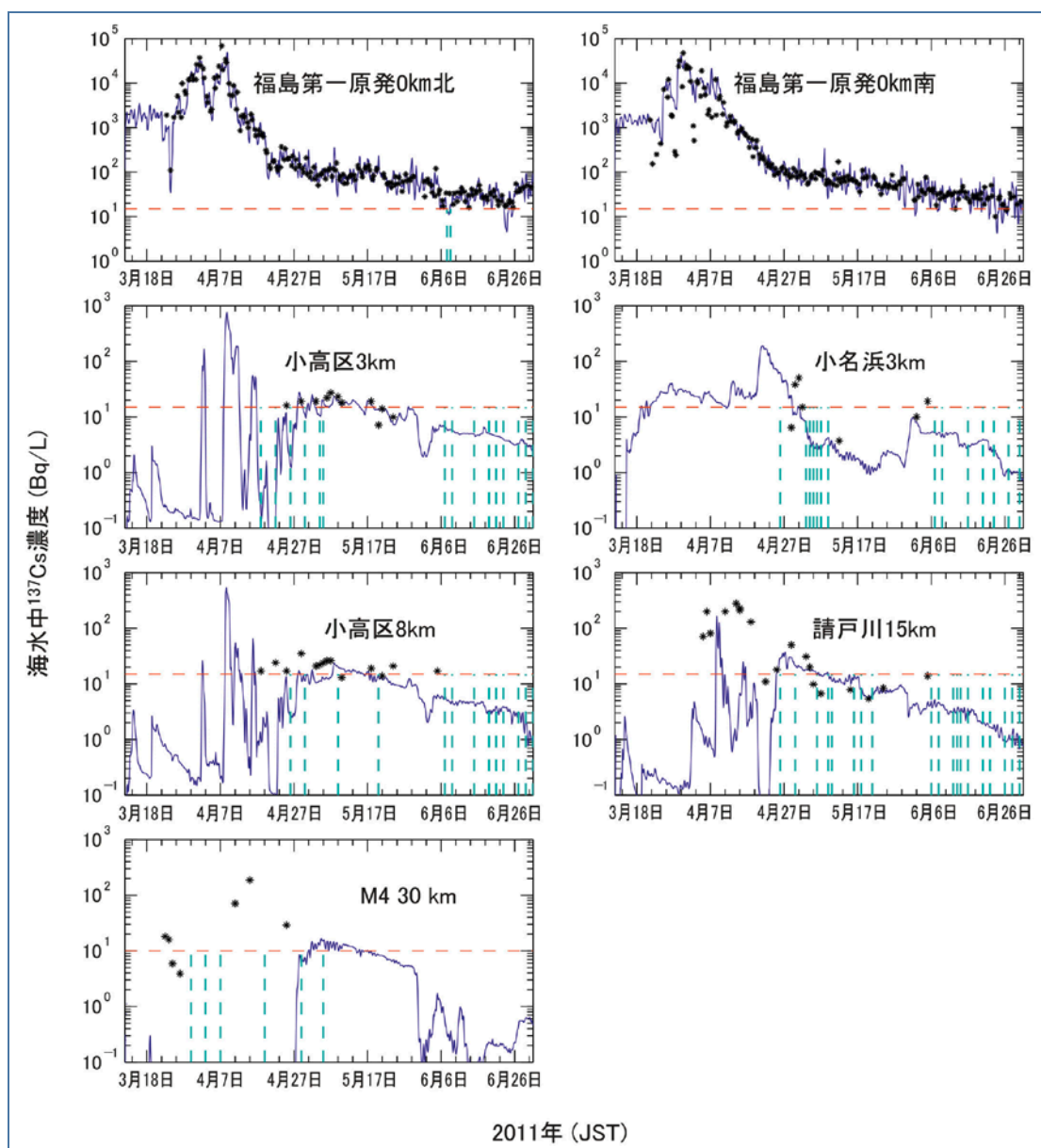
B78. 拡散解析の信頼性について検討するため、入手可能な観測記録に対して、モデル計算結果を検証。本附録のセクション II.B で述べた様々なモデル[E4, K3, T24]による計算結果および Periáñez et al. [P3] の解析結果(海水と堆積物の相互作用に関する力学モデルを導入)を様々な地点における観測結果と比較した。Masumoto et al. [M5] はこれらのモデルのいくつかの結果と他の結果の相互比較を発表している。モデルは、時に、水力学モデルを駆動するために使われた風、海洋の海流、および各地点における濃度の時系列に関連付けられた。Estournel et al. [E4]は、まず上記セクション II.B で考察した日毎のソースタームを用いて ^{137}Cs の拡散をシミュレートし、ついで海岸に沿った 13 か所ならびに沖合 3、8、15 および 30km におけるシミュレーションによる濃度と観測濃度とを比較した(図 B-XIX の挿入部の位置参照)。その結果を図 B-XX に示す。濃度の経時変化は、初期に沖合 30km で観測された濃度の上昇(本附録のセクション II.B で考察した)以外、一般的に、うまく再現されている。このシミュレーションは、海洋への直接放出および大気からの沈着が、海洋中でいかに拡散されたかを解明するために用いられた。

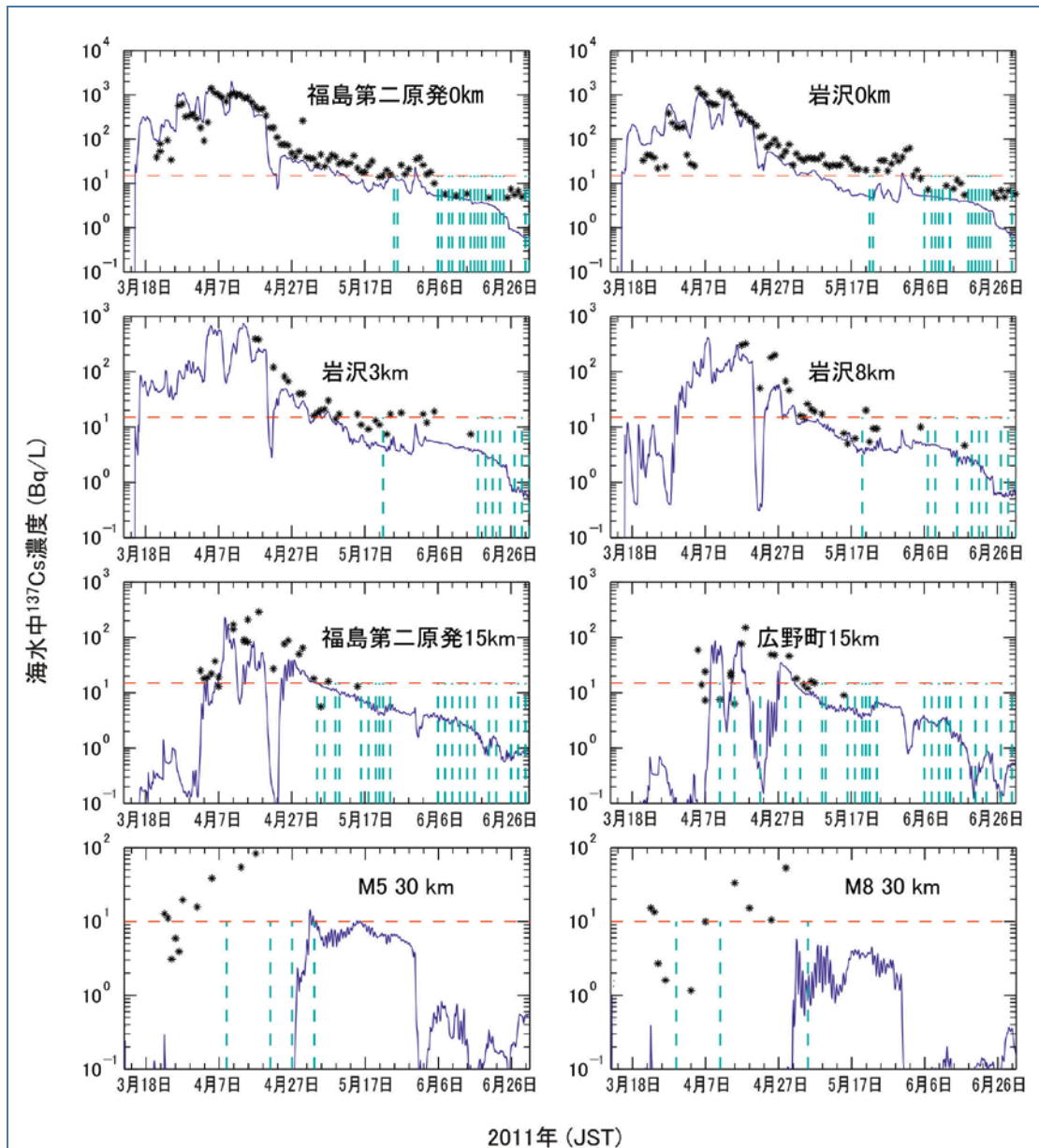
図 B-XIX. 2011年4月時点の表層海流をシミュレートした結果を海底地形上に重ねた図(出典[E4])^a



^a 赤い点は福島第一原子力発電所を示す。左上の挿入部は、拡散モデルの妥当性検証に使用した各地点の位置を示す拡大図(図B-XX参照)。

図 B-XX. フレーム内に示した各地点で観測(点)およびシミュレート(実線)した ^{137}Cs 濃度 (Bq/L) の比較(出典 [E4])^a





^a 各地点の位置については図B-XIXの地図参照。赤色の破線は、検出限界を示し、青色の垂直破線は検出限界以下の観測値を示す。

C. 拡散評価の結果

(a) 直接放出された放射性核種の海洋への拡散

B79. 福島第一原発から海洋への直接放出が最大であった事故後最初の 1 か月間、風は主に南向きに吹いていた。この種の風況では、コリオリ効果により、南向きの移動と、海岸への閉じ込めが生じる (図 B-XXI 参照)。この状況は典型的な沿岸沈降のケースであり、これが福島第一原発の南 (福島第二原発原子力発電所および岩沢海岸) で高濃度が観測された原因である[T6]。やがてこの南向きの

移動は放出された放射性核種を運ぶ海岸流と黒潮海流との干渉につながり、その後東向きへと方向を変えることになった。

B80. 4月中旬以降、風は主に北向きになり北向きと東向きの表層海流を生み出した。この状況は福島第一原発の北側を含む海岸一帯に放射性核種を拡散させるのに適していた(図 B-XXII 参照)。その後放射性核種の濃度は沖合 30km で増加したが、海岸付近では急減した。4月中旬の沖合 30km における ^{137}Cs の観測値および温度と塩分の鉛直分布を解析したところ、放射性セシウムは厚さ 10~20m の塩分濃度の低い海水層と結びついていたことが分かった。河川の影響を受けたこの沿岸の海水が風に押されて、より高密度の海水を流れたことから、放射性核種の沖合方向への移行が助長され、そのため放射性核種が下層の海水に拡散するのが妨げられ、その結果、表層水中の放射性核種の滞留時間が延びることとなった。

図 B-XXI. 事故後最初の1か月間における表層水中の ^{137}Cs の平均濃度 (Bq/L) (出典 [E4])

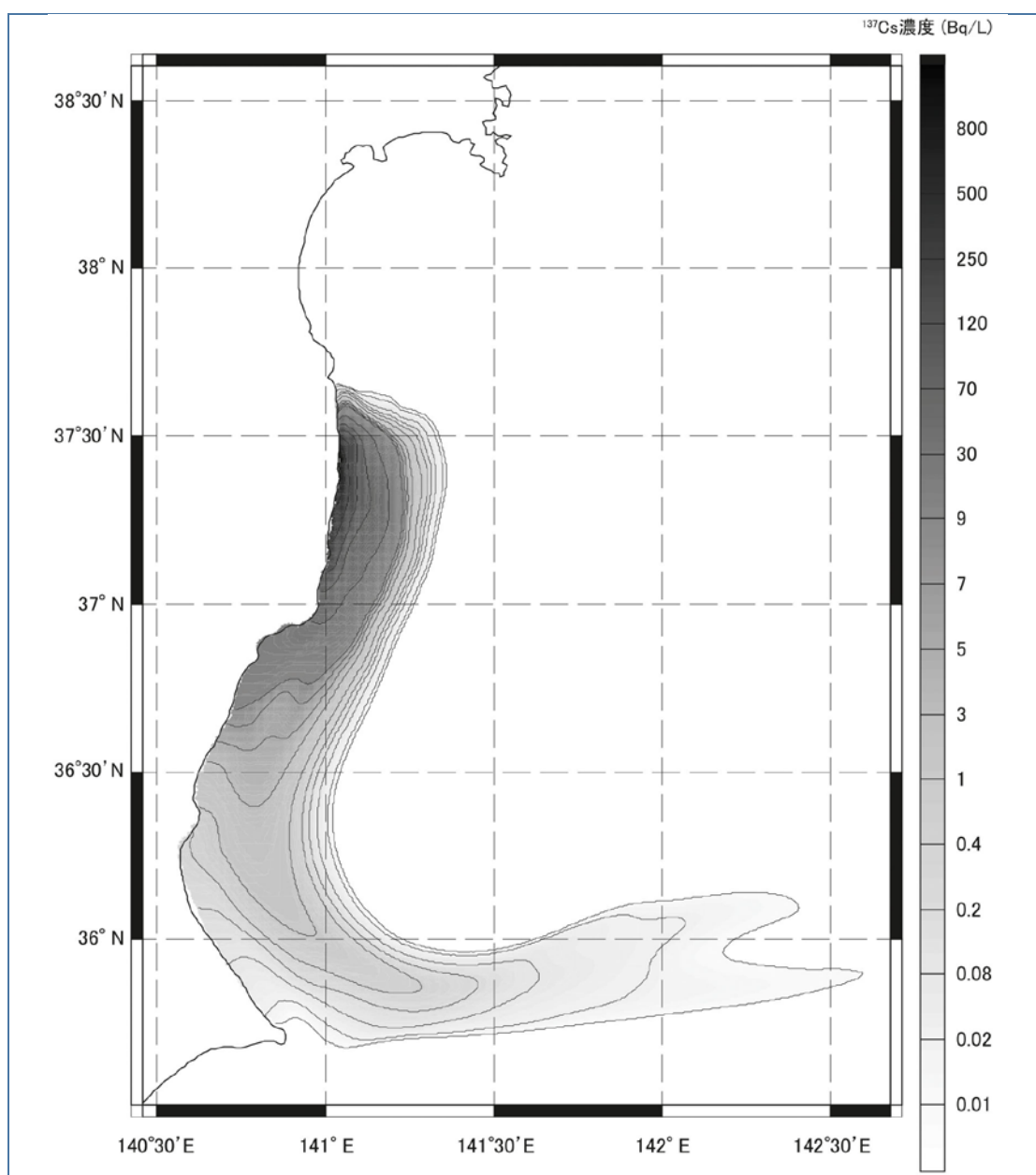
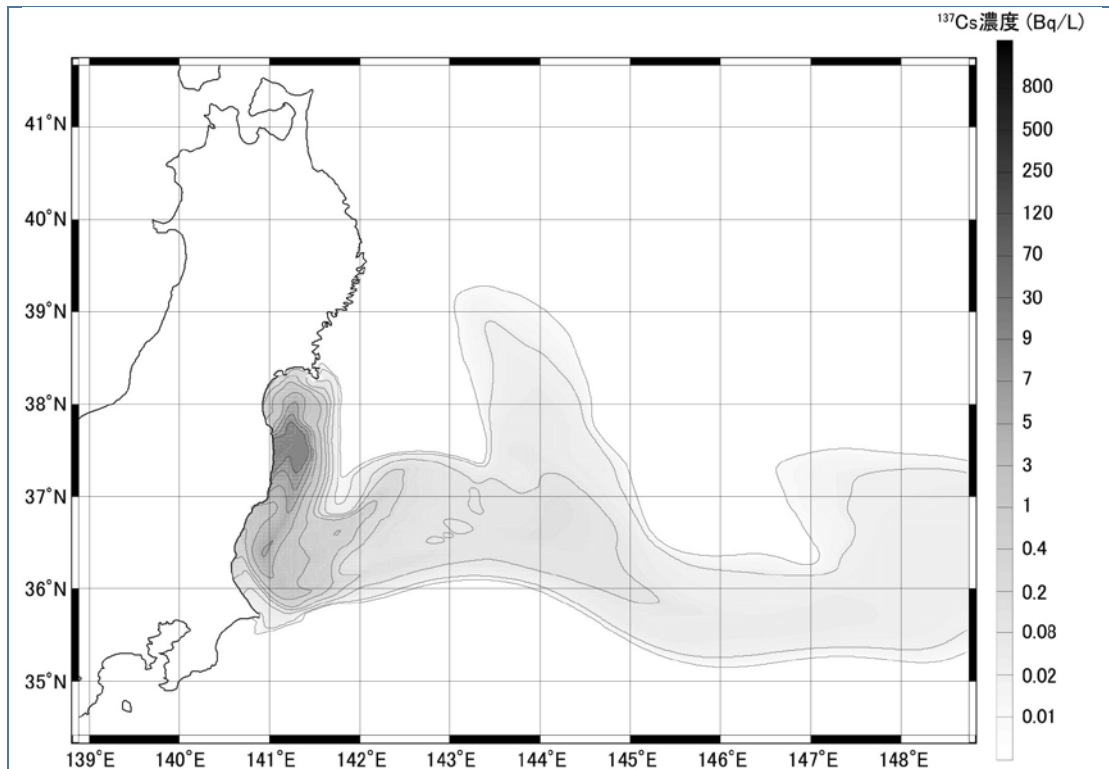


図 B-XXII. 2011年5月における表層水中の ^{137}Cs の平均濃度(Bq/L) (出典 [E4])^a

^a 水平方向の縮尺は図B-XXIのものとは異なる点に注意すること。

(b) 大気から沈着した放射性核種の拡散

B81. 大気中へ放出された放射性核種は、海洋の広範囲にわたり沈着した。沈着密度は福島第一原発付近の海岸域で最大だった。様々な著者[E4, K3]によれば、累積沈着密度の規模は、放出時の風向きによって、海岸付近では数 10^4Bq/m^2 程度、福島第一原発から 500km の地点ではおよそ 10^2 – 10^3Bq/m^2 であったと想定される。これらの堆積物のその後をシミュレートするため、海洋拡散モデルが用いられた。

B82. これらの大気からの沈着による表層水の濃度への寄与は、海洋への直接放出による寄与(おそらく直接放出が検出されていないであろう最初の数日間を除く)に比べ、はるかに小さかった。最初の1か月間、遠く離れた地点では、観測濃度変化の原因は大気による拡散であったが、濃度は低かった(数百キロメートルの地点で 0.05Bq/L 以下[E4])。比較的小さな区域で約 0.3Bq/L の濃度が測定されたものの、これらの結果は、Honda et al. [H7]が報告した平均観測値と一桁以内の相違であった。

B83. ^{131}I に関しては、Kawamura et al. [K3] が福島第一原発の南の海岸沿いにおける濃度をシミュレートし、3月に濃度が数 100Bq/L に達し、同じく3月中に、沖合では約 10Bq/L に減少、4月には 1Bq/L に減少するという結果に至った。

(c) 長期的な地球規模の移動

B84. 事故後 30 年にわたる、太平洋全域における ^{137}Cs の拡散状況のシミュレーションが発表されている[N3]。これらのシミュレーションでは、直接放出された放射性核種は事故後 4-5 年で米国のカリフォルニア沿岸部に達することが示されたが、この研究で採用された海洋モデルが低解像度であり、海流の力強さを過小評価しているため、この時間スケールは過大評価されている可能性がある。このことは Aoyama et al. [A12] が報告した観測により確認されており、本附録のセクション III.A で考察されている。しかし、2012 年に関してシミュレートされた濃度は Aoyama の観測結果と同規模であった。モデル計算によれば、福島第一原発から直接放出された ^{137}Cs は、事故後 10 年以内に 10^{-3}Bq/L 以下の濃度で北太平洋全域に広がる。この濃度は太平洋において事故以前に存在した ^{137}Cs の濃度 $1-2 \times 10^{-3}\text{Bq/L}$ を下回る数値である[B25]。

(d) 堆積物への放出および堆積物からの放出

B85. Periañez et al. は、3 次元移流／拡散モデルおよび最下層の海水と海底の堆積物間の吸着／脱着反応を 1 ステップおよび 2 ステップで表す力学モデルを用いて、海水と堆積物間の相互作用をモデル化した[P3]。彼らは、測定値と比較するために、海水中および堆積物中の ^{137}Cs 濃度を推定した。モデルは、図 B-XX に示した結果同様、表層水中の ^{137}Cs 濃度測定値に良く適合した。さらに同モデルは、堆積物中で測定された ^{137}Cs 濃度の一般的なパターンを再現することができた。著者は、堆積物中の ^{137}Cs 含有量の半減期を 167 日と推定している。

附録C. 公衆に対する線量評価

I. 緒言	148
A. 被ばく経路.....	148
B. 線量評価のためのデータ	150
II. 方法論	155
A. 線量推定の対象地域	155
B. 避難対象外区域の外部被ばく評価.....	157
C. 避難対象外区域における放射性核種の吸入による線量の評価.....	160
D. 放射性核種の経口摂取による線量の評価	161
E. 避難したコミュニティの住民の線量評価	164
F. 集団線量評価	166
III. 結果	167
A. 事故直後 1 年間の日本における線量推定	167
B. 日本における将来的被ばく線量評価	167
C. 日本以外の放射線被ばく	184
D. 集団線量の推定	187
IV. 不確かさ	188
A. 外部被ばくと吸入による線量の評価	188
B. 経口摂取による線量の評価	189
C. 将来の修復措置と防護措置	192
V. 他の評価との比較.....	193
A. 人体内における放射性核種の直接測定値	193
B. WHOの調査.....	194
VI. 結論.....	196

I. 緒言

C1. 本附録には、公衆の放射線被ばく評価に関するより詳細な情報を記載する。環境中の放射性物質分布についての知見を、日本の公衆の被ばく線量の推定に用いた。また、本調査では、世界保健機関(WHO)が実施した予備的な線量推定[W11]および WHO の予備的な線量推定の完了以降に入手可能となった大量の情報を考慮に入れている。関連する公開済みの科学論文や情報も本調査の一部を成している。

C2. 評価では、日本の住民の異なるサブセットを代表すると考えられる個人（すなわち、食物摂取や行動などにおいて典型的な習慣を持つ個人）の被ばく線量推定を中心に、事故後の放射線被ばくのより重要な経路について考察した。また、放出時点における 3 つの主要な年齢集団、すなわち 20 歳の成人、10 歳の小児、1 歳の乳幼児について考察した。一部の被ばく経路においては、人々は放出中および放出直後の短期間のみ被ばくを受けた。その他の被ばく経路については、時間の経過と共に程度は低いが、将来に向けて何年もの間、被ばくが継続する可能性がある。従って評価では、考察対象の 3 つの年齢集団の加齢を考慮し、事故後最初の 1 年間の被ばく線量、最初の 10 年間の累積被ばく線量および年齢の異なる各人が 80 歳に達するまでの被ばく線量も含めることとした。累積期間としては、日本人の平均寿命が長いことを考慮し、累積期間として、放射線防護で通常基準となる 70 年間ではなく、80 年間を用いた。福島県のより被害の大きかった地域の住民および東日本における福島県の隣接あるいは近隣の都道府県の住民の被ばくに特に注意を払った。日本各地の土壌に沈着した放射性核種の沈着密度にばらつきが非常に大きいこと、また事故後最も被害の大きかった地域における大気中の放射性核種測定がほんのわずかしかなかったことを認識しておくことが重要である。

A. 被ばく経路

C3. 福島第一原子力発電所(福島第一原発)からは、長期間にわたり、様々な種類の放射性核種が放出された(附録 B 参照)。本委員会の線量評価の主な評価項目は、特定の重要な器官、すなわち、最も重要な甲状腺、次に赤色骨髄および女性の乳房における吸収線量(単位グレイ、Gy)、および実効線量(シーベルト、Sv)であった。本委員会が甲状腺の吸収線量の推定を重視したのは、放射性核種が経口または吸入摂取されると甲状腺に集中し、これが乳幼児と小児において特に重要な意味を持つためである。本委員会の調査において推定した実効線量は、対象期間に受けた外部被ばくによる実効線量と、同期間に経口および吸入摂取した放射性核種による内部被ばくに基づく預託実効線量の合計である。

C4. 附録 B で詳述した通り、事故後の大量放出は大気と海洋に対するものであった。これらの放出に含まれていた放射性核種は、その後、環境中を移動した。図 C-I は特に重要な被ばく経路を示す。

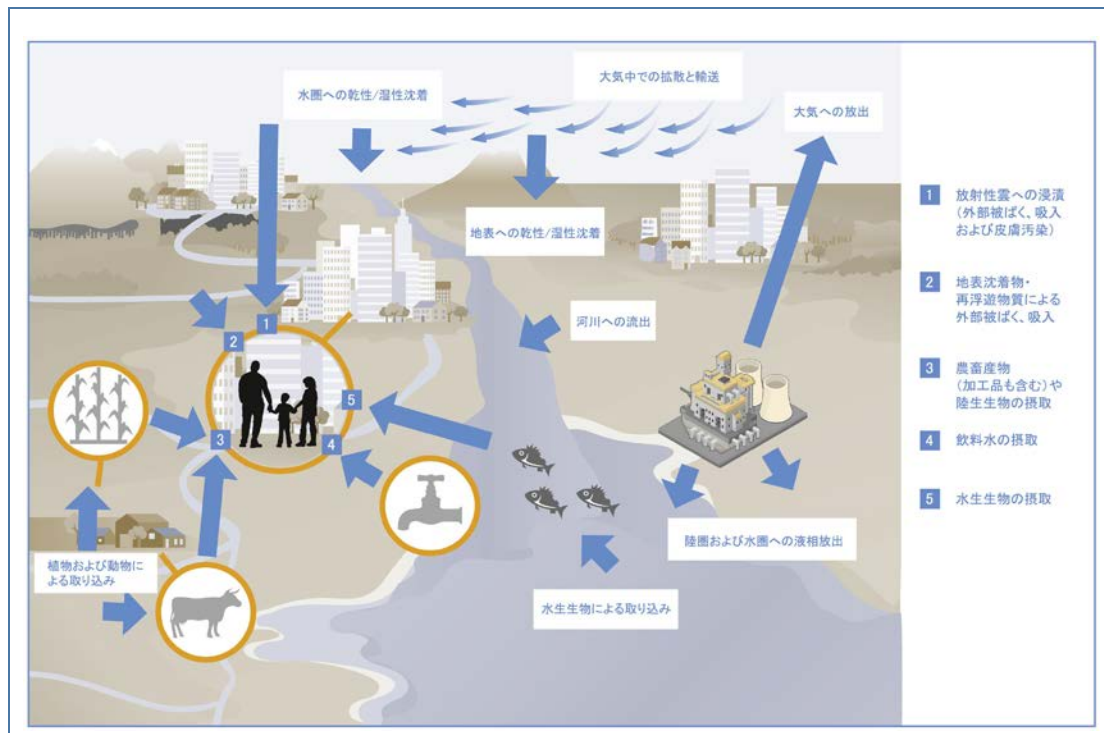
C5. 大気への放出後の主な被ばく経路は次の通りであった:

- (a) 放射性プルーム中の放射性核種による外部被ばく
- (b) 放射性プルーム中の放射性核種の吸入による内部被ばく

(c) 地表に沈着した放射性核種による外部被ばく

(d) 食物および水に含まれた放射性核種の摂取による内部被ばく

図 C-I. 環境中への放射性物質放出後の被ばく経路



C6. 最初の 2 つの被ばく経路は放射性プルームの通過中だけに発生するものである。3 番目と 4 番目の被ばく経路は沈着した放射性核種が壊変するか、物理化学的プロセスにより除去されるまで継続する。再浮遊した放射性核種の吸入や肌の汚染を通じた被ばくなど、考え得る他の被ばく経路については、福島第一原発からの放出による被ばくの主要な寄与因子ではないため、詳細な考察は行わなかった。

C7. 海洋に放出された放射性核種、または大気から海洋に沈着した放射性核種に関しては、人々が食べる可能性がある魚介類への移行が特に重要である。堆積物や砂に含まれる放射性核種に起因する他の被ばく経路も考えられるが（外部被ばくおよび不注意な経口摂取後の内部被ばく）、公衆の立ち入りが制限されていたため、福島第一原発サイト周辺に設定されている半径 20 km 圏の避難区域から外側の沿岸部のみに関係している可能性がある。発電所からの距離を考えると、これらがヒトの被ばくの重要な寄与因子となるとは考えられず、本委員会の評価には含めていない。

B. 線量評価のためのデータ

C8. 附録 A では、評価の入力情報として利用できた広範なデータを一覧にし、それらデータの品質が評価の目的に十分適うものであることを保証するために用いたプロセスを示す。 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs が被ばくの最も重要な寄与因子であると考えられるため、測定では、主にこれらの放射性核種に重点を置いた。放射性核種 ^{131}I は、甲状腺の吸収線量を決定する主要因子であるが、事故後比較的短期間にもたらされる（吸入と経口摂取を通じて）。放射性核種 ^{137}Cs と、比較的程度の低い ^{134}Cs が、住民の継続的長期被ばく、特に地表に沈着した放射性物質による被ばくを決定する。最も大量の放射能を放出したと推定される放射性核種である ^{133}Xe （附録 B 参照）に関しては、 ^{133}Xe がエアフィルターによるサンプリングでは採集できない非反応性（希）ガスであるため、わずかなデータしか入手できなかった。（これらのデータは群馬県高崎市にある包括的核実験禁止条約機関(CTBTO)の観測所で採取されたものである。）ただし、 ^{133}Xe の被ばくに対する寄与はきわめて小さいものであった。

C9. 人体内の放射性核種の体外計測は、内部被ばくを評価する上で直接的な情報源となる。本委員会は、2 種の主要なデータセットを入手した。1 つは、甲状腺、特に小児の甲状腺における ^{131}I 測定値であり、もう 1 つは ^{134}Cs と ^{137}Cs の全身モニタリングから得られたデータセットである。この種の測定値は、モニタリング時に被検者の体内に存在する放射性核種からの内部被ばくだけを示す。利用可能であった測定値は、限られた数の人々と場所のみ測定対象とされており、福島県の住民あるいはその他の都道府県住民の内部被ばくを直接推定するには不十分であった。したがって、環境中の放射性物質の測定値と、その放射性物質に人々がどのように被ばくしたかを表したモデルとを組み合わせることによって内部被ばくの推定を実施した。

C10. 本調査において、データは、被ばく評価の直接的な入力値あるいは評価の妥当性を確認するための数値のいずれかとして使用された。直接的な入力値として使用されたデータには、地表における放射性核種の沈着密度の測定値などが含まれる。本委員会は、この種のデータを、外部被ばくを推定する際の最も重要な根拠として用いた。また、経口摂取による線量の推定には、日本における食物中の放射性核種の放射能濃度測定値に関する広範なデータベースを使用した。一方、線量評価の確認のために使用したデータには、多数の線量率測定結果や、特定の場所と時間における大気中の放射性核種濃度に関する少数の測定値、さらに少数の人体中の放射性核種の体外計測値（全身および甲状腺における測定値）などが挙げられる。本委員会は、地表に沈着した放射性核種レベルあるいは大気中の放射性核種レベルに関して入手できた測定値を補完するために、附録 B で説明した大気輸送拡散沈着モデル(ATDM)の結果を採用した。

1. 日本国内での放射線測定値

C11. データの主な情報源は日本の当局から提供された公式情報であったが、他の情報源からのデータも用いた。それらデータには、国連加盟国が提供したデータ（在日アメリカ合衆国職員が入手したデータなど）や、公開情報（IAEA 調査チームが入手したデータ[I6]など）が含まれる。本委員会は、測定に一貫性があるか、測定が品質保証かつ確立された方法で実施されたかどうかを見極めるために、広範囲に及ぶ確認を行った。

C12. 日本の文部科学省（文科省）の指導の下、日本原子力研究開発機構(原子力機構)を始めとする様々な大学や研究機関が協力し、広範囲なモニタリングプログラムが実施された。文科省の最初の地上調査データセットにより、約 2,200 件の測定結果から成る非常に包括的な沈着密度測定値が得られた。それらは、福島第一原発から半径 80 km 以内の地域で、2011 年 6 月 6 日から 7 月 8 日までの期間に実施された土壌試料の測定から得られたものである。データセットは土壌におけるガンマ線放出放射性核種 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の

周辺線量当量率と沈着密度に関する情報を提供した。避難区域内の採取地点では、比較的高い沈着密度が見られた。 ^{137}Cs の最大測定値は、大熊町内の測定地点で観測された 15 MBq/m^2 であり、同地点における同時点での周辺線量当量率は $55 \mu\text{Sv/h}$ であった。

C13. 文科省のデータセットには、限られた採取地点(100 ヶ所)における土壌の ^{89}Sr 、 ^{90}Sr 、 ^{238}Pu および $^{239+240}\text{Pu}$ の沈着密度測定結果も含まれていた。 ^{89}Sr と ^{90}Sr の沈着密度の最高値は、それぞれ、20 km 圏内の避難区域内の地点で測定された $22,000 \text{ Bq/m}^2$ および $5,700 \text{ Bq/m}^2$ であった。 ^{238}Pu に関しては、検出限界以上の測定値が観測されたのは 6 試料だけであり、最高測定値は 4 Bq/m^2 であった。 $^{239+240}\text{Pu}$ に関しては、試料測定結果の 50% が検出限界より低く、最高値は 14 Bq/m^2 であった。最初の 2,200 件の測定結果に関する詳細は、補足資料 C-1 から補足資料 C-5 に、また測定された全ての放射性核種に関する地図は補足資料 C-6 に記載する。

C14. 2011 年の終わりに、文科省は東日本の 11 の都道府県で、再度 ^{134}Cs と ^{137}Cs の一連の原位置調査および／または土壌サンプリングおよび測定を実施した。文科省による第二弾の調査結果を最初の 2,200 件の測定結果と組み合わせ、福島県および宮城県、栃木県、群馬県、茨城県、岩手県ならびに千葉県の各県内の行政区画レベルでの外部被ばく推定のための一次入力データが得られた。文科省の調査と同時期に、農林水産省（農水省）も 2011 年 4 月から 2012 年 2 月まで東日本の 15 の都道府県の耕土中に含まれる ^{134}Cs と ^{137}Cs の測定を行った。これら調査結果も今回の評価で採用している。

C15. 本委員会の公衆の線量評価では、地上調査における測定結果を日本人に関するデータと組み合わせた。日本政府は、適切な地理空間情報を報告する目的で、日本を格子状に分割した。主要な 1 次グリッドには経度（東西）1 度および緯度（南北）40 分を用いている。2 次グリッドは 1 次グリッドを 8×8 のセルに分割したものであり、各 2 次グリッドは経度 0.125 度、緯度 0.083 度に相当し、その寸法は約 $10\text{km} \times 10\text{km}$ である。3 次グリッドは 2 次グリッドをさらに 10×10 のセルに分割したものであり、3 次グリッドの水平および垂直距離は約 $1\text{km} \times 1\text{km}$ である。文科省の各測定結果は、対応する約 1km^2 のグリッドに当てはめられ、人口データと組み合わせられた。

C16. データを組み合わせた後、本委員会は、各調査対象行政区画における放射性核種の線量率と沈着密度を算出した。2011 年 6 月 14 日時点の福島県と一部隣接県における ^{137}Cs の沈着密度の地図を図 C-II に示す。また、この手順で作成した測定データセットを補足資料 C-7 に記載する。

C17. 米エネルギー省(USDOE)は、福島第一原発から半径 80 km 以内の地域で航空機による調査を実施した。データは 2011 年 4 月 2 日から 5 月 9 日まで収集され、 ^{134}Cs と ^{137}Cs に関して報告された線量率と沈着密度は 2011 年 6 月 30 日時点に調整された。このデータセットは、ATDM の結果（附録 B）の解釈を精緻なものとし、各行政区画または都道府県の沈着密度のばらつきを定量化するために用いられた。米 DOE の航空機による調査で測定された線量率と沈着密度は、約 1km^2 のグリッドセル内で平均化し、文科省の地上調査測定データとの比較を行った。図 C-III は、米 DOE による福島県東部の航空機による測定に基づく ^{137}Cs の沈着密度を示す。同図から、沈着密度が最も高かったのは福島第一原発から北西に当たる地域であることがわかる。

C18. 福島第一原発からの放出後における大気中放射性核種濃度について、利用できる情報は限られていた。この内、日本政府と米 DOE が提供したデータを附録 A に要約する。放出後 1 週間における大気中の ^{131}I 濃度に関するデータは、放射性プルーム通過中の吸入による被ばくを直接推定するには不十分であった。

C19. 事故後、日本国内で様々な食物について ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の測定が実施された。2011 年 3 月以来、国連食糧農業機関(FAO)と国際原子力機関(IAEA)の指導の下、日本の農水

省や厚生労働省（厚労省）など日本の当局が協力しながら、食品中の放射性核種濃度についてのデータベースが作成された。この FAO/IAEA の食品データベースには、日本の全 47 都道府県で採取された 500 種類以上の食品に関するデータが含まれている。これらのデータは、厚労省が公開または提供し、FAO/IAEA の食品・農業における原子力技術共同部会が編纂した情報に基づき、FAO/WHO の国際食品安全当局ネットワーク (INFOSAN) を通じて提供された。FAO/IAEA の食品データベースは、補足資料 C-8 に要約した通り、本委員会が、使用する前にその妥当性を検証した。

C20. 飲料水中の放射性核種の濃度に関するデータは、厚労省によって提供された。飲料水の最初の試料は、2011 年 3 月 16 日に福島県内で採取されたが、一部の行政区画では、2011 年 3 月下旬あるいは 4 月上旬までサンプリングが開始されなかった。福島県外では、飲料水中の ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に関するデータのみ入手可能であったが、福島県内の各行政区画においては ^{132}I のデータもまた入手可能であった。

図 C-II. 2011年6月14日時点で調整した文科省の地上調査データに基づく、福島県および一部隣接県内において行政区画毎に平均化した ^{137}Cs の沈着密度

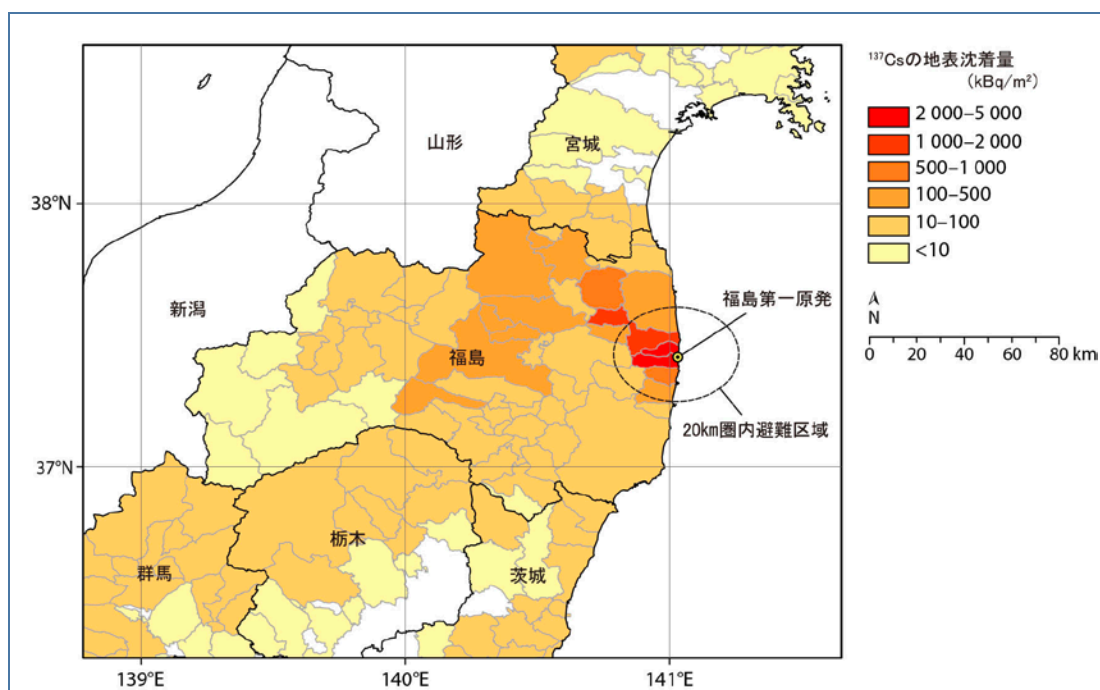
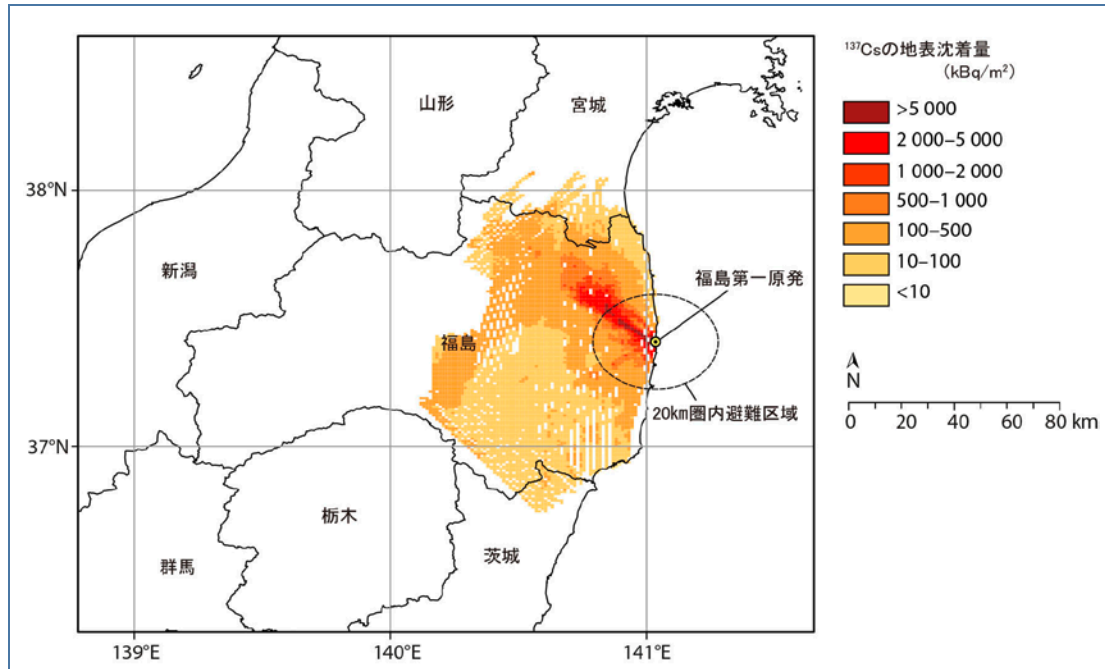


図 C-III. 2011年6月30日時点に調整した航空機調査の測定データに基づく、福島県内における¹³⁷Csの沈着密度[U17]



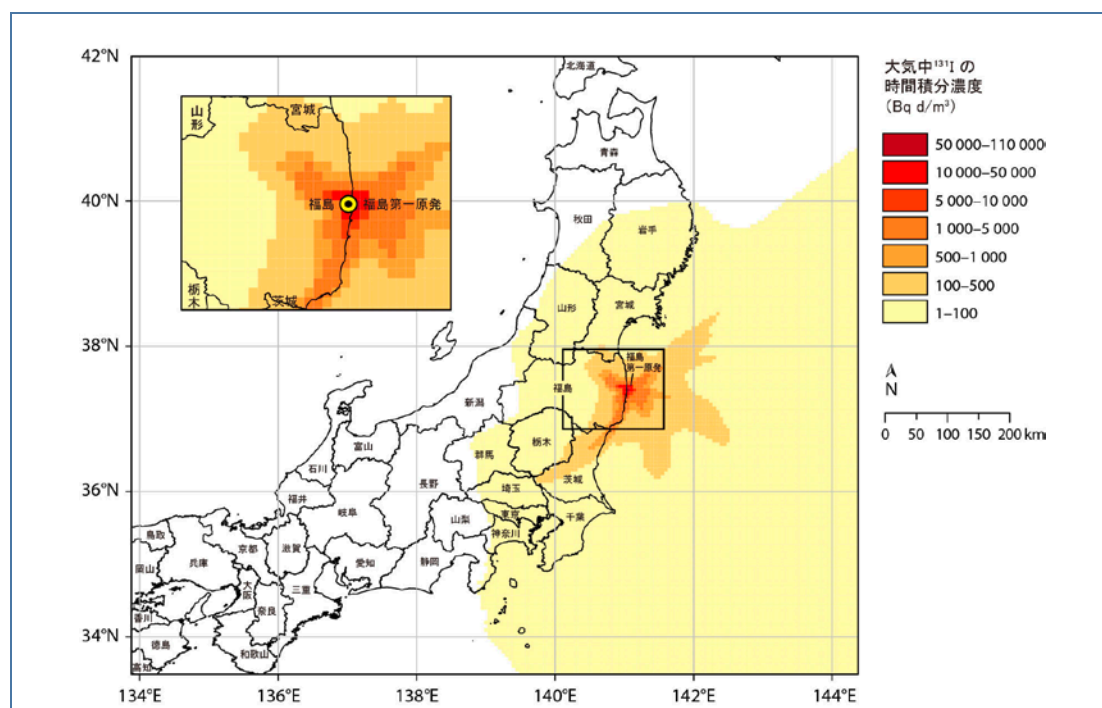
2. 日本に関する大気中の移行、拡散および沈着モデル

C21. 大気中の放射性核種濃度については情報がはるかに少ないため、特定の時間および場所におけるブルームによる被ばくは、より重要な放射性核種の放出に想定される時間シーケンスと、附録 B で説明する NOAA-GDAS ATDM を用いた大気中のそれらの移動から推定した。想定したソースタームと特定の場所における ATDM 解析が提供する大気中の放射性核種濃度と沈着密度の推定値は不確かだが、これら 2 種類の推定値の比に関しては、不確かさはかなり減少する。特に、比は、不確かさはるかに大きい放射性物質の推定放出量の絶対的規模と時間的パターンに比較的影響されない。これらの比に付随する主な不確かさは、湿潤および乾燥沈着物を説明するパラメータの不確かさに起因する。本委員会は、ATDM 解析から導き出された場所依存性の比を使用して、放射性核種の沈着密度測定値から大気中の放射性核種濃度の時間積分値を推測した。本委員会は、次にこれらの推定濃度を用い、避難地域を除く日本のすべての地域における大気中の放射性核種による被ばくを評価した。

C22. 避難区域に関しては、避難期間中、大気中の放射性核種濃度と沈着密度の測定は限られた回数しか行われなかったため、本委員会は、特に重要な放射性核種の想定放出パターンと ATDM 解析結果が提供するこれらの数値の推定値に依拠することとした。ATDM の解析結果から放射性核種 ¹³²Te、¹³¹I、¹³²I、¹³³I、¹³³Xe、¹³⁴Cs、¹³⁶Cs および ¹³⁷Cs の経時的大気中濃度が得られた。ATDM の結果は利用可能なソースタームデータに基づいており、NOAA-GDAS モデルには気象条件に関する詳細情報が含まれていたが、特定の場所と時間に関する ATDM の結果には大きな不確かさが含まれていた（附録 B 参照）。ATDM の結果は、福島県および日本各地のコミュニティの今後の放射性核種の経口摂取による線量計算にも採用された。

C23. ATDM の結果は 5-km² のグリッド上の点として提示した。また、これらの数値を文科省の地上調査の測定データセットの対応するセルに当てはめた。さらに ATDM 解析からは粒子状および非粒子状の ¹³¹I を推定した。図 C-IV は、ATDM 解析に基づく 2011 年 3 月 13 日から 2011 年 4 月 1 日までの期間における大気中の粒子状 ¹³¹I の時間平均濃度の推定値を示す。ATDM 解析結果に基づく地図は、放射性核種の大気への放出の大部分が海洋中に拡散したことを実証している。ATDM 解析に基づいて作成した ¹³¹I と ¹³⁷Cs のデータセットおよび地図は、補足資料 C-9 から 補足資料 C-10 に記載している。

図 C-IV. NOAA-GDAS 大気輸送拡散沈着モデルの解析結果に基づく、日本全国の粒子状¹³¹I の時間積分 (2011年3月13日～4月1日) 濃度(附録 B)



3. 日本以外における放射線測定

C24. 国連加盟 25 カ国が要請に応じ、本委員会に関連データを直接提供してくれた（アルゼンチン、オーストラリア、ベラルーシ、ベルギー、ブラジル、カナダ、中国、フィンランド、フランス、ドイツ、インド、インドネシア、マレーシア、メキシコ、パキスタン、フィリピン、ポーランド、大韓民国、ロシア連邦、スロバキア、シンガポール、スペイン、スウェーデン、グレート・ブリテンおよび北アイルランド連合王国、アメリカ合衆国）。データには次の情報が含まれていた：空気試料と輸入食品および地元で生産された食物に検出された放射性核種、事故発生時に日本滞在中の上記の国々の市民における体外計測（全身計測と甲状腺測定など）ならびに *in vitro* 測定（尿検査など）、環境試料の解析。提供されたデータの概要は補足資料 C-11 に示す。

C25. 数多くの刊行物で、大気、雨水、土壌、植物および乳製品中の放射性核種濃度と沈着密度について報告されている。対象地域は、東南アジア[K10, K12, L13]、ロシア連邦[B14]、北米[B10, B15, D1, M2, S10, W8, Y3]、欧州[B1, B3, B7, B11, C1, C7, C8, E5, I30, K21, L9, L14, M3, M4, P4, P7, P9, P10, P13, T22]、北極[P1] およびキューバ[A8]である。

C26. これらの刊行物の大半で、特に 2011 年 3 月下旬から 4 月上旬にかけて、空気試料中に ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs が検出されたことが報告されている。欧州の監視ネットワーク全域で、これらの放射性核種濃度の上昇が記録されたのは、西欧および中欧では 2011 年 3 月 30 日まで、東欧では 2011 年 4 月 3 日までであった。全体的に、濃度は極めて低く、2011 年 4 月末までには、粒子状 ^{131}I の測定値は再び検出限界より低くなった。データの概要は[M4]に記載されている。

4. 防護措置

C27. 日本の当局により、市民を放射能の放出から守るために広範囲の措置が講じられた[A6]。最初に、原発サイトから半径 20 km 圏外への避難が 2011 年 3 月 11 日から 15 日にかけて実施され、その後、いわゆる「計画的避難区域」が導入された（2011 年 4 月 22 日から）。さらに、2011 年 3 月から 6 月にかけて、福島第一原発の北西方向に当たる行政区画において、環境測定に基づき避難が実施された。本委員会は評価のために、これらの防護措置が、いつ、どこで実施されたかを考察した。2011 年 11 月、福島県庁は、2011 年 3 月 11 日から 7 月 11 日までの 4 か月間における活動に関する全福島県民に対するアンケート調査の結果を報告した。その結果に基づき、福島第一原発事故後に避難した住民の動きを代表する 18 のシナリオが作成された。これらのシナリオについては次章で考察する。さらに、避難地域における防護措置の状況に関する追加情報が日本政府から提供された。

C28. 初期の測定が、最も被害の大きかった地域で栽培されていた野菜の試料に対して実施されたが、暫定規制値を上回る濃度の ^{131}I が検出された。食物の出荷制限は 2011 年 3 月 17 日から実施されている。多くの人々が当局の勧告に加え、独自の防護措置を講じた。たとえば一部の人々は自らの意思で避難したり、生鮮食品の摂取を控えたり、福島県産の食物の摂取を避けたりした。本委員会は、公式の防護措置から考えられる影響のみを考慮した。ただし、本委員会は、食品摂取の相違が個人被ばくに及ぼす影響については考慮した。

C29. 汚染地域の長期的な修復措置は既に着手されており、その効果、今後、沈着した放射性核種による被ばくや放射性核種の食物への移行による被ばくは減少するであろう。その影響の可能性については本附録の後半で考察する。

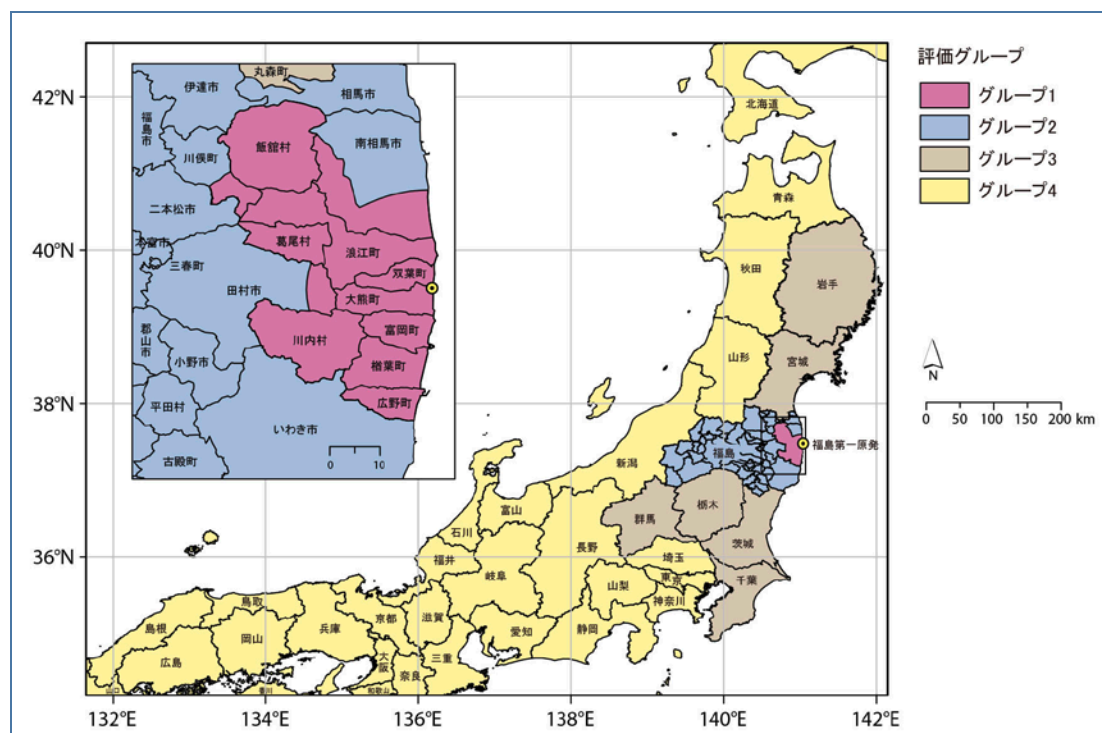
II. 方法論

A. 線量推定の対象地域

C30. 日本の公衆の線量を推定するために、本委員会は、地域別の 4 つのグループに焦点を当てた（図 C-V 参照）。グループ 1 には、事故後数日から数か月の間に 18 種類の避難シナリオに従い、集落ごとのシナリオを適用して公衆が避難した、福島県内の集落が含まれる。グループ 2 には福島県内の全ての避難対象外地区、グループ 3 には福島県に隣接する東日本の各県（宮城、栃木、群馬、茨城）および福島県の近隣の県（岩手、千葉）が、また、グループ 4 には日本のその他全ての都道府県が含まれる。

C31. これらの各グループの線量推定に採用した空間分解能は、どのようなデータが利用可能であるかにより異なった。グループ 2 の推定は、外部被ばくおよび吸入経路については行政区画レベルで、また経口摂取経路については県レベルで実施した。グループ 3 に属する 6 県は、測定実施回数と ^{137}Cs の沈着密度の測定値に基づいて選定した。グループ 3 の線量推定は、外部被ばくおよび吸入経路に関しては、多くの行政区画に対して行政区画レベルで行った。6 県の内 5 県の経口摂取による線量は、5 県の平均値に基づいている。岩手県は例外であり、同県の推定平均線量はグループ 4 の平均線量と同一であった。グループ 4 に属する全ての都道府県の線量は、外部被ばくおよび吸入経路に関しては都道府県レベルで評価し、経口摂取経路に関しては、グループ 4 の全都道府県の平均値に基づいて評価した。

図 C-V. 日本における公衆の代表的構成員に対して線量を推定するための地理的地域



グループ 1. 放医研が報告した18のシナリオに記載されているとおり、事故後数日から数か月の間に避難した者はこのグループに含まれる。

グループ 2. 福島県内で避難対象とならなかった行政区画の居住者。

グループ 3. 宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県、岩手県の居住者。

グループ 4. 日本のその他の都道府県の居住者。

C32. この評価では、一般的な習慣を持つ代表的な公衆集団における放射線被ばくを、複数の方法で推定した。本セクションで要約する方法については、補足資料 C-12 および 補足資料 C-13 で詳細に説明している。外部および内部放射線被ばくの双方において、胎児または母乳栄養の乳児の線量が他の年齢集団の線量と同様と考えられるため、本委員会は、当該集団の線量を明示的に推定はしていない。たとえば、外部被ばくによる胎児と母乳栄養の乳児の線量は、それぞれ成人と 1 歳児の線量とほぼ同一であったと考えられる。

C33. 日本以外の国における線量評価は、大規模な測定によって裏付けられている WHO の予備的な線量推定結果、国連加盟国が実施した線量評価結果などの文献で公開されている推定

値を精査したものである。本委員会は、日本以外の国々の公衆を対象とした線量推定のために、モデル計算手法に基づく包括的評価を実施していない。

B. 避難対象外区域の外部被ばく評価

C34. 外部被ばくは、放射性核種の環境への放出による公衆の被ばく線量の主要な寄与因子である（たとえば[W11]参照）。外部被ばくには 2 つの構成要素がある。すなわち、(a)大気中の放射性核種による被ばく、および(b) 地表に沈着した放射性核種による被ばくである。大気中の放射性核種による被ばくは比較的短期間で、放射性核種が空中に存在する間だけ持続するが、沈着した放射性核種による被ばくは、それらが物理化学的プロセスまたは修復措置により、崩壊するか除去されるまで持続する可能性がある。

C35. 大気中の周辺線量当量率（空気カーマ率）の測定値には、放射性核種から放出された線量（大気中または地表の）と、自然に発生する放射線源からのバックグラウンド構成要素が含まれる[U12]。バックグラウンド構成要素と特定の放射性核種の寄与に関する詳細情報が不足していたため、本調査では、線量率の測定値を直接使用することはできなかった。そのため、時間と場所の関数とした沈着放射性核種による線量率は、それら地表面における放射性核種の沈着密度の測定値から推定した。これにより各放射性核種の放射性壊変と土壌内への移行を考慮しながら、将来の線量率を推定することが可能になった。

C36. 臓器の吸入線量または外部被ばくによる実効線量の評価には、ガンマ放射線場に関する情報、長期間にわたる放射線場におけるヒトの行動に関する情報および放射線場を吸収線量または実効線量に関連付けるための内部転換係数を適宜必要とした。これらの内部転換係数は照射ジオメトリに依存する、すなわち、放射性核種が大気中にあったか、地表に沈着していたかによって異なる。沈着した放射性核種による外部被ばくに関しては、放射線場の基準測定値として、地表からの高さ 1m 以上における空気カーマ率を使用した。この数値は、地表面における放射性核種の沈着密度と、土壌中の放射線の初期減衰、放射性壊変、長半減期放射性核種の土壌中への移行および積雪の有無などの自然要因の両方に影響される。また、これらの要因の影響の経時的変化についても考慮した。これらの要因の影響を特定の場所の線量率と基準とする場所の線量率との比として表すために、いわゆる「立地係数」を採用した。また、各地で各集団が過ごす時間の割合を考慮するために、居住係数を用いた。詳細な方法論は補足資料 C-12 に示す。

1. 沈着物質による外部被ばく

C37. 日本国内の避難しなかった人々の外部被ばく評価では、主な手法として地表の放射性核種の沈着密度測定値を用いた。測定データセットについては、前章と附録 A に要約した。計算モデル([G6, G8, G9, J3]参照) は次の 4 つのサブモデルで構成される。(a) 地区内の基準サイトにおける自由大気中のカーマ率推定値、(b) 立地係数推定値、(c) 各種の場所における様々な集団の居住係数の推定値、および (d)大気中のカーマ率を特定の臓器の吸収線量率または実効線量率へ変換するための—各集団に関する—係数の推定値。モデル、パラメータおよび仮定は、補足資料 C-12 で詳細に説明するが、以下に要約する。

C38. 公衆の外部被ばくは、屋外と屋内で過ごす時間、屋内の場所の遮蔽特性、ならびに個人の身体の大きさ（年齢に応じて考慮される）に依存する。評価で使用した 3 つの年齢集団は

特定の社会集団の代表とみなした。20歳の成人は2011年時点で16歳以上の人々の代表として、10歳児は2011年時点で6歳から15歳の学童の代表として、1歳児は2011年時点で5歳までの就学前の児童の代表として、それぞれ考えられた。成人の集団は主に屋外で労働する人々と主に屋内で労働する人々に再分類した。屋内労働者の集団には学生と年金受給者も含まれる。これは、日本の人口動態データで報告される通り、両者の行動がこの分類方法において類似しているためである。

C39.これらの集団について、日本において一般的な次の3種類の家屋の遮蔽特性を考慮した。(a) 平屋から3階建てまでの木造家屋、(b) 平屋から3階建てまでの(漆喰づくりの)耐火木造家屋、および(c) コンクリート製高層建築。居住係数は時間に依存し、その数値は、風化、洗浄、その他の要因による放射性核種の環境中の移動により、時間とともに減少する。3種類の住居タイプに関する居住係数の初期値は、それぞれ0.4, 0.2 および 0.1 である(補足資料 C-12 参照)。社会・年齢集団と家屋の種類について合計12種類の組み合わせを考察した。主な結果は次の2つの代表的集団について提示する。(a) 木造家屋に住み、屋内で労働する成人、および(b) 木造家屋に居住する乳幼児。これら2つの集団を選定した理由は、福島県民とグループ3に属する各県民の大半は、平屋または2階建ての木造または耐火木造家屋に居住するという統計データに基づいている。

C40. 事故直後1年間の線量評価においては、国際放射線防護委員会(ICRP)が規定する成人の計算用ファントム[I24]と、年齢集団に関する他のボクセルファントム[G7, P6]に基づく線量換算係数を適用した。長期的な被ばく評価では1歳児と10歳児の成長を考慮した。2011年時点で1歳児の集団には、最初の5年間(就学前の5歳まで)にわたり同じ線量換算係数を適用した。2016年3月からの10年間については、10歳の児童用の線量換算係数を適用した。また2026年3月以降については、成人用の線量換算係数を使用した。2011年時点で10歳の小児にも同様の手法を用いた。つまり、事故後最初の5年間については適切な線量換算係数を適用し、2016年3月以降に関しては成人用の線量換算係数を適用した。

C41. 居住係数(すなわち、各集団が各種の場所で過ごした時間)は、日本の全国調査データ[N18]に基づいている。使用した数値は表C1に示す。これらの居住係数は、12種類の社会・年齢集団と家屋の種類との組み合わせで使用した。一般的な成人は60%の時間を平屋または2階建ての木造家屋の中で過ごし、30%の時間を高層ビル内での就労に費やすと仮定した。一般的な就学前児童は、屋内での時間(80%)を全て木造家屋の中で過ごすとして仮定した。

表 C1. 日本の公衆の外部被ばくによる線量を推定するために使用した居住係数

場所の分類	居住係数(無次元)			
	成人		10歳児	1歳児
	屋外労働者	屋内労働者または年金受給者		
屋内	0.7	0.9	0.85	0.8
屋外, 内訳:	0.3	0.1	0.15	0.2
舗装された場所	0.2	0.05	0.05	0.1
未舗装の場所	0.1	0.05	0.1	0.1

C42. 文科省の地上調査データセットが、放射性核種の沈着密度に関するデータを提供するために使用された。このデータセットからは次の数値を入手することができた。全土壌試料中の ^{134}Cs と ^{137}Cs 、343試料中の $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、799試料中の $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、および419試料中の ^{131}I 。多くの試料において、放射性壊変および低沈着量、あるいはそのいずれかの理由で、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ (半減期33.6 d)、 ^{131}I (半減期8.02 d)および $^{110\text{m}}\text{Ag}$ (半減期250 d)は検出されなかった。これらの放射性

核種が測定可能な量まで存在しなかったため、沈着密度は、これらの放射性核種が検出された場所から求めた放射性核種濃度比の平均値を使って、土壌中の ^{137}Cs 濃度から推定した。表 C2 に、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 ^{131}I および ^{134}Cs の濃度と ^{137}Cs の濃度との比の平均値を要約する。ほとんどの場所において、この比率は比較的一貫している。

C43. しかし、測定データより、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ と ^{131}I に関する濃度比が非常に高い福島第一原発の南にあたる沿岸部の細長い地域（いわゆる「南側近接地域」）があることが示された。ただし、これらの濃度も ^{137}Cs の濃度と強い相関関係があった。本委員会は、富岡町、楡葉町、広野町といわき市の線量推定にあたり、これらの高い比率を用いた。

C44. $^{110\text{m}}\text{Ag}$ と ^{137}Cs の土壌試料中濃度には統計的に有意な相関関係が存在した。しかし、その相関係数は $^{129\text{m}}\text{Te}$ と ^{131}I に対するよりも小さかった。とはいえ、測定データがまったく存在しない土壌中における $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の濃度を推定するために、表 C2 から得られる $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の濃度比率を使用することに伴う不確かさが、線量推定に有意な影響を与えることはなかった。これは、事故後 1 年間の被ばくに対するこの放射性核種の寄与度が 0.1% 程度に留まるためである。

表 C2. 土壌中の放射性核種濃度の ^{137}Cs 濃度に対する比 (2011年3月15日 00:00 に調整)

地域	指標	放射性核種 (半減期)						
		$^{110\text{m}}\text{Ag}$ (250 d)	$^{129\text{m}}\text{Te}$ (33.6 d)	$^{132}\text{Te}+^{132}\text{I}$ (3.2 d)	^{131}I (8.02 d)	^{134}Cs (2.06 a)	^{136}Cs (13.2 d)	$^{137}\text{Cs}+^{137\text{m}}\text{Ba}$ (30.2 a)
南側近接地域以外 の日本全国	^{137}Cs 濃度に対する比	0.0028	1.1	8	11.5	1.0	0.17	1.0
	標準偏差 (n) ^a					0.07 (2 181)	0.02 (56)	
	相関係数 (n) ^a	0.47 (343)	0.97 (689)		0.72 (339)			
南側近接地域	^{137}Cs 濃度に対する比	0.0028	7.9	59	74	1.0	0.17	1.0
	相関係数 (n) ^a		0.85 (110)		0.89 (73)			

^a n は土壌試料の数。

^b 福島県の富岡町、楡葉町、広野町、いわき市を指す。

C45. ^{136}Cs の沈着密度は ^{137}Cs の測定レベルから推定した。日本の様々な場所で採取された土壌試料の測定値[E1, T1]から、2011 年 3 月 15 日時点の $^{136}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の平均同位体比は 0.17 ± 0.02 ($n = 56$)であったと推定される。一方、CTBTO (補足資料 B-1 参照)と欧州[K16]の空気試料解析に基づく、2011 年 3 月 11 日時点の $^{136}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ の平均同位体比は 0.21 ± 0.02 であると推定された。これらの計算上の比率はインベントリ計算[N16]から求め、本委員会が表 B3 で使用した 0.31 という数値とは異なる。一貫性を図るため、今回の線量評価には土壌試料測定から導出した比率を使用した。

C46. 避難対象外区域に対しては、地表の ^{132}Te の沈着密度は、他の公開されている測定データから導出した放射性核種の比率を用い、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ の測定レベルから推定した。 $^{132}\text{Te}/^{129\text{m}}\text{Te}$ の比率には大きなばらつきがある。日本の土壌試料からは 9.1 ± 1.6 ($n = 14$)と推定されたが[T1]、欧州全域で採取された空気試料からは 5.8 ± 0.1 ($n = 14$)と推定された[K16]。福島第一原発 2 号機について計算された理論上の比率は 22[N16]と 13[K16]とさらに大きく、異なる数値であったが、本委員会の評価では、環境測定値に基づき、四捨五入した 7 を用いた。 $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ の減衰補正済み比率は、事故後約 80 日間は基本的に一定しており、放射性テルルが放射性セシウ

ム同様に地表に保持されることを示している[T2]。避難区域においては、地表における ^{132}Te の沈着密度は、原子炉インベントリに基づき、 $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ の比率（表 B3 参照）に 12.4 という単一の数値を採用した ATDM の結果から導出した。

2. 大気中の放射性核種による外部被ばく

C47. 放射性プルーム通過中の外部被ばくについての評価を環境測定結果に基づいて行うには、ガンマ線の線量率と放射性核種に関する測定値が不足していた。そのため、大気中の放射性核種濃度は、沈着密度の測定値と ATDM の結果から推定した。次に、プルームが半無限雲により代表できるとする仮定に基づいて、大気中の放射性核種による外部被ばくを計算した。この仮定は、大気中の放射性核種分布が数百メートルにわたり均一であると考えられる所では適切と判断された。大気中の放射性核種の推定値は、約 5km^2 のグリッドセルの平均値であった。

C48. 放射性核種の沈着密度の測定値が存在する福島県内（避難対象外地区）および日本のその他の都道府県においては、大気中の ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の濃度を、その測定値をもとに、場所に応じた各放射性核種の沈着密度に対する大気中における放射エネルギーの時間積分値の ATDM による推定値の比率を用いて推定した。

C49. 頭上を通過する放射性プルームの通過時間は短く（数時間）、この被ばく経路が総線量に及ぼす影響は、沈着した放射性核種による被ばく経路に比べ、わずかであった。本調査では、プルームの通過中、人々は主に屋外にいたと仮定した。人々が屋内にいた場合の建物の遮蔽の効果を無視しているため、この仮定により実際の被ばく線量を過大評価した可能性がある。大気中の放射性核種による外部被ばく計算方法の詳細説明と、関連するパラメータ値は、補足資料 C-12 に記載する。

C. 避難対象外区域における放射性核種の吸入による線量の評価

C50. 避難対象外区域における放射性核種の吸入による内部被ばくの評価には、大気中の放射性核種濃度、年齢によって異なる呼吸速度、および吸入による摂取に対する線量換算係数に関する情報を必要とした。前章で、大気中の放射性核種に基づく外部被ばくの推定について要約した通り、大気中の放射性核種濃度は、地表の放射性核種の沈着密度の測定値および補足資料 C-12 で詳細に説明している方法を用いた ATDM の結果から推定した。

C51. 本委員会は、年齢によって異なる呼吸速度の標準値、甲状腺および赤色骨髄の吸収線量への換算係数、および実効線量への換算係数を用いた[I15, I25]。これらの線量換算係数は、デフォルト粒子サイズである $1\mu\text{m}$ に基づいている。吸入速度には、ICRP の気道モデルによる 1 日当たりの平均速度を適用した。吸入に対する線量換算係数は、男性の吸入速度に基づいている[I18]。屋外に比べ屋内の大気中放射能濃度が減少する可能性がある点は考慮に入れていない。

C52. ICRP の線量換算係数はヒトの一般的な解剖学および生理学的データに基づいている。日本人の食事にヨウ素の含有量が高いため、同線量換算係数は、日本人の甲状腺吸収線量の評価において全面的に適切ではない可能性がある。この要因により、甲状腺による放射性ヨウ素の摂取量[Z4]および甲状腺の質量[L5, Z6]は、共に、より小さかった可能性が残る。

D. 放射性核種の経口摂取による線量の評価

1. 事故直後1年間の食物中の放射性核種の経口摂取による内部被ばく

C53. 放射性核種の摂取による被ばくの評価には、対象期間中の食品中および飲料水中のそれらの濃度、年齢によって異なる適切な摂取率、および放射性核種の経口摂取に対する線量換算係数に関する情報が必要であった。経口摂取による線量の推定に用いた方法論は、補足資料 C-13 で詳細に説明する。

C54. 採用した線量換算係数は、ICRP が発表したものである[I25]。日本国内では、事故から数日後には福島県内の一部地域を皮切りに、様々な食品（陸圏および水圏で獲れる）中の放射性核種の放射能濃度について広範囲に及ぶ測定が実施された。これらの測定は、異なった集団の線量推定というよりも、食物供給の制限が必要である場所を特定することを目的としていた。やがて、モニタリングは日本全国に広がり、より体系的なものになった。FAO/IAEA の食品データベースには ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に関する測定データしか含まれておらず、その結果、摂取による線量の評価において、これらの放射性核種のみが考慮された。しかし、その他の放射性核種は半減期が短いか、あるいは放出量がきわめて少量であったため、それらを明確に調査対象に加えていたとしても、推定した線量はごくわずかしかな増加しなかったと考えられる。

C55. FAO/IAEA の食品データベースには、未成熟の作物中の放射性核種濃度測定値や、制限区域内の放射性核種の濃度測定値が含まれていたが、今回の評価では、それらのデータは用いなかった。採用した測定データは、市場に出回った食品に関するデータである（補足資料 C-8 参照）。測定値の多くは検出限界より低く、その場合、一般的に、考察対象の各放射性核種(^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs)の濃度は、各種食品の公称検出限界値である 10 Bq/kg と仮定した。この方法は、全ての値がゼロであると仮定するよりも適切と考えられるが、経口摂取による線量を多少過大評価する結果につながった可能性がある。しかし、 ^{131}I については、その半減期が短いこと(8.02 日)を考慮すると、事故後 4 か月を超えると、この放射性核種に対する全ての数値はゼロになると推定された。さらに、米に含まれる各種の放射性核種による放射能濃度は、米の収穫が予定される、事故から 6 か月後までは、ゼロであると推測した。

C56. 放射性核種の経口摂取による線量の評価に緻密な空間分解能を採用するには、事故後数か月間におけるデータは不十分であった。日本の大多数の人々は、全国から集めた食物を販売するスーパーマーケットで食物を購入すると想定した。したがって、国民の各集団の平均被ばく線量の推定には、広範囲の地域で産出される食品中の放射性核種の平均濃度の評価を基準にすることが適切と考えられた。そのため、福島県、その周辺の 5 県（宮城、栃木、群馬、茨城、千葉）および日本国内のそれ以外の都道府県における食品群で測定された平均濃度を線量の主要評価の基盤とした。岩手県においては、県民の線量は、日本国内の福島県および周辺 5 県以外の人々の線量と同程度とした。

C57. 日本で実施された調査に基づいた人口一人当たりの特定の食品の消費量に関する情報が、今回の評価で用いるために日本政府から提供された。最も広範なデータは成人におけるものであったが、乳幼児と小児におけるデータも含まれていた。下表 C3 に、本調査で用いた食物摂取量を対象食品群別に要約する。

表 C3. 線量評価に用いた年齢グループごとの食品摂取量データ

これらの年齢範囲は、日本政府が提供した調査報告によるものであり、本委員会は年齢を変更せずに採用した。

食物分類	年齢グループ別一人当たりの食品摂取量(グラム/日)		
	成人(≥20 歳)	小児(7～14 歳)	乳幼児(1～6 歳)
葉菜	71.3	60.4	35.7
根菜	75.1	77.7	52.7
その他の野菜	193.0	161.8	96.7
大豆および大豆製品	57.5	38.1	25.9
米および米製品	342.2	312.1	190.1
小麦および小麦製品	96.4	88.8	65.1
その他の穀類	8.3	7.6	4.8
生鮮果物と加工果物	86.0	81.9	76.8
ジュース類	22.4	20.0	16.3
海産および回遊性の魚類	37.1	25.3	14.9
甲殻類および軟体動物	42.8	29.2	17.2
卵	34.3	33.6	23.8
牛肉/家畜	13.6	17.6	9.5
豚肉(イノシシを除く)	43.1	55.9	30.1
鶏肉	21.4	27.7	15.0
その他の肉類	1.7	2.2	1.2
牛乳	83.2	259.7	174.8
乳製品	7.8	24.4	16.4
キノコ類	16.5	13.2	8.6
海藻類	10.9	8.7	5.8

2. 事故後2年目以降における食物中放射性核種の経口摂取による内部被ばく

C58. 事故後 2 年目以降の摂取による被ばく線量評価においては、モデル計算手法を用い、時間変化の関数として食品中の放射性核種濃度を推定した。様々な作物の植え付け時期と収穫時期、収穫量、放射性核種の個々の食品への移行に対する日本固有のデータ等、日本の農業慣行に関する情報を入手した。次に、日本独自のモデルがなかったことから、これらのデータを FARMLAND モデル[B21]の改訂版のひとつで用い、陸圏の食物連鎖を通じた放射性核種の移動を推定した。特に重要な食物は、緑葉野菜、米、牛乳等であったが、これら以外にも様々な食物群について検討した。事故による放出後の放射性核種の食品への移行は、放出が発生した時季に大きく依拠する。作物の収穫期が近づき、家畜が屋外で放牧される時季に放出が発生すると、作物の植え付け前であり、家畜が屋内で飼育され貯蔵飼料が与えられる時季に発生するよりも、事故直後 1 年間の放射性核種濃度は、はるかに高くなる。福島第一原発の事故は、作物がまだそれほど育っておらず、家畜に貯蔵飼料が

与えられていた 3 月に発生した。この結果、事故が年の後半に発生するケース(1986 年のチェルノブイリ事故のように)よりも、食品中の放射性核種の濃度は低く抑えられた。

C59. 2 年目以降における海産物の消費による被ばく線量の推定にも、モデル計算手法を採用した。附録 B で考察する様に、放射性核種の海洋への放出を決定することは極めて難しく、従って、線量推定も非常に不確かであると考えらるべきである。そのような状況ではあるが、2 年目以降に生じ得る被ばく線量を [N3]が行った海洋環境のモデル化に基づいて、今後 10 年間における海水中の ^{137}Cs の計算値から推定した。

C60. 測定値のデータベースから得た事故直後 1 年間の摂取による被ばく線量推定は、食物の出荷制限を暗黙のうちに考慮に入れたものとなっている。その理由は、これら測定値が市場に出回った食品に関するものであり、放射能濃度が規定値以上で販売を差し止められた食品の測定値は含まれていないためである。食品中の放射性核種のモデル化濃度に基づく、摂取による被ばく線量の評価では、日本の規制当局が規定した放射能濃度レベルより高い食物は消費されず、今後も消費されないと仮定した。2011 年 3 月から 2012 年 4 月まで、濃度レベルは MHLW が明らかにした通りであり [M15]、これを表 C4 に再現する。2012 年 4 月、放射性セシウムに対し、それまでよりも低い基準濃度が導入されたため、2 年目以降の摂取による被ばく線量評価においては、それを考慮している。

表C4.食品衛生法に基づき、2011年3月から2012年3月末まで日本で適用された、食品および飲料水中の放射性核種濃度（これらの濃度を超えた場合、出荷が制限された）

放射性核種	食品中の放射性物質に関する暫定規制値 (Bq/kg)	
放射性ヨウ素 (混合核種の代表核種: ^{131}I)	飲料水	300
	牛乳、乳製品 ^a	
	野菜類（根菜、芋類を除く） 魚介類	2 000
放射性セシウム	飲料水	200
	牛乳、乳製品	
	野菜類 穀類 肉、卵、魚、その他	500
ウランの同位元素	乳幼児用食品	20
	飲料水	
	牛乳、乳製品	100
プルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ放出同位元素 (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{242}Pu , ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{243}Cm , ^{244}Cm 放射能濃度の合計)	野菜類	
	穀類	
	肉、卵、魚、その他	
	乳幼児用食品	1
	飲料水	
	牛乳、乳製品	
	野菜類	10
	穀類	
	肉、卵、魚、その他	

^a 100 Bq/kg を超えるものは、乳児用調製粉乳および直接飲用に供する乳に使用しないよう指導がなされた。

3. 飲料水中の放射性核種の経口摂取による内部被ばくの評価

C61. 飲料水中の放射性核種の測定は日本の当局が実施し、本委員会に提供された。推定被ばく線量はこれらの測定結果に基づいているが、施行された全ての制限策も考慮に入れている（表 C4 参照）。放射性核種のレベルは、事故後数か月間の限られた期間のみ上昇していた。

C62. 福島県内においては、各行政区画に居住する人々の平均実効線量を推定した。全国的には、各都道府県に居住する人々の平均実効線量を推定した。線量は週平均もしくは月平均として算出した。福島県内の行政区画においては、2011 年 3 月から 2011 年 5 月にかけて、週間平均線量を計算した。それ以降については、飲料水中の放射性核種濃度が大幅に減少し、測定回数が減ったため、月間平均線量を計算した。福島以外の各都道府県に対しては、2011 年 3 月から 2012 年 3 月までの期間について月間平均線量を計算した。全ての月間平均線量は歴月に基づいている。

E. 避難したコミュニティの住民の線量評価

C63. 本附録のセクション I で要約した通り、日本の当局は、放射線被ばくを低減するために大規模な措置を講じた。事故後数回にわたり広範囲に及ぶ避難が実施され、食物出荷も制限された。

C64. 福島第一原発サイトから 20 km 圏内の住民は、2011 年 3 月 11 日から 15 日までに予防措置として避難した。双葉町、楢葉町、大熊町、富岡町、および川内村の住民の大多数と、20 km 圏内の区域に居住する南相馬市、田村市、浪江町、葛尾村の住民は 2011 年 3 月 12 日に避難した。したがって、その後放射性核種の放出が発生した時点では、大半の住民が、より大きい被害を受けた地域にはいなかった。これらの住民の被ばくは、以下の被ばくシナリオに基づいて推定した。しかし、20 km 圏内の病院にいた患者や老人ホームの入居者、ならびに少数の住民の避難は、2011 年 3 月 12 日から数日が経過するまで完了していない[T4]。

C65. その後、日本政府は、環境測定に基づき、特に福島第一原発サイトから北西にあたる地域の計画的避難を開始した。飯館村の全村民をはじめ、浪江町、川俣町および葛尾村の一部の住民が 2011 年 3 月から 6 月にかけて避難した。これらの地域からの集団においては、避難前、避難中および避難後の期間について線量評価した。外部および内部被ばく経路については、ATDM の結果のみに基づいて評価した。経口摂取による被ばく経路については、食品中の放射性核種の放射能濃度測定値に基づいて評価を行った。避難先に到着した住民の一部はそこに留まったが、多数、特に若い家族は、日本の他の地域に移住した。しかし、事故直後の 1 年間で避難者が受けた線量を推定するにあたっては、彼らが 1 年間避難先に留まったと仮定した。

C66. 避難前と避難中の線量評価は、地方当局が彼らの活動、具体的には彼らの居住場所と移動について把握するために、福島県の全県民（200 万人）を対象に実施したアンケート調査結果に基づいている。県民の約 21%がアンケートに完全回答した。放射線医学総合研究所（放医研）は、この調査結果を用いて、事故後の福島第一原発周辺住民の移動に関する 18 の代表的シナリオを定義した[A5]。これら 18 のシナリオを全て表 C5 に要約する。地区ごとの避難者数に関する情報は補足資料 C-12 に記載する。

表 C5.放医研の調査に基づく18の避難シナリオ

シナリオ	2011 年 3 月 11 日時点の居住地	避難先		
		3 月 12 日	3 月 16 日	3 月 31 日
1	富岡町	川内村役場	ビッグパレット ふくしま(郡山市)	
2	大熊町	船曳職業訓練セ ンター(田村市)		
3	双葉町	3 月 12 日: 08:00 に川俣小 学校	3 月 19 日: さいたまスー パーアリーナ	3 月 31 日: 旧騎西 県立高校(加須 市)
4	双葉町	3 月 12 日: 21:00 に川俣小 学校	3 月 19 日: さいたまスー パーアリーナ	3 月 31 日: 旧騎西 県立高校(加須 市)
5	楡葉町	3 月 12 日: いわき市役所	3 月 31 日: 船曳職業訓 練センター(田村市)	
6	楡葉町	3 月 12 日: いわき市役所	3 月 16 日: 会津美里町役 場(会津美里町)	
7	浪江町	3 月 12 日: つしま活性化セ ンター	3 月 16 日: 安達体育館 (二本松市)	
8	田村市	3 月 12 日: デンソー東日本	3 月 31 日: ビッグパレット ふくしま(郡山市)	
9	南相馬市	3 月 15 日: 伊達市役所	3 月 31 日: あづま総合体 育館(福島市)	
10	広野町	3 月 12 日: 小野町役所(小 野町)		
11	川内村	3 月 13 日: 川内小学校	3 月 16 日: ビッグパレット ふくしま(郡山市)	
12	葛尾村	3 月 14 日: あづま総合体育 館(福島市)		
13	浪江町 つしま活性 化センター	3 月 23 日: 安達体育館(二 本松市)		
14	葛尾村	3 月 21 日: あづま総合体育 館(福島市)		
15	飯舘村	5 月 29 日: 福島市役所飯 野出張所(福島市)		
16	飯舘村	6 月 21 日: 福島市役所飯 野出張所(福島市)		
17	南相馬市	5 月 20 日: 南相馬市役所 (南相馬市)		
18	川俣町 山木屋地 区	6 月 1 日: 川俣町役場(川 俣町)		

C67. 18 の避難シナリオの中から、通常的生活状況、避難準備する住民、避難、および屋内退避の 4 種類の人間の活動について考察した。通常的生活状況に対しては、避難対象外区域の外部および吸入による被ばく計算で用いたものと同一の人間の挙動に関する仮定を使用した。避難の準備、避難および屋内退避に対しては、本委員会は、行われた活動の性質を反映させた居住係数と呼吸速度（通常的生活状況に関して想定したものと異なる）を仮定した。各場所の建物の種類、そして福島第一原発の地元住民の時間的および空間的移動を特定するために、放医研の調査結果を用いた。18 の避難シナリオに対する評価では、NOAA-GDAS ATDM による沈着密度と大気中濃度の結果を採用した。それ以外には、避難対象外区域の外部被ばくと吸入による線量の評価のための前章で詳述したものと同一の入力パラメータと方法を適用した。

C68. 現在、環境修復の規模と効果に関する詳細情報は入手できていないため、これらの措置の効果を見込んだ線量評価は不可能であった。推定は、修復措置が実施されずに、避難集落の住民が、事故から 1 年、2 年または 3 年後に自分たちの家と通常の生活に戻ったなら彼らが受けるであろう線量について行なわれた（下表 19 参照）。

F. 集団線量評価

C69. 一般公衆の集団線量は、主に防護の最適化や放射線防護技術または防護措置の比較に用いられる。長期間にわたる非常に低い個人線量を総計することは適切ではない。これまで、長期間に亘る集団線量に対して、環境への放射性核種の放出に付随する他の事象（たとえば、大気圏核実験やチェルノブイリ事故後のグローバルフォールアウト）による集団線量との比較が行われてきた。本委員会は、日本国民の集団実効線量と甲状腺の集団吸収線量の推定を実施した。公衆の集団実効線量に対する主な寄与因子は、長期的な被ばく経路、すなわち、地表に沈着した ^{134}Cs と ^{137}Cs による外部被ばくおよび食物中の同放射性核種の摂取による内部被ばくである。

C70. 特定地域への外部被ばくによる集団線量は、人口の規模、放射性核種の沈着密度、居住形態、および地元住民の職業に依拠する。国の統計データによると、日本国民の約 30% が平屋から 3 階建てまでの木造家屋に、さらに 30% が平屋から 3 階建てまでの耐火木造家屋に、そして約 40% がコンクリートの高層アパートに居住すると推定される。また、成人人口の約 10% が屋外労働者であると想定された。

C71. 陸圏の食物の摂取による集団線量は、全国各地における食物の総生産量をもとに、食物の廃棄物量を考慮に入れて推定した。集団線量の推定にあたり、日本当局の勧告基準を上回る放射能濃度の食物は摂取されなかったと仮定した。事故後に日本で生産された食物の大部分における放射能濃度は基準値を下回り、規制が広範囲に実施されていたこともよく知られている。放射能濃度が規制基準を上回った一部の食物がわずかに消費されたとしても、推定集団線量への影響は小さかったと考えられる。

C72. 推定集団線量と甲状腺の集団吸収線量は、日本の 2010 年国勢調査[M20]が提供する日本の人口の年齢と社会的構成要素、ならびに行政区画別、都道府県別の人口分布に基づいている。集団線量は、福島県全域の住民とその他都道府県の住民について評価した。この方法の詳細については補足資料 C-12 に記載する。

III. 結果

C73. セクション II で説明した方法を用い、18 の避難シナリオにより避難した福島県内の集落（グループ 1）、福島県内の避難対象外地区（グループ 2）、グループ 3 に属する各県、およびその他の都道府県（グループ 4）において、年齢集団別（20 歳の成人、10 歳児および 1 歳児）の線量を詳細に推定した。福島県内全行政区画とグループ 3 に属する岩手県、宮城県、栃木県、群馬県、茨城県および千葉県の一部行政区画について詳細な線量評価を実施した。また、避難区域内の行政区画および一部の住民が避難した行政区画（南相馬市、田村市および川俣町）について、線量の詳細推定をさらに行った。測定データと追加のモデル計算手法に付随する不確かさについては、次章で考察する。

C74. データセットと ATDM からは、隣国および世界各地の公衆の線量推定に十分な情報を得ることができなかった。本委員会は、WHO の予備的な線量推定[W11]などの文献で公開されているこれら線量の推定値や、国連加盟国が提供する推定値に依拠した。

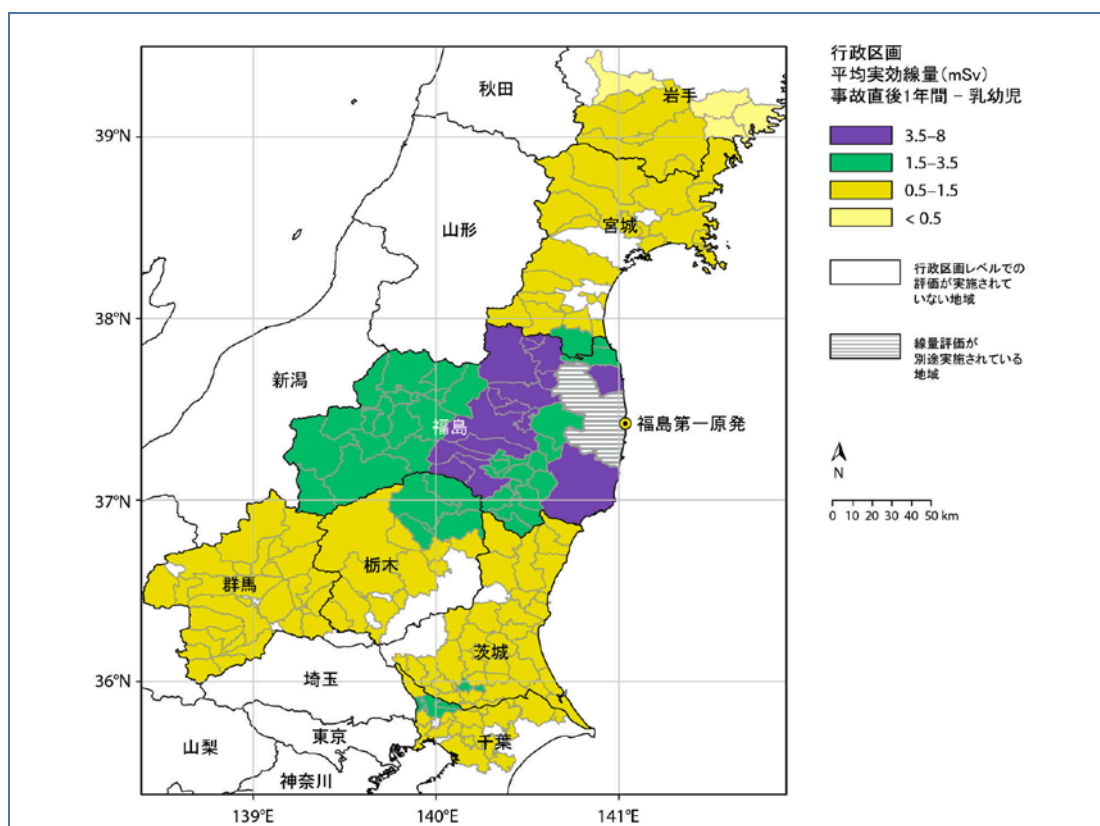
A. 事故直後 1 年間の日本における線量推定

1. 実効線量

C75. 表 C6 は、福島県内の避難対象外地区（グループ 2）、グループ 3 に属する各県、および日本の其他都道府県（グループ 4）に居住する 20 歳の成人、10 歳児、1 歳児において、事故後 1 年間に受けた行政区画または都道府県の平均実効線量の推定値をまとめたものである。線量は主要被ばく経路ごとに合計されており、各地に居住する人々が受けた行政区画または都道府県平均線量の特徴を表すことを目的としている。表 C6 の推定値は、これらの各地の住民一人一人が受けた様々な線量範囲を反映するものではなく、県内各行政区画の平均線量の範囲を表すものである。各主要被ばく経路が総推定線量に及ぼす相対的寄与度は、環境中の放射性核種レベルと被ばく条件を反映し、場所ごとに異なるものとなった。各地区別および年齢集団別の詳細な結果は、補足資料 C-14 に示す。

C76. 図 C-VI は、福島県内の行政区画およびグループ 3 に属する各県内の一部行政区画に居住し、避難しなかった 1 歳児における事故直後 1 年間の行政区画平均実効線量を示す。同図の推定線量の空間的分布は、地域内の各集落における放射性核種の放出と沈着パターンを反映している。

図 C-VI.避難の対象とならなかった福島県内の行政区画およびグループ3の県における一部の行政区画に居住していた1歳児に対する、事故直後1年間の行政区画ごとの平均実効線量.



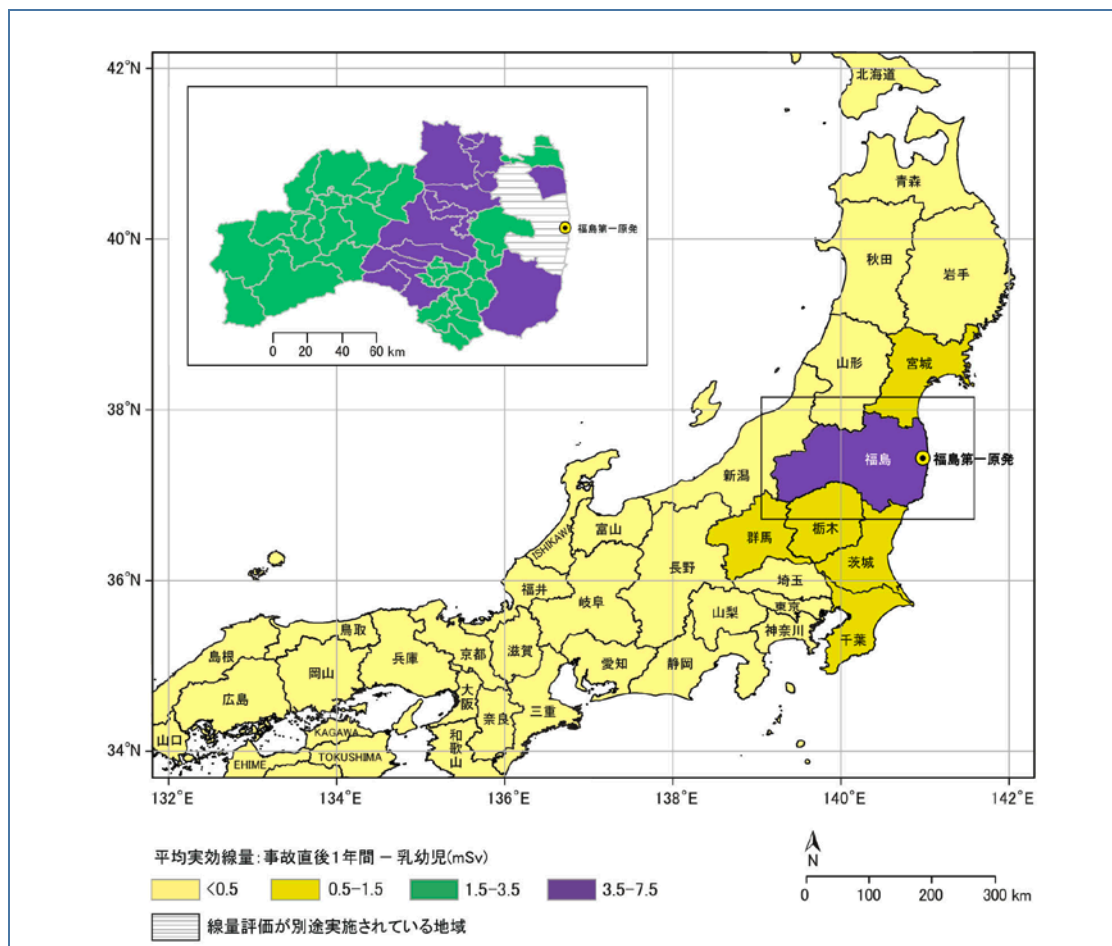
C77. 最も高い推定線量は、福島県内で一部が 20 km 圏内の避難区域に該当する行政区画（南相馬市）、沈着密度が高い行政区画（福島市、二本松市、伊達市、本宮市、郡山市、桑折町、大玉村）に居住し、避難しなかった人々に見られた。これらの地域の成人の事故直後 1 年間ににおける行政区画平均総実効線量は、2.5 mSv から 4.3mSv の範囲であった。実効線量に占める沈着放射性核種による外部線量の寄与率が圧倒的に大きかった。1 歳児が事故直後の 1 年間に受けた実効線量は最大で成人の 2 倍までと推定された。

C78. グループ 3 に属する各県（千葉、群馬、茨城、岩手、宮城および栃木）の各地区における事故直後 1 年間の成人の行政区画平均総実効線量は、0.2 から 1.4 mSv の範囲であり、千葉県、群馬県、茨城県、宮城県および栃木県における食物の経口摂取による線量寄与 0.2 mSv が含まれている。岩手県での食物の経口摂取による線量への寄与は 0.1 mSv であり、その他の都道府県と同じであった。その他の都道府県における成人の事故直後 1 年間の都道府県平均総線量は、0.1 から 0.3 mSv の範囲で、そのうち経口摂取によるものが 0.1mSv であり、総じて経口摂取が支配的な経路であった。

C79. 図 C-VII は、日本のその他の都道府県において 1 歳児が事故直後 1 年間に受けた実効線量の都道府県平均値を示す。その他の都道府県における都道府県平均線量は、福島県の平均線量よりも低く、福島県からさらに遠い都道府県ではより低く、線量推定値が自然放射線源によるバックグラウンド線量の変動範囲よりも低いものであった。オンラインコミュニティグループ SafeCast[S1]など、多くのグループが報告した測定結果も、福島県から離れた日本全国のほとんどの地域での線量率がバックグラウンドレベルであると示している。

図C-VII. 事故直後1年間の1歳児における推定総実効線量

主たる地図は都道府県ごとの平均実効線量を示す。福島県の平均には避難対象外の地区だけが含まれる。はめ込みの地図は福島県の避難対象外地区における行政区画ごとの平均実効線量を示す。



C80. 胎児および母乳栄養の乳児のガンマ放射線（主に ^{134}Cs と ^{137}Cs ）による外部被ばくは、それぞれ成人と乳幼児とほぼ同程度と考察される。吸入と経口摂取による線量については、放射性セシウムと放射性ヨウ素の摂取が支配的だったと考えられる。放射性セシウムの場合、胎児および母乳栄養の乳児への実効線量は母親に対するよりも少ないと考えられている[I19, I20, O1]。 ^{131}I を含む放射性ヨウ素については、母乳栄養の乳児が母親の最大 2 倍の吸収線量を甲状腺に受けている可能性がある。全体的には、胎児および母乳栄養の乳児の受けた線量は、3 つの主要な年齢グループにおける推定線量の範囲より低レベル、または範囲内であったと考えられている[O1]。

C81. 福島県内（グループ 2）およびグループ 3 に属する各県における各行政区画において、各被ばく経路の相対的寄与度は、環境中および食品中の放射性核種のレベルと構成要素を反映し、場所ごとに異なるものであった。沈着密度がより高かった地域では、実効線量に最も大きく寄与したのは、沈着した物質に対する外部被ばくであった。大気中の放射性核種の吸入は、甲状腺に対する重要な被ばく経路であった。事故直後 1 年間の食物の経口摂取による実効線量への相対的寄与度は、他の経路による寄与の度合いによって異なった。様々な経路の寄与度にばらつきが生じたのは、経口摂取による線量が、他の経路による線量よりもはるかに大きい地域の線量を平均化した放射性核種濃度を反映しているためである。日本国内の、福島第一原発サイトから遠く離れた地域では、大半の都道府県において経口摂取による線量

が支配的であった。ここに示す線量は各人口集団の平均線量を代表するものであり、後述の通り、実際の個人線量は、どのような食物を消費したか、あるいは行政区画内のどの場所に居たかなどの要因によって、これらの平均値とは異なる可能性がある。各人の推定実効線量には、場所により、当該行政区画の平均の約 2 倍から 3 倍あるいは約 2 分の 1 から 3 分の 1 まで高低するほどのばらつきがあった。

表C6. 日本国内の避難を実施しなかった場所の住民に対する事故直後1年間の行政区画または都道府県ごとの平均推定実効線量 グループ2およびグループ3の各県における行政区画ごとの平均線量、およびグループ4の都道府県ごとの平均線量についての範囲を示している。これらの線量推定値は、様々な場所に居住する人々が受けた平均線量を特徴づけることを目的としており、それらの場所において個々の住民が受けた線量の範囲を反映するものではない。

居住地域	被ばく経路ごとの実効線量 (mSv)								
	成人			10歳児			1歳児		
	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^a	計	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^a	計	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^a	計
グループ 2 ^b —福島県									
避難対象外地区 ^c	0.0～3.3	0.9	1.0～4.3	0.0～4.7	1.2	1.2～5.9	0.1～5.6	1.9	2.0～7.5
グループ 3 ^d の県									
千葉県	0.1～0.8	0.2	0.3～1.1	0.1～1.0	0.3	0.4～1.3	0.1～1.1	0.5	0.6～1.7
群馬県	0.1～0.6	0.2	0.3～0.8	0.1～0.8	0.3	0.4～1.1	0.1～0.9	0.5	0.6～1.5
茨城県	0.1～0.6	0.2	0.3～0.8	0.1～0.9	0.3	0.4～1.2	0.1～1.0	0.5	0.6～1.5
宮城県	0.1～0.3	0.2	0.3～0.5	0.1～0.9	0.3	0.4～1.2	0.1～1.0	0.5	0.6～1.6
栃木県	0.1～1.2	0.2	0.3～1.4	0.1～1.7	0.3	0.4～2.0	0.2～2.0	0.5	0.7～2.5
岩手県	0.1～0.3	0.1	0.2～0.5	0.1～0.5	0.1	0.2～0.6	0.1～0.6	0.2	0.3～0.8
グループ 4 ^e —日本の其他都道府県									
残りの 40 都道府県	0.0～0.2	0.1	0.1～0.3	0.0～0.2	0.1	0.1～0.4	0.0～0.3	0.2	0.2～0.5

^a 岩手県の経口摂取による線量は、日本の其他都道府県における同線量と同じである。

^b グループ 2: 福島県内の避難対象外地区に居住する公衆。

^c これらの行政区画内で、避難した特定の地域を除く。

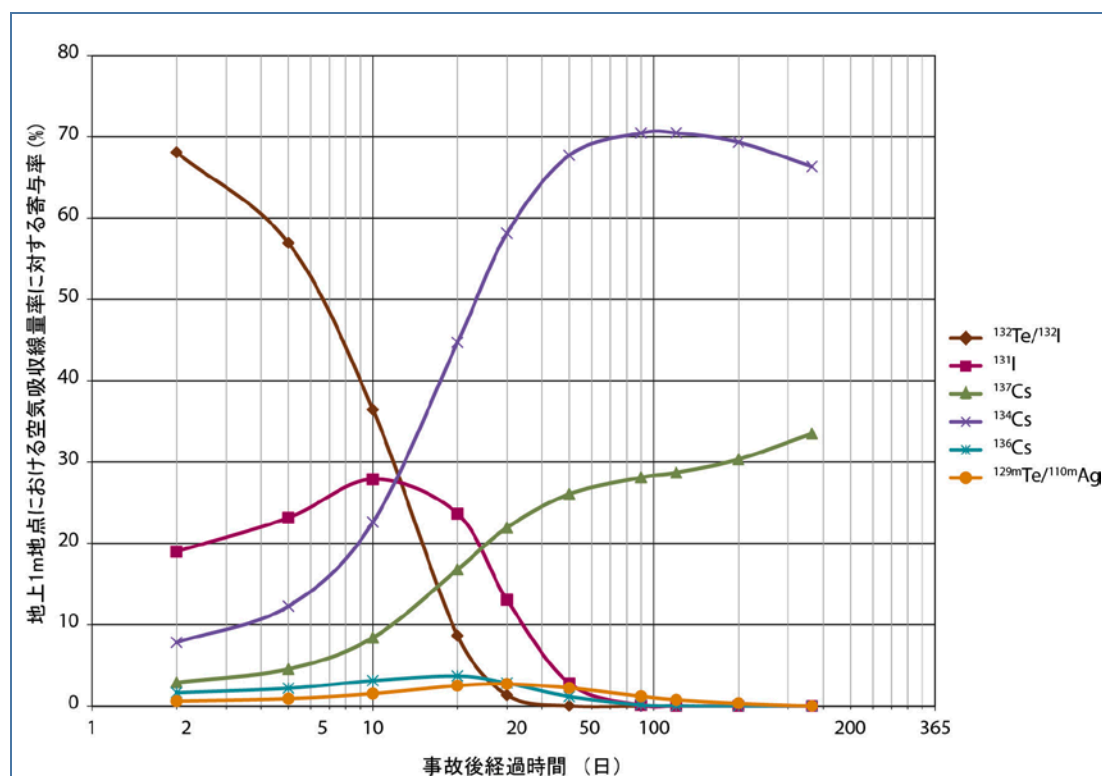
^d グループ 3: 宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県および岩手県に居住する公衆。千葉県、群馬県、茨城県、宮城県および栃木県は、経口摂取による線量を計算するために同じグループにまとめた。岩手県に関しては、経口摂取による線量が日本の其他都道府県の同線量と同じと仮定した。

^e グループ 4: 日本の其他都道府県に居住する公衆。

2. 外部被ばくの総実効線量への寄与

C82. 沈着した放射性核種による大気中のガンマ放射線の線量率は、地表の放射性核種の沈着密度測定値から、時間と場所の関数として推定した。図 C-VIII は、主要な放射性核種の線量率への寄与度を示す。放出後数週間は、外部被ばくに寄与する重要な放射性核種は ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs であったが、短半減期放射性核種、特に ^{132}Te と ^{132}I も大きく寄与した。沈着した物質による線量率は、1 ヶ月間で 10 分の 1 まで減少し、2 ヶ月目以降では、線量率は主に ^{134}Cs と ^{137}Cs によるものであった。

図 C-VIII. 事故後1ヶ月間の地上1mの高さにおける空間線量率に対する様々な放射性核種の寄与率

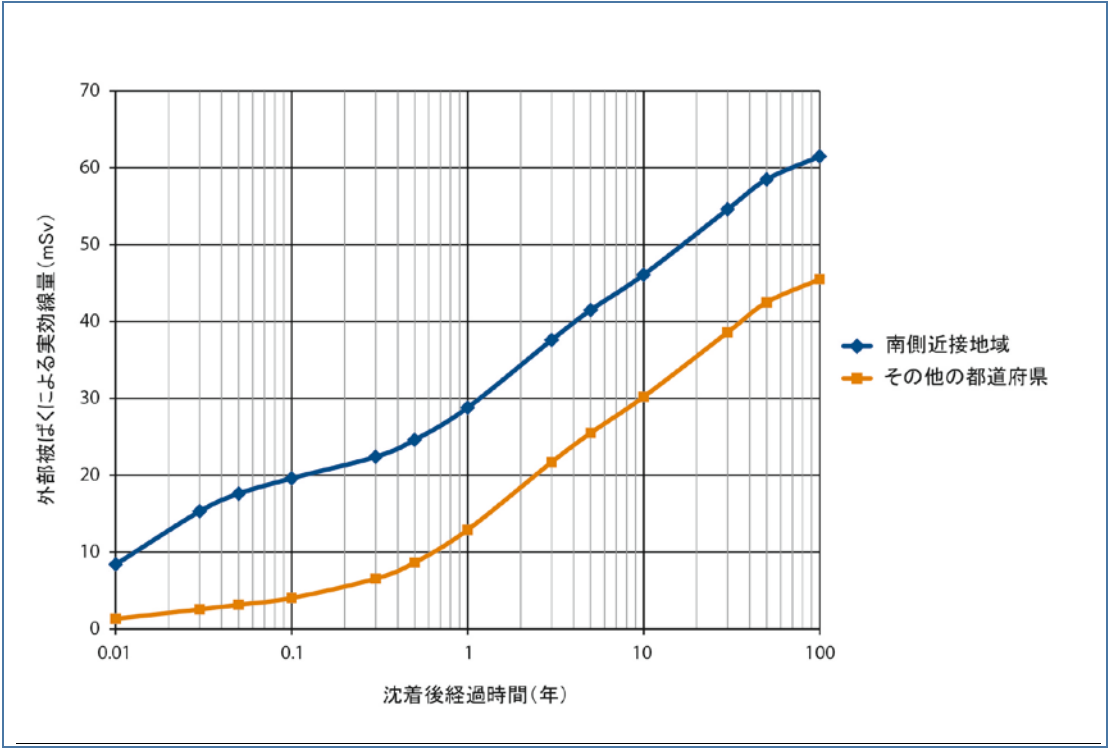


C83. 南側近接地域（福島県の富岡町、楡葉町、広野町およびいわき市）内の各地における地表の放射性核種の沈着については、日本国内の他の場所に比べ ^{132}Te 、 ^{131}I および ^{132}I が有意に高かった。結果として、図 C-IX に示す通り、避難対象外区域の評価において、事故直後1年間の ^{137}Cs の単位沈着密度当たりの外部被ばくは、いわき市では、日本の其他都道府県に比べ約2倍大きかった。

C84. 福島県内の全行政区画、グループ3に属する各県、日本国内のその他の都道府県（グループ4）の、様々な年齢および集団における事故直後1年間の行政区画または都道府県の平均実効線量を、表C6にまとめる。外部被ばくの寄与は、地表の放射性核種の沈着密度がより高い地区ほど大きかった。福島県内の避難対象外地区の事故直後1年間における外部被ばくによる行政区画平均実効線量は、乳幼児においては5 mSv以下（福島市）、成人においては3 mSv以下であった。

図 C-IX. 南側近接地域内および日本国内のその他の地域に居住する典型的な成人の外部被ばくに関する、単位沈着量当たりの累積実効線量

線量は¹³⁷Csの地表の沈着密度1 MBq/m² 当たりに標準化されている。典型的な成人とは、木造家屋に居住しコンクリートの高層ビルで屋内作業に従事する成人と定義されている。



C85. 様々な年齢および集団における沈着した放射性核種による外部被ばくによる推定実効線量は、居住形態と人々の職業、特に屋外で過ごす時間と身体の大きさ（年齢と関連する）によって異なる。表 C7は、事故直後 1 年間に各年齢・集団が受けた平均実効線量の一般的成人（木造家屋に居住し、コンクリートの高層ビルで屋内労働する成人と定義）の平均実効線量に対する比を示す。被ばく線量が最大であった集団（木造家屋に居住する就学前の小児）の実効線量および被ばく線量が最小であった集団（高層ビルに居住する屋内作業者）の実効線量は、一般的成人の実効線量と比べ、2 倍および 2 分の 1 倍の範囲内であった。

表 C7. 最初の1年間の外部被ばくによる、日本の様々な年齢・集団の実効線量の典型的な成人の実効線量に対する比

典型的な成人とは、木造家屋に居住し、コンクリートの高層ビルで屋内作業に従事する成人と定義されている。

居住形態	実効線量の比			
	成人		10 歳児	1 歳児
	屋外労働者	屋内労働者		
平屋から 3 階建てまでの木造家屋	1.4	1.3	1.4	1.7
平屋から 3 階建てまでの耐火木造家屋	1.0	0.7	0.9	1.1
コンクリートの高層アパート	0.8	0.5	0.6	0.8

3. 経口摂取による内部被ばくの総線量に対する寄与

C86. 経口摂取による様々な臓器と各年齢集団への線量は、食物中の放射能濃度データベースを用い、放出直後 1 年間における食物中の放射性核種の月間摂取量から計算した。1 年間の経口摂取による甲状腺の実効線量と吸収線量の推定値を表 C8 に示す。

C87. 事故後 1 か月間の放射性核種の経口摂取による線量が、事故直後 1 年間に受けた経口摂取による総線量の大部分に寄与した。たとえば、1 か月間の経口摂取経路による摂取は、成人の場合で実効線量の 80%を超え、乳幼児では実効線量の 90%より高い割合を占めている。2 か月目以降の経口摂取による線量は、月ごとに多少変動した。線量評価の不確かさを考慮すると、2 か月目から 4 か月目、5 か月目から 12 か月目までの線量は基本的に一定していた。これは、一部には、測定値が検出限界より小さい場合、食品中の放射性核種の放射能濃度について一定値を用いたことが原因となっている。

C88. 食物中の放射性核種のデータベースの使用において、本委員会は、それら結果は各都道府県で消費された食物中の放射能濃度を代表すると仮定した。しかし、測定は、規制が必要である場所を示すために実施され、そのため、測定値は、食物中の実際の放射能濃度範囲の上限に偏っている可能性がある。消費された食品の 25%だけが地元で生産された食物であり、残りの 75%が国内の別の地域で生産されたものであると仮定されていたなら、推定線量はさらに低いものとなっていたはずである。たとえば、福島県において、事故直後 1 年間の 1 歳児における推定実効線量は 1.9 mSv ではなく 0.6 mSv、また甲状腺の吸収線量は 33 mGy ではなく 10 mGy となっていたであろう。評価の詳細な結果は、補足資料 C-15 に示す。

表 C8. 様々な場所に居住する成人、小児、乳幼児の事故直後1年間における食物中の放射性核種の経口摂取による線量の推定値

場所	実効線量 (mSv)			甲状腺の吸収線量 (mGy)		
	成人	10 歳児	1 歳児	成人	10 歳児	1 歳児
グループ 2—福島県	0.94	1.2	1.9	7.8	15	33
グループ 3 に属する県	0.21	0.31	0.53	2.1	4.3	9.4
グループ 4—その他都道府県	0.11	0.13	0.18	0.53	1.2	2.6

4. 飲料水による線量の推定値

C89. 表 C9 に、2011 年 3 月から 2012 年 3 月における飲料水中の放射性核種の経口摂取による行政区画または県平均実効線量および甲状腺の吸収線量の推定値を要約する。最大平均線量は、計画的避難の前に摂取が生じた飯館村において推定された。飲料水による線量の評価について、詳細な結果を補足資料 C-15 に示す。

表 C9. 福島県と日本の他の場所の飲料水による、行政区画または都道府県ごとに平均した実効線量と甲状腺の吸収線量の推定値

場所	実効線量 (mSv)			甲状腺の吸収線量 (mGy)		
	成人	10 歳児	1 歳児	成人	10 歳児	1 歳児
グループ 2—福島県 ^a	0.02	0.02	0.06	0.38	0.44	1.1
グループ 2—飯舘村	0.16	0.19	0.48	3.2	3.7	9.6
グループ 3 に属する県 ^b	0.001~0.03	0.001~0.03	0.002~0.06	0.02~0.55	0.02~0.64	0.05~1.2
グループ 4—その他都道府県 ^c	0~0.010	0~0.011	0~0.027	0~0.18	0~0.21	0~0.54

^a 福島県内の避難対象外地区に関する線量から算出した人口加重平均値

^b 岩手県、群馬県、栃木県、宮城県、茨城県および千葉県における線量の範囲。

^c その他都道府県の大半では飲料水から検出限界を超える放射性核種は検出されなかった。秋田県、神奈川県、新潟県、埼玉県、静岡県、東京都、山形県および山梨県の各都県で検出限界を超える放射性核種が検出された。東京都は日本のその他都道府県の中で最も高い結果を報告している。

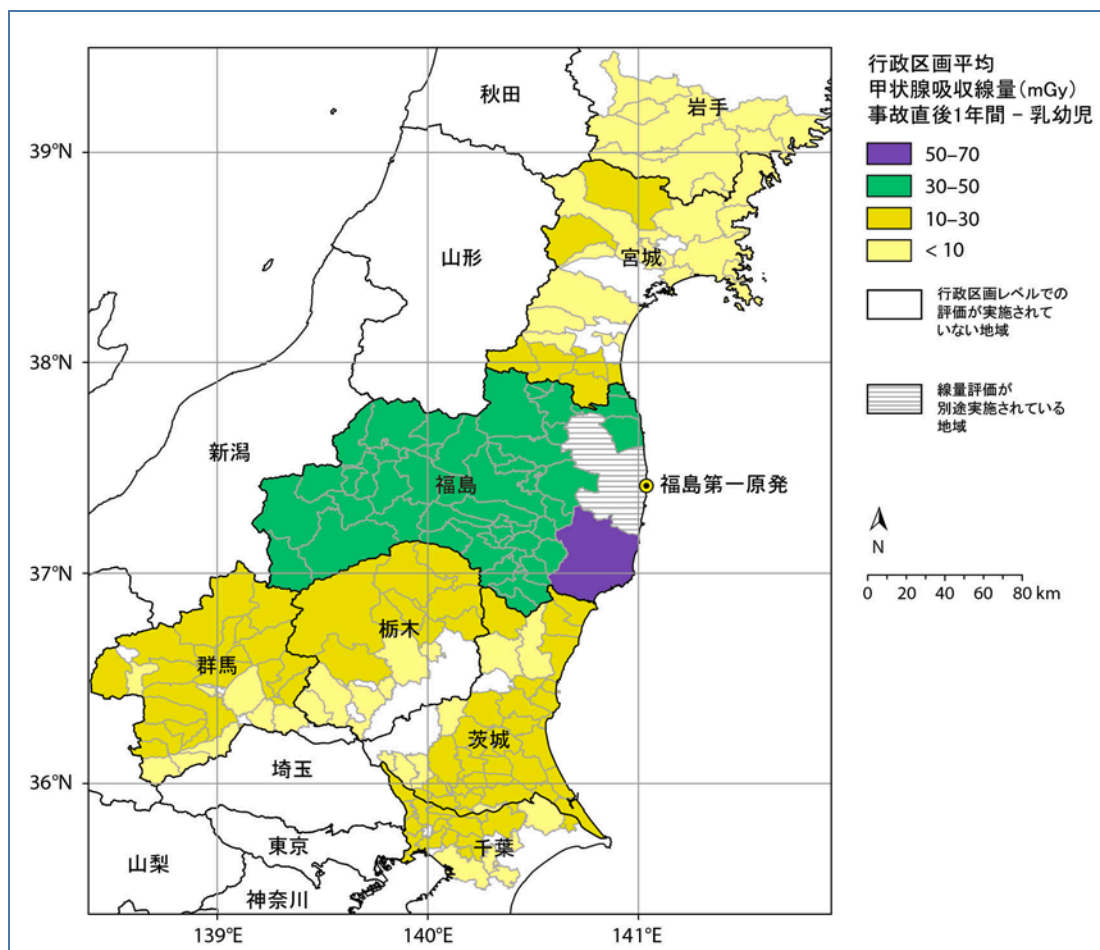
C90. 日本国民の飲料水による平均線量の推定値については、2 件の報告がなされている。Murakami and Oki [M26] は、事故直後 1 年間における東京都民に対して飲料水の経口摂取を含む複数の経路による甲状腺の吸収線量を推定している。Amano et al. [A9] は、千葉県民における事故直後 2 か月間の水道水の経口摂取による預託実効線量を推定した。両報告書における成人と乳幼児の推定線量は、本論で推定された数値と 10% 以内の差異であり、非常によく一致している。小児の線量について約 2 倍の相違があったのは、各年齢集団に適用した線量換算係数に起因すると考えられる。

5. 事故直後1年間における被ばくによる甲状腺、赤色骨髄および女性の乳房の吸収線量推定値

C91. 乳幼児は甲状腺の放射線感受性が高いため、放射性核種の摂取による乳幼児の甲状腺への吸収線量を考察することは非常に重要である。福島県内の全行政区画、グループ 3 に属する各県のほとんどの行政区画ならびに日本のその他都道府県（グループ 4）における種々年齢集団の事故後 1 年間の甲状腺吸収線量を補足資料 C-16 に詳述し、そのまとめを表 C10 に記載した。甲状腺の吸収線量の大半は、事故後 1 か月間に公衆が受けたものである。

C92. 図 C-X は、福島県内の各場所および一部の隣県の行政区画ごとの事故後 1 年間の 1 歳児における甲状腺吸収線量の推定値を表したものである。ここでもコミュニティが避難した行政区画は、これらの推定には含まれていないが、それに関しては次のセクションで考察する。甲状腺の行政区画平均吸収線量が最も高かったのは、いわき市と福島市の住民であった。甲状腺の行政区画平均吸収線量の最大値は、いわき市に居住する 1 歳児における 52 mGy であり、この約 1/3 が吸入、2/3 が経口摂取によるものと推定された。土壌表面の放射性核種の沈着密度がより高い地区では、甲状腺の吸収線量に対する吸入の寄与度もより大きいものとなった。各行政区画内でも大気中の ¹³¹I の濃度には際立った空間的ばらつきがあり、区画内の一部の場所では、吸入による個人の甲状腺の吸収線量推定値が、最大で同区画の平均線量の約 2 倍から 3 倍高い場合、最小で平均線量の 2 分の 1 から 3 分の 1 と低い場合があった。事故直後 1 年間の成人および 10 歳児における甲状腺吸収線量の推定値は、1 歳児における同推定値のそれぞれ約 30% および約 50% であった。

図 C-X. 避難しなかった福島県内の各行政区画とグループ3に属する各県の一部行政区画に居住する1歳児における事故直後1年間の甲状腺の行政区画平均吸収線量



C93. グループ 3 に属する各県（千葉、群馬、茨城、岩手、宮城および栃木）に対しては、乳幼児の甲状腺における行政区画平均吸収線量は 3 mGy から 15 mGy の範囲と推定され、経口摂取による被ばく経路が支配的であった。吸入による経路の寄与は数%から約 30%までの範囲であった。その他 40 都道府県では、乳幼児の甲状腺の都道府県平均吸収線量は、約 3 mGy と推定され、線量の 75%から 100%が食物の経口摂取によるものと推定された。

C94. 福島県内の避難対象外地区においては、事故後 1 年間の成人、小児および乳幼児の赤色骨髄と女性の乳房の行政区画平均吸収線量は、それぞれ 0.6 mGy から 3.6 mGy、0.4 mGy から 4.6 mGy、0.3 mGy から 5.3 mGy の範囲と推定された。グループ 3 に属する各県（千葉、群馬、茨城、岩手、宮城および栃木）においては、事故直後 1 年間の成人、小児および乳幼児の赤色骨髄と女性の乳房の行政区画平均吸収線量は、それぞれ 0.1 mGy から 1.2 mGy、0.1 mGy から 1.6 mGy、0.1 mGy から 1.9 mGy と推定された。その他の都道府県では、事故直後 1 年間の赤色骨髄と女性の乳房の都道府県平均吸収線量は、成人、小児および乳幼児において 0.3 mGy 未満であったと推定される。福島県内の全行政区画、グループ 3 に属する各県の大半の行政区画およびその他の都道府県（グループ 4）における事故直後 1 年間の各年齢集団の赤色骨髄吸収線量を補足資料 C-17 に詳述する。

表 C10. 避難しなかった場所の日本の住民における事故直後1年間の甲状腺吸収線量の行政区画または都道府県の平均推定値

居住地域	甲状腺の吸収線量 ^a (mGy)								
	成人			10歳児			1歳児		
	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^b	計	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^b	計	外部被ばく + 吸入	経口摂取 ^b	計
グループ 2 ^c —福島県									
避難対象外地区 ^d	0.1～9.6	7.8	7.8～17	0～16	15	15～31	0.2～19	33	33～52
グループ 3 ^e の県									
千葉県	0.2～2.1	2.1	2.3～4.2	0.2～3.3	4.3	4.6～7	0.3～4.0	9.4	9.7～13
群馬県	0.2～1.4	2.1	2.3～3.5	0.3～2.2	4.3	4.6～6.5	0.3～2.6	9.4	9.7～12
茨城県	0.2～1.5	2.1	2.3～3.6	0.3～2.4	4.3	4.6～6.7	0.3～2.9	9.4	9.7～2
宮城県	0.1～1.5	2.1	2.2～3.6	0.2～2.4	4.3	4.6～6.8	0.2～3.0	9.4	9.6～12
栃木県	0.2～3.0	2.1	2.3～5.1	0.3～4.8	4.3	4.6～9.1	0.4～5.8	9.4	9.7～15
岩手県 ^b	0.1～0.9	0.5	0.6～1.4	0.2～1.4	1.2	1.3～2.5	0.2～1.7	2.6	2.7～4.2
グループ 4 ^f —日本のその他都道府県									
日本のその他 40 の都道府県	0～0.4	0.5	0.5～0.9	0～0.6	1.2	1.2～1.8	0～0.8	2.6	2.6～3.3

^a 報告された線量は、グループ2とグループ3の都道府県においては行政区画平均線量の変動範囲、グループ4においては都道府県平均線量の変動範囲である。これらの線量推定値は、様々な場所に居住する人々が受けた平均線量の特徴を表すことを目的としており、これらの場所において個々の住民が受けた線量の範囲を示すものではない。

^b 岩手県における経口摂取による線量は、日本のその他の都道府県に関する同種の線量と同じである。

^c グループ2: 福島県内の避難対象外地区に居住する公衆。

^d これらの行政区画内で、避難した特定の地域を除く。

^e グループ3: 宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県および岩手県に居住する公衆。千葉県、群馬県、茨城県、宮城県および栃木県は、経口摂取による線量を計算するために同じグループにまとめた。岩手県に関しては、経口摂取による線量が日本のその他都道府県の同線量と同一と仮定した。

^f グループ4: 日本のその他都道府県に居住する公衆。

6. 避難したコミュニティの住民の線量推定

C95. 福島第一原発の放出から公衆を守るために実施された避難により、避難が実施されなかった場合に比べ、放射線被ばくは低減された。それぞれ異なった避難時期に異なった場所に移動した放医研のシナリオに基づく 18 グループの人々について線量を推定した（表 C5 参照）。線量は避難前と避難中について推定した。最後の避難は 2011 年 6 月 21 日に実施された。これらの線量推定は、事故後数日間における大気中の放射性核種濃度と沈着密度に関する ATDM の結果に基づいている。

C96. 沈着した放射性核種とブルームによる外部被ばくと大気中の放射性核種の吸入と食物の経口摂取後の内部被ばくに起因する成人における集落平均実効線量の推定値を表 C11 に示す。これらの避難期間全体における集落平均総実効線量の推定値は、2011 年 3 月 15 日までに避難した人々については 3 mSv より低く、それ以降に避難した人々については 10 mSv 未満であった。これらの数値は、同様の方法だが別の拡散モデルとソースタームを採用した放医研による避難者の外部線量に関する過去の評価[A4]の数値と一致している。

C97. 避難区域の住民であった人々が最初の 1 年間に受けた実効線量の推定値は、避難前と避難中に受けた線量と避難先でその年の残りの期間に受けた線量の合計である。これらの線量についても表 C11 にまとめている。2011 年 3 月に避難した成人の集落平均実効線量は事故後 1 年間で 6 mSv 未満、2011 年 4 月から 6 月に避難した人々については事故後 1 年間で 10 mSv 未満と推定された。10 歳児と 1 歳児は事故後 1 年間で最大で成人の約 2 倍の平均実効線量を受けたと推定される。避難者における実効線量推定の詳細な結果は、補足資料 C-18 に記す。胎児と母乳栄養の乳児の線量については明確な推定は行っていないが、それぞれ、成人および 1 歳の乳幼児と同程度と思われる。

C98. 1 歳児の甲状腺における集落平均吸収線量推定値を表 C12 に示す。避難前および避難中の 1 歳児の甲状腺に対する集落平均吸収線量は、2011 年 3 月 15 日以前に避難した 1 歳児については最大で約 50 mGy、それ以降に避難した 1 歳児については最大で約 70 mGy と推定される。これらの線量は、主に、事故直後の数日間に気中放射性物質が被害地域を通過した際の吸入およびその後の期間における経口摂取に起因している。避難した 1 歳児における事故後 1 年間の甲状腺吸収線量は 15 mGy から約 80 mGy までの範囲であった。避難者における甲状腺の吸収線量推定については、詳細な結果を補足資料 C-18 に示す。一部の住民が実施した可能性があるヨウ素剤の摂取による防護効果は、本評価では考慮していない。

C99. 予防的避難集落（シナリオ 1～12）において、事故直後 1 年間の赤色骨髄の集落平均吸収線量は、0.6 mGy から 7 mGy と推定され、計画的避難集落（シナリオ 13～18）においては、すべての年齢集団において 4 mGy から 10 mGy の範囲と推定された。福島県内のすべての避難集落における事故直後 1 年間の年齢集団別の赤色骨髄の吸収線量を C-18 に示す。避難した少女および女性達においては、乳房の集落平均吸収線量は、すべての年齢集団に対して最大で約 10 mGy と推定された。

表 C11. 福島県内各地から避難した成人における集落平均実効線量推定値

計算した線量は、避難前と避難中、ならびに事故直後1年間における避難シナリオ別集落平均実効線量である。線量推定値は各集落から避難した人々が受けた平均実効線量の特徴を表すことを目的としている。シナリオ1から12までは予防的避難集落に、シナリオ13から18までには計画的避難集落に相当している。

地域	放医研シナリオ番号	避難先	成人の実効線量 (mSv)				
			避難中 ^a	避難先 ^b	事故直後1年間の合計 ^c	予測値 ^d	回避された量 ^e
富岡町	1	郡山市	0.2	3.1	3.3	51	48
大熊町	2	田村市	0.0	1.5	1.5	47	45
双葉町	3	埼玉	0.9	0.2	1.1	38	37
双葉町	4	埼玉	0.9	0.2	1.1	38	37
楢葉町	5	田村市	2.2	1.5	3.7	7	3
楢葉町	6	会津美里町	1.3	1.2	2.5	7	4
浪江町	7	二本松市	1.3	3.7	5.0	25	20
田村市	8	郡山市	0.4	3.1	3.5	1.5	-
南相馬市	9	福島市	1.4	4.3	5.7	4	-
広野町	10	小野町	0.0	1.3	1.3	4	3
川内村	11	郡山市	0.2	3.1	3.3	2	-
葛尾村	12	福島市	0.0	4.3	4.3	6	2
浪江町つしま活性化センター	13	二本松市	4.3	2.7	7.0	25	18
葛尾村	14	二本松市	2.7	3.3	6.0	6	-
飯舘村	15	福島市	5.7	2.1	7.8	11	3
飯舘村	16	福島市	6.2	1.8	8.0	11	3
南相馬市	17	南相馬市	3.8	1.0	4.8	4	-
川俣町山木屋地区	18	川俣町	8.5	0.8	9.3	2	-

^a人々が避難前と避難中に受けた線量の推定値。

^b人々が避難した後、事故直後1年間の残りの期間に受けた線量の推定値。

^c人々が避難前と避難中、および事故直後1年間の残りの期間に避難先で受けた線量の推定値。

^d人々が避難しなかった場合に事故直後1年間に受けた可能性がある線量の推定値。

^e人々が避難により被ばくを免れた線量の推定値。

表 C12. 福島県内各地から避難した1歳児の甲状腺における集落平均吸収線量推定値

計算した線量は、避難前と避難中、ならびに事故直後1年間における避難シナリオ別の甲状腺の集落平均吸収線量である。線量推定値は各集落から避難した人々が受けた甲状腺の平均吸収線量の特徴を表すことを目的としている。シナリオ1から12までは予防的避難集落に、シナリオ13から18までには計画的避難集落に相当している。

地域	放医研 シナリオ 番号	避難先	1歳児の甲状腺吸収線量 (mGy)				
			避難中 ^a	避難先 ^b	事故直後1年 間の合計 ^c	予測値 ^d	回避され た量 ^e
富岡町	1	郡山市	5.2	42	47	795	750
大熊町	2	田村市	0.0	36	36	507	470
双葉町	3	埼玉	12	3	15	288	270
双葉町	4	埼玉	16	3	19	288	270
楡葉町	5	田村市	46	36	82	138	60
楡葉町	6	会津美里町	35	34	69	138	70
浪江町	7	二本松市	37	44	81	145	60
田村市	8	郡山市	1.9	42	44	36	-
南相馬市	9	福島市	6.4	47	53	39	-
広野町	10	小野町	0.0	34	34	76	40
川内村	11	郡山市	5.0	42	47	40	-
葛尾村	12	福島市	0.0	49	49	61	12
浪江町つしま活性 化センター	13	二本松市	59	24	83	145	60
葛尾村	14	二本松市	46	27	73	61	-
飯舘村	15	福島市	52	3.8	56	80	24
飯舘村	16	福島市	53	2.7	56	80	24
南相馬市	17	南相馬市	45	2.3	47	39	-
川俣町山木屋地区	18	川俣町	63	1.9	65	45	-

^a人々が避難前と避難中に受けた線量の推定値。

^b人々が避難した後、事故直後1年間の残りの期間に受けた線量の推定値。

^c人々が避難前と避難中、および事故直後1年間の残りの期間に避難先で受けた線量の推定値。

^d人々が避難しなかった場合に事故後1年間に受けた可能性がある線量の推定値。

^e人々が避難により被ばくを免れた線量の推定値。

C100. 20 km 圏内の各集落からの避難により、成人の実効線量を最大で約 50 mSv、1 歳児の甲状腺吸収線量を最大で約 750 mGy 回避したと推定される。一部の地域では、避難者が受けた線量は、彼らが居住地域にとどまったなら受けたであろう線量と同程度であった。推定線量は、様々な年齢集団とコミュニティにおける平均値であり、一部の個人線量はこれよりも高かった可能性があるが、評価実施時点で入手可能であったデータから線量の範囲を定量化することは不可能であった。20 km 圏内にいたが 18 の避難シナリオを適用できなかった病院の入院患者および老人ホームの入居者、住民およびその他の個人の方々など、少数の人々においては、線量がより高かった可能性があることは無視できない。回避された線量と避難前と避難中に受けた線量の推定値の合計は、避難せず避難区域内にとどまった可能性がある人々の推定値、および区域内に立ち入った可能性がある個人の上限値として使用できる。

B. 日本における将来的被ばく線量評価

C101. さらに、事故後 10 年間および最長で各個人が 80 歳になるまでに累積される行政区画および都道府県の平均線量についても推定を行った。外部被ばくによる線量は事故直後 1 年間と同様の方法で評価したが、被ばく期間中における放射性壊変と物理化学的プロセスによる放射性核種の移行による線量率の減少を考慮した。詳細な方法は、補足資料 C-12 に示す。表 C13 は、日本国民の様々な年齢集団における外部被ばくによる線量の、被ばく期間および被ばく場所に対する依存度を示す。特定の場所における修復措置の実施と効果に関する詳細情報が不足しているため、修復措置の結果として考え得る被ばくの低減は考慮に入れていない。

表 C13. ^{137}Cs の沈着密度により正規化された外部被ばくによる実効線量の被ばく期間への依存度

被ばく期間	単位沈着密度当たりの外部被ばくによる実効線量 ^a (2011 年 6 月現在の 0.1 MBq/m ² 当たりの mSv)			
	年齢・集団 (2011 年現在)			
	成人		10 歳児	1 歳児
	屋外 労働者	屋内 労働者		
南側近接地域以外の日本全国 ^b				
1 年間	1.8	1.6	1.8	2.1
10 年間	3.9	3.8	4.2	4.9
最長で 80 歳まで	5.6	5.6	6.0	6.7
南側近接地域 ^b				
1 年間	4.0	3.7	4.1	4.9
10 年間	6.2	5.9	6.5	7.6
最長で 80 歳まで	7.9	7.7	8.3	9.4

^a 特定の場所における修復措置の実施と効果に関する詳細情報が不足しているため、修復措置の影響として考え得る被ばくの低減は考慮しなかった。

^b 福島県富岡町、楢葉町および広野町といわき市。

C102. 放射性核種の経口摂取による線量は、放射性壊変を考慮し、FARMLAND モデル [B21] を採用して推定した。事故後 10 年間および最長で 80 歳までの期間について統合した、成人、10 歳児および 1 歳児の実効線量推定値と甲状腺吸収線量の推定値は、補足資料 C-19 に記載している。外部被ばくと内部被ばくによる総線量は表 C14 にまとめている。

表 C14. 事故直後1年間、10年間、80歳までの期間における、成人、10歳児および1歳児（各 2011年現在）における行政区画および都道府県の平均実効線量

年齢グループ	行政区画および都道府県平均実効線量 ^a (mSv)		
	グループ2— 福島県 ^b	グループ3 ^c に属する県	グループ4 ^d —日本のその 他都道府県
1 年間の被ばく			
成人	1.0～4.3	0.2～1.4	0.1～0.3
10 歳児	1.2～5.9	0.2～2.0	0.1～0.4
1 歳児	2.0～7.5	0.3～2.5	0.2～0.5
10 年間の被ばく			
成人	1.1～8.3	0.2～2.8	0.1～0.5
10 歳児	1.3～12	0.3～4.0	0.1～0.6
1 歳児	2.1～14	0.3～6.4	0.2～0.9
80 歳までの被ばく			
成人	1.1～11	0.2～4.0	0.1～0.6
10 歳児	1.4～16	0.3～5.5	0.1～0.8
1 歳児	2.1～18	0.4～6.4	0.2～0.9

^a 報告された線量は、グループ2およびグループ3の各県の一連の行政区画平均線量と、グループ4の都道府県平均線量である。これらの推定線量は、様々な場所に居住する人々が受けた平均線量の特徴を表すことを目的としており、それらの場所において個々の住民が受けた線量の範囲を示すものではない。

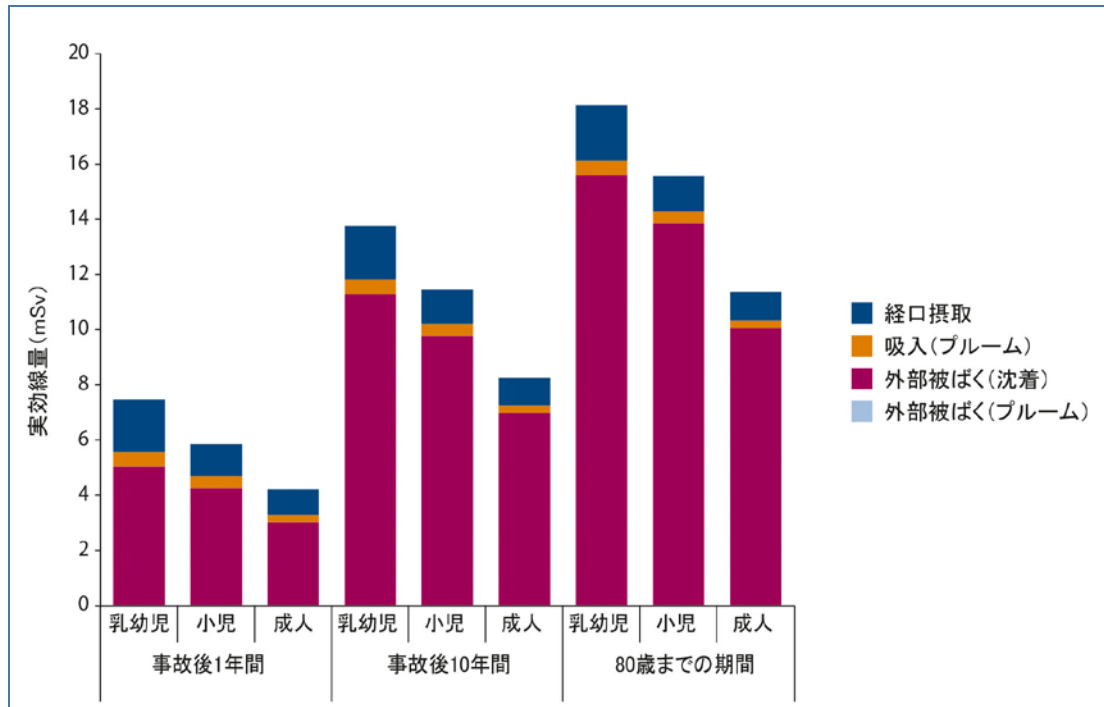
^b グループ2: 福島県の避難対象外地区に住んでいる公衆。

^c グループ3: 宮城県、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県および岩手県に居住する公衆。千葉県、群馬県、茨城県、宮城県および栃木県の各県は、これらの県における経口摂取による線量を計算するために同じグループにまとめられたものである。岩手県に関しては、経口摂取による線量は日本の其他都道府県の同線量と同じだった。

^d グループ4: 日本の其他都道府県に居住する公衆。

C103. 図 C-XI は、福島市の住民の様々な累積期間における年齢集団別の行政区画平均実効線量の推定値を示す。事故当時に 1 歳であった乳幼児の推定線量が最も高く、次いで 10 歳の小児、屋外で過ごす時間が長い成人の順に高かった（表 C7 および表 C13 も参照）。屋内で過ごす時間が長い成人の推定線量が最も低かった。しかし、同一被ばく期間における推定実効線量の差は大きくはなく、2 倍以上の差異はなかった。

図C-XI. 福島市に居住する一般的な成人、小児および乳幼児（2011年現在）の行政区画平均実効線量



C104. 10 年間の被ばくで発生する平均実効線量と、最長で 80 歳までの期間の平均実効線量の推定値は、事故直後 1 年間の同推定値のそれぞれ最大で 2 倍および 3 倍であった。沈着密度が最大であった地域で最も大きい線量増加がみられた。

C105. 日本の住民の甲状腺吸収線量の大半は、事故後 1 年間に ^{131}I の吸入と、同放射性核種を含む食物の経口摂取により被ばくしたものであった。半減期が長いセシウムの放射性核種による継続的な被ばくにより、80 歳までの甲状腺の吸収線量は事故後 1 年間の吸収線量よりも 50% 弱高くなると推定される。

C. 日本以外の放射線被ばく

1. 日本の近隣諸国

C106. 2011 年に WHO が予備的線量推定[W11]を実施した時点では、日本国外の国々に関する測定データは非常に少なかった。測定データがなかったため、WHO は各国国民の線量を推定するためにモデル計算手法を用いた。対象となった国および地域は、ロシア連邦極東部、インドネシア、フィリピン、大韓民国および東南アジアの国々であった。これらの地域における事故直後 1 年間の実効線量および甲状腺の等価線量は全て 0.01 mSv 未満であり、主要な被ばく経路は、食物中の放射性核種の経口摂取と沈着した放射性核種による外部被ばくであった。全ての場合において、推定線量の大半は、経口摂取経路によるものであった。

C107. 福島第一原発事故後、Keum et al.も大韓民国国民の放射線線量を推定している[K10]。これらの推定線量は放射能濃度の測定レベルと放射性核種の沈着密度に基づいている。5 つの年齢集団（乳幼児、5 歳児、10 歳児、15 歳児および成人）における実効線量と甲状腺の等価線量の推定が実施された。大韓民国の推定線量および WHO の報告書の推定線量を表 C15 に要約する。

2. 世界のその他の地域

C108. 日本以外の国々における線量評価においては、WHO の予備的線量推定結果[W11]を含む文献で公開された推定値の検討を基本としたが、国連加盟国が実施した広範な測定値と線量評価を補足的に用いた。これらの線量推定値を表 C15 にまとめる。これら一連の情報を解析した結果、本委員会は、日本以外の国々に居住する人々の事故直後 1 年間の総実効線量を 0.01 mSv 未満と結論づけた。

表 C15. 日本以外の地域について報告された事故直後1年間の線量推定値

地理的場所	推定実効線量 (mSv)			注釈
	成人	10 歳児	1 歳児	
近隣諸国				
大韓民国、インドネシア、フィリピン、ロシア連邦極東地域、東南アジア[W11]	<0.01	<0.01	<0.01	WHO は日本以外で人々が受けた線量の推定にモデル計算手法を用いた。主要な被ばく経路は、食物中の放射性核種の経口摂取と沈着した放射性核種による外部被ばくであった。全てのケースで、推定線量の大半が経口摂取経路によるものであった。甲状腺の等価線量を推定した結果、これらも 0.01 mSv 未満であった。
大韓民国 [K10]	1.4×10^{-4}	1.9×10^{-4}	5.7×10^{-5}	5 つの年齢集団（乳幼児、5 歳、10 歳、15 歳および成人）について事故直後 1 年間で最長で 70 歳の時点における甲状腺の実効線量と等価線量が推定された。1 年間において、甲状腺の等価線量は乳幼児における 5.0×10^{-4} mSv から成人の 1.2×10^{-3} mSv までの幅であった。これらは大気中の放射能濃度と沈着密度の測定レベルを使って推定された。
その他地域				
その他地域 [W11]	<0.01	<0.01	<0.01	WHO は日本以外で人々が受けた線量の推定にモデル計算手法を用いた。主要な被ばく経路は、食物中の放射性核種の経口摂取と沈着した放射性核種による外部被ばくであった。全てのケースで、推定線量の大半が経口摂取経路によるものであった。甲状腺の等価線量を推定した結果、これらも 0.01 mSv 未満であった。
ベラルーシ [K6]				1 歳から 2 歳までの小児の放射性核種の吸入による甲状腺の等価線量を推定した。これらは 5×10^{-7} から 7×10^{-5} mSv までの範囲であった。最大値は事故後 24 日目に記録された。
キューバ [A8]	2×10^{-3}			エアロゾル中の濃度測定値を用い、 ^{131}I と ^{137}Cs の吸入による実効線量を推定した。
フランス [I32]	2×10^{-4}			^{131}I の吸入と経口摂取による考え得る最大の被ばく線量（成人の実効線量と、1 歳児の甲状腺等価線量）を推定した。2011 年 3 月中旬から 2011 年 5 月までの測定に基づいている。報告されているフランスの 1 歳児における甲状腺の等価線量は 4.5×10^{-2} mSv であった。
ドイツ[B9]	3×10^{-5}		5×10^{-5}	ドイツ南西部において 2011 年 3 月下旬から 2011 年 4 月末まで実施された、大気試料と沈着密度の測定値に基づく ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の吸入と外部被ばくによる事故直後 1 年間の実効線量を推定した。
ギリシャ [K21]	1.1×10^{-6}	1.9×10^{-6}		エアロゾル中の濃度測定値を用い ^{131}I の吸入による実効線量を推定した。経口摂取による線量は計算しなかった。
イタリー [I30]	3.5×10^{-2}		1.8×10^{-1}	^{131}I 、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs による外部被ばく、吸入そして牛乳と水に含まれたそれらの経口摂取による実効線量を推定した。水に含まれる放射性核種の摂取は線量の重要な寄与因子だった。摂取した水による線量を計算するにあたり、雨水中の各放射性核種について測定された最大濃度を適用したため極めて控えめな仮定が用いられることとなった。

地理的場所	推定実効線量 (mSv)			注釈
	成人	10 歳児	1 歳児	
オランダ [K17]	$<1 \times 10^{-5}$			^{131}I の大気中の測定濃度を用いることで、吸入の経路による総実効線量を推定した。
ポルトガル [C1]	4.6×10^{-5}			2011 年 3 月下旬から 4 月中旬までの期間、エアロゾル中の濃度測定値と沈着密度の測定値から、 ^{132}Te 、 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の吸入と経口摂取の経路による総実効線量を推定した。
ルーマニア [C8]	8.5×10^{-5}			事故直後 1 間において、ルーマニアの羊乳と肉に含まれる ^{131}I の経口摂取による総月間線量を推定した。
セルビア [B11]	7.2×10^{-3}			食物、牛乳、大気および雨水に含まれる ^{131}I の濃度から実効線量を推定した。線量は 1 か月間の吸入と食物の経口摂取によるものである。牛乳に含まれる放射性核種の経口摂取が主要な経路だった。

D. 集団線量の推定

C109. 福島県、隣県および日本の他の地域における主要な被ばく経路（外部被ばく、吸入、経口摂取）による集団実効線量および甲状腺の集団吸収線量を、事故直後 1 年間、10 年間および 80 歳までの期間について推定し、表 C16 にまとめる。

表 C16. 日本国民(2010年現在で1億2800万人)における集団実効線量および甲状腺の集団吸収線量

被ばく経路	被ばく期間		
	1 年間	10 年間	80 歳までの期間
集団実効線量 (1000 人・シーベルト)			
吸入	1.2	1.2	1.2
外部	10	25	36
経口摂取	6.5	10	11
合計	18	36	48
甲状腺の集団吸収線量(1000 人・グレイ)			
吸入	22	22	22
外部	10	25	36
経口摂取	50	53	54
合計	82	100	110

C110. 事故直後 1 年間の集団実効線量の主な寄与因子は、沈着した放射性核種による外部被ばくであり、食物中の放射性核種の経口摂取が次いで重要な寄与因子であった。集団実効線量は、継続的な外部被ばくと食物中に残留する放射性核種の経口摂取により、事故直後 10 年間は増加する。11 年目以降は、集団実効線量の増加は、主に外部被ばくにより継続する。

C111. 事故後 1 年間の甲状腺の集団吸収線量の大部分は、2011 年の春季における ^{131}I の経口摂取と吸入によるものであり、程度は低い外部被ばくも寄与している。甲状腺の集団吸収線量は、継続的な外部被ばくと食物中の放射性核種の経口摂取により事故後 10 年間で緩やかに増加し、それ以降は、外部被ばくにより緩やかな増加が継続する。

C112. 福島第一原発事故により日本国民が受けた集団線量は、1986 年に旧ソ連で発生したチェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州諸国民の集団線量との比較が可能である。本委員会が環境とヒトの測定結果から 20 年間（1986-2005）を対象として特定したチェルノブイリ事故による集団実効線量と甲状腺の集団吸収線量は、それぞれ、約 360,000³⁶ 人・Sv と 2,300,000 人・Gy であった。生涯線量はそれぞれ約 400,000 人・Sv と 2,400,000 人・Gy と推定される。福島第一原発事故後の生涯被ばくによる日本国民の推定集団実効線量は、チェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州各国民の相当する数値の約 10～15%である。また、日本国民の甲状腺の推定集団吸収線量は、チェルノブイリ事故による欧州各国民の同線量の約 5%である

³⁶甲状腺の線量による寄与を除けば約 260,000.人・Sv ([U12]の附属書 D 参照)。

IV. 不確かさ

C113. 本論に示す線量は、公衆の代表的構成員における集落、行政区画または都道府県の平均値である。推定線量は調査実施時点で利用可能な最善のモデルと入力データに基づいている。しかし、知識または情報の不完全性や仮定の構築により、この種の全ての評価の結果には不確かさが伴う。本章では、不確かさの主な根源について考察する。

A. 外部被ばくと吸入による線量の評価

C114. 避難対象外区域の外部被ばくの推定線量は、主に地表の放射性核種の沈着密度の測定レベルに基づいている。 ^{134}Cs と ^{137}Cs の個々の測定値に付随する不確かさは比較的小さいが、 ^{131}I は、測定を実施する前に有意な放射性壊変が生じるため、その測定値に伴う不確かさは、より大きい。

C115. また、行政区画または都道府県の平均線量を推定する際に、測定値が各行政区画または都道府県における放射性核種の空間的分布をどの程度うまく表しているかにおいても不確かさが存在する。福島県においては、十分な空間的情報を伴った広範な測定値が存在する。文科省の地上調査による沈着密度測定値、米 DOE の航空機による放射線調査および地表の総沈着量に関する NOAA-GDAS ATDM の結果を、それぞれ比較した。これらのデータは約 1km^2 のグリッドセルに対して解析され、全てのデータは、放射性壊変に対して 2011 年 4 月 1 日に補正した。その結果に基づいて作成したスプレッドシートと地図を補足資料 C-20 および補足資料 C-21 に示す。解析結果から、文科省の調査による ^{137}Cs の地表における沈着密度測定値と米 DOE の調査結果がよく一致していることがわかる。顕著な空間的ばらつきは、他のデータセットでみられる空間的ばらつきと一致している。測定値の比較に基づく、沈着密度の空間的ばらつきに付随する不確かさは、行政区画平均線量の不確かさを約 2 倍大きいものとしている。グループ 4 の各都道府県においては、測定件数が比較的小さく、都道府県平均線量の不確かさはより大きいと考えられる。

C116. 沈着した放射性核種による外部被ばくにおいては、屋内にいることによる被ばく線量の減少と、建築材の遮蔽効果が不確かさをさらに大きくしている。前セクションで述べた線量は、福島県内で最も一般的な家屋の種類である木造家屋に関するものである。木造耐火住宅の居住者とコンクリートの高層アパートの居住者においては、線量が上記の表に示した数値のそれぞれ約 2 分の 1 および約 4 分の 1 であると推定される。しかし、これらの計算のもとをなす係数は、主にチェルノブイリ事故後に得られた欧州のデータに基づくものであり、日本で実施された測定に基づくものではない。また、外部被ばくによる線量の推定に直接影響するさらなる要因は、日本国民の種々年齢および社会的グループの屋内滞在である。

C117. 3 月に避難したコミュニティの推定被ばく線量は、ソースタームと NOAA-GDAS ATDM の結果に直接基づいている。 ^{137}Cs の沈着密度に関する NOAA-GDAS ATDM の結果と測定データは、多くの地域においてよく一致しているが、一部の場所においては ATDM の結果が密度レベルを最大で 10 倍過小評価または過大評価している。平均して、NOAA-GDAS ATDM から得た ^{137}Cs の行政区画平均沈着密度は、文科省の地上調査による数値よりも約 2 倍大きいものであった。 ^{131}I に関しては、NOAA-GDAS ATDM から得た行政区画平均値は、最大で 2 倍の過大評価と 10 分の 1 の過小評価までの範囲であったが、平均は約 1 倍であった。

C118. 避難者の吸入による線量の推定における不確かさは、放射性核種の放出率の時間変化に関する知識が不完全さおよび放出時の気象条件に起因する。特定の場所の線量推定に ATDM の結果を用いると、不確かさが大きくなる。これらの不確かさについては、NOAA-

GDAS ATDM の結果とフランスの放射線防護・原子力安全研究所(IRSН)が得た ATDM の結果 [S3]を比較した附録 B のセクション III.E で考察する。 ^{131}I の大気中濃度に関する IRSН による ATDM の推定値と、NOAA-GDAS ATDM の結果による推定値の比は、約 0.5 から 12 までの範囲であった。これらの比率は、特定の場所と時間におけるこれら人々の吸入による集落平均線量に存在する不確かさを反映している。沈着密度に関しては、IRSН による ATDM の推定値と、NOAA-GDAS ATDM の結果による推定値の比率は、約 0.2 から 8 の間で変動した。ここでも、これらの比率は、外部被ばくによる集落平均線量の不確かさを反映している。避難した集落の全被ばく経路を介した事故直後 1 年間の総線量における不確かさは、他の経路や他の場所が総線量に寄与しているため、上述の範囲よりも小さい。

C119. NOAA-GDAS ATDM の結果に伴う不確かさと同様の不確かさは、プルームの避難地域外の通過による外部被ばくと放射性核種の吸入による線量の評価に関連している。この評価において、これらの不確かさの影響は、地表の放射性核種の沈着密度測定値に基づく尺度法と、大気中濃度と NOAA-GDAS ATDM から導出した沈着密度との比を適用することで、部分的に緩和された。附録 B のセクション III で詳述した通り、IRSН ATDM で推定した ^{131}I のバルク沈着速度と、NOAA-GDAS ATDM が推定した同速度の比率には、場所により、約 4 倍大きいものから約 30% 小さいものまで、幅があった。これらの係数は、大気中濃度（結果的には避難しなかった住民の吸入による線量）に、場所により約 30% 高い数値から約 4 分の 1 の数値までの幅があったことを意味する。さらに、プルームの通過による外部被ばくおよび吸入による線量は、通常は総線量への寄与は半分に満たず、避難した住民においては、NOAA-GDAS ATDM の結果が持つ不確かさがもたらす不確かさは、それほど重要ではない。

C120. 事故後のプルーム通過中の気象条件と沈着の性質（乾燥または湿潤沈着、降雨量など）は、都市および森林環境中の放射性核種の分布に有意に影響した。これらの要素に関する詳細情報が不足しているため、外部被ばくによる線量の推定に有意な不確かさが生じる可能性がある。今後、2011 年 3 月の拡散および沈着条件のより詳細な再構築なされれば、特に避難区域における外部被ばくと吸入による初期線量を、よりの確に推定できる可能性がある。

C121. 吸入による甲状腺の吸収線量の推定に影響を与えるもう一つの要素として、大気中の粒子状 ^{131}I と気体状 ^{131}I の比率が挙げられる。測定データは限られており、主に放出サイトから非常に離れた場所で入手されている。甲状腺の吸収線量がより重要である福島県において、大気中の粒子状 ^{131}I と気体状 ^{131}I の相対量に関する測定データは存在しなかった。したがって、この比は、原子炉の放出物のモデル計算と ATDM の結果から推定した。この比の推定値には、最大で 2 倍の不確かさが伴う。

B. 経口摂取による線量の評価

C122. 本委員会は、食品中の放射性核種濃度に関する FAO/IAEA の食品データベースを用い、様々な臓器と年齢集団についての放出後 1 年間における経口摂取による線量を時間変化の関数として推定した。その全結果を補足資料 C-15 に示したが、それらは全て対象地域で販売された食物に基づいているため、日本に輸入される各食物の割合を考慮に入れたことになる。測定データおよび各時期に入手可能な食物の種類に関する不確かさを反映して、これらの線量推定値にもある程度の不確かさが存在すると予測される。放射性核種濃度が最も高い食物の特定が優先されたため、事故後 1 年間の線量は、任意に抽出された食物に基づくものではない。したがって、本委員会の評価で用いた平均濃度は、特に、測定が比較的わずかしが行われなかった事故後の数か月間においては、真の平均濃度を過大評価している可能性がある。

C123. 本附録のセクション III.A で述べた通り、食物全体の 25%のみが地元産だと仮定すると、推定線量は今回の調査で示した線量の約 3 分の 1 まで小さくなる可能性がある。2 年目以降の線量に関しては、食物中の放射性核種濃度のモデル化数値における不確かさが、推定線量の不確かさに反映される可能性がある。日本産の食物に関する時間変化の関数としての放射性核種の食物への移行については情報が不足しているため、モデル化数値における不確かさを定量化することは困難であった。

C124. 測定結果が検出限界未満の場合には、食物に対して 10 Bq/kg という一定の放射能濃度を適用したことも、事故後 1 年間の摂取による線量における不確かさに寄与した。この数値は事故後の 4 ヶ月間については ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に、それ以降については ^{134}Cs と ^{137}Cs のみに用いた。これが 5 ヶ月目以降に、特に甲状腺において、摂取による推定線量が見かけ上大きく減少した理由である。事故の被害が大きかった地域の産物は市場から取り除かれたため、この結果はまた、食物出荷規制の影響を反映している。この仮定がもたらす潜在的影響に関する詳細情報は、経口摂取による線量に関する情報をまとめた補足資料 C-15 に記載する。Sato et al. [S2] は、この仮定が、特に最初の数か月以降に見せる慎重性を示している。福島県内で多数のボランティアに対して実施された陰膳方式による調査によると、多数の人々において放射性セシウムによる線量が、本委員会の推定値よりも小さかった可能性がある。しかし、同調査では、食物中のレベルがより高かった事故直後の 2~3 か月を考慮することができず、また、事故直後 1 年間で線量に対する寄与度が最も大きい ^{131}I の摂取を考慮していない。さらに、Sat et al. は、研究グループが任意の試料ではなく、参加者が自らの被ばくを大いに懸念する人々であったために、全体的に住民の代表とは言えない可能性があることも指摘している。

C125. 各食品中の放射性核種の量には、地表における放射性核種の沈着密度の差および農作物の植え付け時期あるいは土壌の種類などの地域的要素を反映し、どこで栽培されたかによって大きな差が生じた。重要なポイントは、人々がどこで食品を手に入れたかという点である。日本では、ほとんどの人々がスーパーマーケットで食物を手に入れる。そしてそれら食物は、全国各地から入荷し、一部は輸入されたものである。しかし、一部の人々は自分たちで野菜を育て、隣人に提供しているかもしれず、農家が自ら栽培した食物を消費している可能性もある。沈着密度が高い地域に居住する個人が、事故後に規制措置が講じられたにもかかわらず、地元産の食物を食べていたとすると、彼らは本論に記載した数値よりも有意に高い放射能を被ばくしていた可能性がある。この仮定による影響は、沈着に関するデータに基づき、モデル計算の結果を用いることによってのみ定量化が可能となる。この件に関する詳細情報は、補足資料 C-15 の経口摂取による線量についての項に記載されており、規制による影響は、福島県内において、年齢集団と場所に応じ、線量を最大で 2 桁低減させた可能性があることが示されている。

C126. 本委員会は、沈着に関するデータに基づくモデル計算手法を用いて 2 年目以降の経口摂取による線量の推定値を求めた。食物の 25%は個人が居住していた都道府県内で得られたものと仮定され、輸入食物を許容して、75%はその他日本各地からのものと仮定した。これらの仮定に伴う不確かさを評価するために、福島県において、消費された地元の食物の 100%が県内で生産されたものと仮定し、輸入食物を考慮する場合としない場合の両方で評価した。結果を表 C17 に示す。

表 C17. 消費された食物の100%が福島県産であると仮定した場合の、福島県内における成人の実効線量に対する影響

期間(年)	食物規制が課された状態での実効線量(mSv) ; 規制が課されていない場合の数値を括弧内に示す		
	25% が地元産、標準的な 結果	100% が地元産、ただ し輸入食品の考慮なし	100%が地元産、輸入食 品を考慮
1 年間	0.06 (2.0)	0.20 (7.9)	0.27
10 年間	0.14 (2.1)	0.50 (8.3)	1.4
80 歳までの期間	0.17 (2.1)	0.62 (8.4)	1.5

C127. 消費した地元の食物の 100%が同県産であると仮定した場合の影響は、食物の出荷規制を考慮した場合に、特に顕著である。日本の大多数はスーパーマーケットで購入した食物を摂取するため、多くの個人に対しては、上記の線量推定は当てはまらない。地元産の食物のみを食べるという可能性は非常に低いため、上記の線量は、経口摂取による線量の上限值と考えるべきである。逆に、事故後、多くの人々が福島県産の食品、あるいは日本産の食品を避けたため、経口摂取による集落平均線量は、上記の数値より低いとみなすべきである。

C128. 日本で食物規制が導入されるまでに数日を要したため、一部の人々が、この期間に放射性核種の濃度が規制を超える食物を摂取した可能性がある。ほとんどのコミュニティでは、これが 1 年間で受ける被ばくに関連して有意な被ばくにつながったとは考えにくい。しかし、飯館村の場合、数週間にわたって住民が同地域に住み続けたため、その間地元産の製品を食し、地元が供給元の水を飲んだ可能性がある。飯館村における経口摂取による線量の推定値は、経口摂取に関する標準的パラメータを用いた避難シナリオに含まれるが、飯館村に居住し、地元産の野菜だけを食べた成人は、事故後最初の 1 週間で、さらに約 10 mSv の実効線量を被ばくした可能性がある。この仮定は、時季および野外で栽培される緑色野菜の入手が限られることを考えると可能性は薄い、完全に可能性を否定することはできない。

C129. 体内への放射性核種の摂取後の放射線量の決定に、標準的モデルを使用してきた。これらは特定の代謝特性を持つ標準的体格の個人に基づいている。個人間の多様性が、摂取による線量または使用したモデルとデータの不確かさに対してどのような影響を及ぼすかを、一般的に考察することは不可能である。しかし、簡潔に考察した一つの側面として、日本人の食事は比較的安定ヨウ素に富み、その結果、甲状腺への放射性核種の移行が、標準的モデルよりも少なくなった可能性があるという点がある。血液から甲状腺へのヨウ素の移行が、標準的な ICRP モデル[I25]で採用されている 30%よりも、むしろ 20%であることが示されている[Y8]。この結果 ^{131}I の摂取による線量はやや減少するが、線量評価に付随する他の不確かさに比べると、全体的な影響は小さい（線量の減少率は 30%未満）。

C130. 海産物に含まれる放射性核種の経口摂取による事故後 1 年間の線量は、データベースに含まれる測定データに基づいている。海産物の経口摂取の全経口摂取への寄与に関する情報は、個々の放射性核種に関して月別の情報のみ利用可能であり、その情報によれば、海産物の経口摂取の総線量に対する寄与度は全体的に 10%以下であった。これは、福島県産の海産物の消費が規制されたことを反映している。

C131. 表 C18 は海産物の経口摂取による将来的な放射線量の推定値を示す。これらの推定値は、[N3]が実施した作業に基づき、海洋環境モデルから求めた次の 10 年間の海水中の ^{137}Cs レベルの計算値を基本とした。10 年を超えてからの海水中の放射性核種濃度の経時的変化に関するモデル計算は、大気圏核実験によるフォールアウトの測定結果に基づく。これらの推定実効線量は全て非常に低く、事故の 2 年後でさえ、陸圏の食物の経口摂取による推定実効

線量よりも低い。これは、水中では放射性セシウムが有意に希釈され、福島第一原発サイトから離れた場所の海産物中の放射能濃度は非常に低いためである。日本の当局が定めた規制値を超える製品が消費されないように、海産物に対するモニタリングおよび規制が継続されると想定している。

表 C18. 事故後の様々な時期における海産物中の放射性核種の消費による各年齢集団の実効線量推定値

事故後の時期 (年数)	各年齢集団の年間実効線量(1 年間の mSv)		
	成人	10 歳児	1 歳児
2	3.9×10^{-5}	2.1×10^{-5}	1.4×10^{-5}
5	8.2×10^{-6}	4.3×10^{-6}	3.1×10^{-6}
10	3.2×10^{-6}	1.7×10^{-6}	1.2×10^{-6}
20	2.3×10^{-6}	1.2×10^{-6}	8.6×10^{-7}
50	8.1×10^{-7}	4.3×10^{-7}	3.1×10^{-7}

C132. 経口摂取による線量の推定に確率論的手法を用いた論文が 2 件[K19, Y2]発表されている。Yamaguchi の論文では、経口摂取による広範な線量を推定しているが、本書に記載した値と一致しており、有意なばらつきは見られない。Koizumi et al. が推定した線量の範囲は、本書に記載した数値よりも低い、非常に限られた測定結果に基づいている。

C. 将来の修復措置と防護措置

C133. 2011 年の中頃から、日本の沈着密度が比較的高い地域では、人々の居住地域、また食物を栽培する地域の線量率と放射性核種濃度の低減に向け、大規模な修復措置が実施あるいは計画されている[S6]。この作業には、居住地域での除染技術の適用や、林業や農業における対策（ファイトレメディエーションなど）の実施が挙げられる。福島県内での実験研究や試験は 2012 年前半までに終了する計画が立てられた。その時点で、福島県内の被災地域において、大規模な環境修復策の着手が計画された。警戒区域を超えた一部の被災地域では、地元当局が、大抵は公共施設や特に小児の施設（幼稚園、学校、病院など）に重点を置き除染活動を開始した。20 年前、同様の作業が、欧州の温帯環境内ではあるが、チェルノブイリ事故の被災地域で集中的に実施され、その作業で得られた結論や勧告が Chernobyl Forum [I1] と UNSCEAR [U12]によってまとめられた。

C134. 日本で実施される各対策の効果が不明であったことから、この段階で、線量評価に修復に関する考察を含めることは不可能であった。但し、環境に対し修復措置がまったく実施されない状態で、避難した人々が自分たちの家に戻り、通常的生活様式を再び営むようになると仮定した場合に彼らが受けたであろう外部被ばくによる実効線量の推定値を表 C19 に示す。これらの推定値は、将来受ける可能性がある線量の上限を示すものである。

C135. 修復措置により、農作物や畜産物に含まれる放射性核種の放射能濃度が低減される可能性があるが、上記の食品に対する規制基準が引き続き適用されると仮定すると、摂取による推定線量は影響されないであろう。今後、経口摂取による線量に対する修復措置の影響を研究するためのより詳細な調査が実施される可能性があるが、それは本評価の範疇ではない。

C136. 成人の年間外部被ばく線量は、既に日本の避難基準(20 mSv)を大幅に下回っている。これまでに線量を約 1.5 倍低減させた実績がある技術を用いて、集落を除染することで、全ての集団に関する外部被ばく線量はさらに減少する可能性がある[I1, U3]。表 C19 の結果は、2014 年 3 月以降、外部被ばくによる成人の集落平均実効線量は、7 か所の避難地域で年間 1 mSv 未満となると推定されていることを示す。

表 C19. 福島県内の各地から避難した成人が自分の家に戻ると仮定した場合の、外部被ばくによる実効線量

自治体	外部被ばくによる実効線量 (対象期間中の mSv) ^a		
	2012 年 3 月 11 日～ 2013 年 3 月 11 日	2013 年 3 月 11 日～ 2014 年 3 月 11 日	2014 年 3 月 11 日～ 2015 年 3 月 11 日
双葉町	11	6.7	4.5
広野町	0.42	0.25	0.17
飯舘村	4.1	2.5	1.7
葛尾村	2.0	1.2	0.83
川俣町	0.50	0.30	0.20
川内村	0.37	0.22	0.15
南相馬市	0.61	0.37	0.25
浪江町	9.8	6.0	4.0
楢葉町	0.66	0.40	0.27
大熊町	12	7.3	4.9
田村市	0.19	0.12	0.08
富岡町	5.3	3.2	2.2

^a 沈着した放射性核種による外部被ばく。

V. 他の評価との比較

A. 人体内における放射性核種の直接測定値

C137. 人々の体内放射性核種を測定することで、彼らの被ばくに関する直接的な情報が得られる。本委員会は、主に 2 種のデータセット、第 1 に、特に小児の、甲状腺における ¹³¹I の体外計測値、第 2 に ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs についての全身モニタリング体外計測値を入手できた。これらの測定値は、モニタリングの時点で各個人の体内にある上記の放射性核種の量を示すだけである。したがって総被ばく線量を推定するためには仮定を立てなければならない（たとえば、摂取された時期、吸入と経口摂取の度合いなど）。

C138. 限られた数の甲状腺中の ¹³¹I 濃度の体外計測だけが、事故数週間後に報告された。2011 年 3 月 26 日から 30 日までの間に、いわき市、川俣町、飯舘村に居住する 1 歳から 15 歳の小児 1,080 人を対象に現地当局が可搬型の線量率計を使って甲状腺のモニタリングを実施

した[K13]。内部被ばくによる甲状腺の吸収線量は、被ばくが 2011 年 3 月 12 日から 24 日までの期間継続したと想定して計算された。乳幼児と小児の測定データを本委員会が解析した結果は、日本の当局による評価と一致した。本委員会は、解析において、被ばくを 2011 年 3 月 15 日の 1 回と想定した。本委員会が内部被ばくによる甲状腺の集落平均吸収線量を推定した結果は、これらの小児の直接的なモニタリングから導出した対応値よりも 2 倍から 5 倍高いものであった。

C139. Tokonami et al. [T20]は、2011 年 4 月 12 日から 16 日にかけて浪江町つしま地区と南相馬市沿岸部から避難した 62 名の人々を対象に行った甲状腺の測定結果を報告している。46 人において ^{131}I が検出され、この集団の成人において、甲状腺の吸収線量は 2 mGy から 35 mGy の範囲であると推定された。彼らの甲状腺の線量推定値のうち、4 分の 3 は 10 mGy 未満であったが、4 分の 1 は 15 mGy から 35 mGy の範囲であった。これら高い方の範囲の推定値は、本委員会による成人の甲状腺における吸収線量推定値と一致したが、低い方の範囲の推定値は、本委員会のものよりも低く、最大で 4 分の 1 倍であった。本委員会が避難者の甲状腺における吸収線量を推定するために採用した一連のモデル（すなわち、想定した放出規模と放出パターン、想定防護措置、および線量測定とその他の因子において）によって、若干の過大評価がもたらされた可能性がある。

C140. 福島県の県民健康管理調査の一環として、福島県と近隣県の 106,000 人を超える住民を対象とした全身計測が 2013 年 1 月まで実施された[H5, M24]。

C141. Momose et al. [M24] の論文は、約 10,000 人の避難者を対象として 2011 年 7 月から 2012 年 1 月までの期間に実施された一連の全身計測の結果について詳述している。 ^{134}Cs と ^{137}Cs の存在は、避難者のうち、20%のみの体内で検出された（最低検出可能濃度は約 300 Bq）。本委員会は、これらの測定値から、2011 年 3 月以降の ^{134}Cs と ^{137}Cs の摂取による平均実効線量を、成人においては約 0.05 mSv、青年においては約 0.03 mSv と推定した。ほぼ全ての避難者において実効線量は 1 mSv 未満と推定され、約 5,000 人の成人と青年の内、1 名だけが実効線量約 1 mSv であったと推定された。

C142. Hayano et al. [H5]によると、福島県と隣県の 33,000 人の住民が、2011 年 10 月から 2012 年 2 月にかけて、福島県の福島第一原発の南西部に位置する平田中央病院で、全身モニタリングによる検査を受けた。モニタリングを受けた人々の内、12%のみが、体内の ^{134}Cs と ^{137}Cs が最低検出レベル約 300 Bq を超えていた。2012 年 3 月から 11 月の間に、この割合は 1%まで減少した。これにより、放射性核種の摂取の大部分が事故直後に起こったことが裏付けられる。2011 年 10 月から 2012 年 2 月にかけて成人を対象に実施された全身計測結果に基づき、本委員会は、2011 年 3 月以降の ^{134}Cs と ^{137}Cs の摂取による平均実効線量は、共に約 0.02 mSv から 0.07 mSv の範囲であると推定した。

C143. 多数の測定に基づく、これら 2 つの推定値[H5, M24]は、ともに、本調査で推定した ^{134}Cs と ^{137}Cs の吸入と経口摂取による線量よりも大幅に低いものであった。本調査の目的は、日本国民の線量について、できるだけ現実的な評価を実施することであるが、上記の調査結果は、本調査における一部の仮定が、まだ慎重なものであり、本委員会が入手できる情報が不完全であることの避けがたい結果であることを示す。

B. WHOの調査

C144. WHO による予備的な被ばく評価[W11] および関連する健康リスク評価[W12] では、2011 年 9 月までに入手可能なデータを用いている。これらの評価は現実的であることを意図

していたが、その時点で入手可能であった情報が限られていたことを考えると、WHO が立てた仮定の幾つかは、線量の過大評価につながった可能性がある。

C145. 表 C20 では、成人の実効線量と 1 歳児における甲状腺吸収線量に関する WHO の結果を、本調査で得た結果と比較する。本調査における評価では、WHO の調査で入手可能であったデータよりも包括的なデータを用いた。したがって、本評価の一部では、より現実的な仮定を立てることが可能であった。概して、今回の調査による福島県の各行政区画における事故後 1 年間の実効線量の推定値は、WHO の予備的線量評価の範囲内である。また、甲状腺の吸収線量の推定値もよく一致している。表 C20 から、一部のケースでは、特定の場所における推定線量が、WHO の調査結果よりも本評価による結果が低くなっていることがわかる。これは、さらなる情報が、特に避難区域において入手可能であったことを反映している。避難区域では、避難者の移動パターンについて、WHO の予備的線量評価[W11]で入手可能であった情報よりも、より詳細な情報が本調査において利用可能であった。しかしながら、本調査における推定線量値が、WHO 調査の推定値よりも高かった場所もある。

表 C20. 成人の推定実効線量と1歳児における甲状腺の推定吸収線量の比較

場所	WHO の評価[W12]		本委員会の評価	
	1 年間	生涯	1 年間	最大 80 歳まで
	成人の実効線量 (mSv)			
浪江町	22	24	5.0 ^a	<i>d</i>
楢葉町	4	8	3.7 ^a	<i>d</i>
飯舘村	12	14	8.0 ^b	<i>d</i>
葛尾村	5	6	6.0 ^b	<i>d</i>
南相馬市	5	8	5.7	<i>d</i>
いわき市	1	2	2.2	4.2
福島県の他の地域	1～5	2～10	1.0～4.3	1.2～12
隣県	～1	～1	0.2～1.4	0.2～4.1
	1 歳児における甲状腺の吸収線量(mGy)			
浪江町	122	123	81 ^c	<i>d</i>
楢葉町	39	42	82 ^c	<i>d</i>
飯舘村	73	74	56 ^c	<i>d</i>
葛尾村	48	48	73	<i>d</i>
南相馬市	43	46	53 ^c	<i>d</i>
いわき市	31	32	52	<i>d</i>
福島県の他の地域	31～39 (または 30～40)	32～42	33～52	<i>d</i>
隣県	≤9	≤10	3～15	<i>d</i>

^a 制限区域内。

^b 計画的避難区域内。

^c 評価対象とした放医研の避難シナリオ。

^d 本委員会の評価対象外。

VI. 結論

C146. 日本国民の大多数において、福島第一原発事故による放射能の放出後 1 年間に受けた追加の放射線量は、毎年自然放射線源から受けるバックグラウンド線量よりも少なかった（約 2.1 mSv [N23]）。このことは、特に、福島県から離れた各都道府県に居住する人々に当てはまり、被ばく線量は 0.2 mSv 以下であった。

C147. 事故直後 1 年間の成人における推定集落平均総実効線量は、2011 年 3 月 11 日から数日間に避難した住民においては、平均で 6 mSv 未満、それより後に避難した住民においては、平均で 10 mSv 未満であった。これらの線量には、避難前と避難中に受けた線量、ならびに避難先でその年の残りの期間に受けた線量が含まれる。事故後 1 年間に受けた 1 歳児の甲状腺に対する推定集落平均吸収線量は、約 15 mGy から最大で約 80 mGy の範囲であり、これは自然のバックグラウンド放射線から受ける甲状腺の吸収線量よりも有意に高いものであった。自然に発生する放射線源による甲状腺の年間平均吸収線量は、一般的に 1 mGy 程度である。少数の病院患者や老人ホームの入居者、20 km 圏内に長期間とどまった可能性がある住民その他の個人においては、被ばく線量が大きかった可能性がある。

C148. 避難しなかった人々において、行政区画平均線量が最も高かったのは福島市に居住する人々であり、事故直後 1 年間の行政区画平均総実効線量は、成人で 4.3 mSv、1 歳児では 7.5 mSv であった。もし修復措置が実施されなかったなら、事故発生時に乳幼児であった人々は、生涯にわたり、自然放射線源から受ける線量に加え、最大で約 20 mSv の実効線量を受ける可能性がある。桑折町、大玉村、伊達市、いわき市、郡山市、二本松市、南相馬市内の多数の集落に居住する人々は、事故直後 1 年間に、成人においては 2 mSv から 4 mSv の範囲、乳幼児においては 5 mSv から 7 mSv の範囲の平均実効線量を受けたと推定される。福島県のその他の地区の行政区画平均実効線量は、成人で 1 mSv から 2 mSv、乳幼児で 2 mSv から 5 mSv の範囲であった。ちなみに、日本で自然放射線源にバックグラウンド被ばくした場合の 80 年間に受ける累積実効線量は約 170 mSv（すなわち、年間 2.1 mSv が 80 年間）である。環境中の放射性核種の沈着密度にはばらつきがあり、ヒトの行動と食事習慣が多様であるため、一部の場所における個人の实効線量の推定値は、当該行政区画の平均実効線量の最大で約 2 倍から 3 倍、あるいは最小で 2 分の 1 倍から 3 分の 1 倍になる可能性がある。

C149. 事故直後 1 年間の避難対象外地区における個人の甲状腺の推定吸収線量が最も高かったのは、いわき市と福島市であり、1 歳児における事故直後 1 年間の甲状腺の行政区画平均吸収線量は、約 50 mGy であった。10 歳児と成人の推定線量は、それぞれ、1 歳児の約 2 分の 1 倍および約 3 分の 1 倍から 4 分の 1 倍であった。グループ 3 に属する各県（千葉、群馬、茨城、岩手、宮城および栃木）においては、事故直後 1 年間の乳幼児の甲状腺の行政区画平均吸収線量は、約 3 mGy から 15 mGy と推定された。残りの 40 都道府県では、事故直後 1 年間の乳幼児の甲状腺の都道府県平均吸収線量は約 3 mGy と推定された。

C150. 事故直後の数週間は、甲状腺の ^{131}I について直接的な体外計測は、限られた数しか実施されなかった。測定による甲状腺の吸収線量推定値は、本調査で推定した甲状腺の集落平均吸収線量の最大で 5 分の 1 から 2 分の 1 であった。本委員会が避難者の甲状腺における吸収線量を推定するために採用した一連のモデル（すなわち、想定した放出規模と放出パターン、想定防護措置、および線量測定とその他の因子において）によって、若干の過大評価がもたらされた可能性がある。全身モニタリングから導出したガンマ線放出放射性核種に起因する内部被ばくによる線量の推定値は、本調査で推定した線量よりも大幅に小さく、したがって、本調査で内部被ばくによる線量の評価に採用した仮定の慎重性をある程度反映している。

C151. 避難者における推定線量は、本調査中に本委員会が行った全ての推定において、付随する不確かさが最大であり、被ばく時の大気中における放射性核種の濃度測定値が存在しないという観点において、今後も引き続き不確かさが最大である 可能性が高い。線量は ATDM

の結果と共に、放出の時間的パターンに関する仮定、避難中の時間により異なる人々の居場所、適用された防護措置に基づいて推定しなければならなかったが、これらすべてが不確かさを伴っていた。放出パターンと規模に関しては、やがて、追加情報が利用可能になり、その結果、避難者の線量推定における全体的不確かさが若干減少する可能性がある。

C152. 推定線量が最も高かった場所においては、放射性核種の吸入および経口摂取が有意に寄与した可能性があるが、最も重要な被ばく経路は、沈着物質による外部被ばくであった。推定線量が最も低かった場所においては、食物中の放射性核種の経口摂取が最も有意に寄与した。

C153. 推定線量は、環境中の放射性核種濃度と住民の年齢・集団によって異なる。事故発生時に 1 歳であった乳幼児において推定線量が最も高く、次に 10 歳の小児、次いで屋外でより多くの時間を費やした成人と続いた。屋内で過ごす時間がより長い成人の推定線量が最も低かった。しかし、対象集団間の推定実効線量の差は大きくはなく、2 倍あるいは 2 分の 1 倍の範囲内であった。

C154. 一般的に、事故後 10 年間で発生する総実効線量は、事故直後 1 年間に受けた線量の最大で約 2 倍と推定された。生涯線量は、事故直後 1 年間に受けた線量の最大で約 3 倍であり、線量が最も増加するのは放射性核種の沈着密度が最も高い地域であると推定された。日本の住民が受けた甲状腺の吸収線量の大半は、事故直後 1 年間に、大気中の ^{131}I の吸入による経路と ^{131}I を含む食物の経口摂取による経路により被ばくしたものである。生涯にわたる甲状腺の線量は、事故直後 1 年間に受けた線量より 50% 未満高いものと推定された。 ^{131}I は完全に崩壊するため、今後数十年間に生まれる小児が ^{131}I による線量を甲状腺に受けることはないが、 ^{134}Cs および ^{137}Cs を若干被ばくするであろう。

C155. 本書に示した線量は、国民の各集団における典型的な平均被ばく線量だと考えられる。線量は一部の人々において、特に、コンクリートの高層アパートに居住し、事故後に地元産の生鮮食品の摂取を避けた人々においては、線量が有意に低い可能性がある。一方、一日の大半を屋外で過ごし、地元産の食物を摂取した人々において線量が高くなる可能性がある。

C156. 公衆の防護のために実施された措置は、実施がなければ受けたであろう放射線被ばくを有意に低減させた。これは、特に 20 km 圏の避難区域内の集落や計画的避難区域に該当し、これらの地域では、防護措置により、事故直後の 1 年間の潜在的被ばく線量を最大で 10 分の 1 倍まで低減した。本委員会は、このように回避された実効線量は、成人において最大で約 50 mSv、避難により回避された 1 歳児における甲状腺の吸収線量は、最大で約 750 mGy と推定した。

C157. 日本国民の集団線量も比較の目的で推定した。福島第一原発事故後における日本人の生涯集団実効線量の推定値は、チェルノブイリ事故後に放射線に被ばくした欧州各国国民の値の約 8 分の 1 であった。一方、甲状腺の集団吸収線量は約 20 分の 1 であった。

C158. 日本の近隣国および世界各国について報告された線量の解析に基づき、本委員会は、日本以外の国々の住民における総実効線量は、事故直後 1 年間で 0.01 mSv 未満であったと結論した。

C159. 本委員会は、入手可能な情報に基づく公衆の線量の現実的な推定を目指したが、本委員会が採用した一連のモデルと個々の防護措置に関する情報不足によって、全体的に若干の過大評価がもたらされた可能性がある。

附録D. 作業者の線量評価

I. 緒言	199
II. 線量の統計	201
III. モニタリングと線量測定	212
A. 体内に取り込まれた放射性核種のモニタリング	212
B. 体内に取り込まれた放射性核種のモニタリングに関する提供情報の評価	214
C. 外部被ばくのモニタリング	215
D. 外部被ばくのモニタリングに関して提供された情報の評価	216
IV. 本委員会による線量評価の詳細結果	217
A. 独自の線量評価のための作業者の選定	217
B. 内部被ばくの評価方法	217
C. 内部被ばくが最大であった作業者における結果	218
D. 無作為抽出した内部被ばくが比較的少なかった55名の作業者に関する結果	222
E. 本委員会による線量評価における結論の要約	231

I. 緒言

D1. 2012年10月31日までに合計24,832名の職業被ばく作業者（「放射線作業者」³⁷⁾）が福島第一原子力発電所（福島第一原発）の被害軽減活動やその他の活動に従事してきた。さらに、福島第一原発サイトでは、数百名の緊急時対応作業従事者が動員されていた。これらの作業者には、消防士、警察官、自衛隊員などが含まれていた。これらの作業者の健康リスク評価は、各作業者の関連臓器における吸収線量評価に基づいて行う必要がある。しかし、通常「実効線量」という量は、放射線防護の観点から報告されるものである。一般的に、外部放射線源による職業被ばく（「外部被ばく」）による実効線量の評価は、作業者が装着する警報付ポケット線量計の測定値に基づいて行う。一方、放射性核種の摂取による内部放射線源による職業被ばく（「内部被ばく」）の評価では、バイオアッセイのモニタリング結果を解釈するために体内動態モデルや線量測定モデルを用い、預託実効線量または特定の臓器に

³⁷⁾日本では、職業被ばく作業者は管理区域内で放射線関連業務に従事する要員を意味する用語である「放射線作業者」と呼ばれている。これらの作業者は、原子炉の設置、運転、利用または保守に従事するか、あるいは核燃料物質または核燃料で汚染された物質の輸送、貯蔵、処分または除去に従事している。

対する預託線量を評価する。「バイオアッセイ」という用語は、人体内にある放射性核種の放射能計測（体外計測）または排泄物試料中の放射能計測（*in vitro* 計測）を意味する。

D2. 福島第一原発サイトでは、原子炉の通常運転中には職業被ばくを受ける作業者が数千人雇用されていた。事故後その人数は劇的に増加し、2012年10月までにほぼ二万五千人の職業被ばく作業者が復旧作業や関連作業に携わった。これらの大半（約二万一千人）は東京電力株式会社（東電）本体よりもむしろ、東電の協力企業に雇用された従業員であった。

D3. 津波の結果、原発サイトの内外で放射線の状況をモニターする本来の機能が著しく妨げられた。サイト内に残っているモニタリングシステムはほとんどなかった。電子式個人線量計、それらの機器が測定した線量を呼び出し、記録するためのコンピュータシステム、設置型汚染モニター、および多数の携帯型サーベイ機器が浸水で失われた。

D4. 本委員会による作業者の線量評価の目的の一つは、日本で報告されている個人線量（本附録のセクション II）が、どの程度実際に被ばくした線量の正しくかつ信頼できる測定値を提供しているか、また、報告されている線量が、健康への潜在的影響を評価する上で、どの程度信頼できるかを判定することである。ここで、測定値または評価が合理的かつ一貫した質を持つと確信を持って考え得ることを示すために、「信頼できる」という用語を測定値または評価に適用した。

D5. 1つの線量評価を実施するために一般的に必要とされる時間と労力を考えると、本委員会がこのように多数の作業者に対する個人線量評価を検討または再評価することは不可能であった。したがって、2段階のアプローチが採用され、まず、日本で線量評価に用いられた方法が再検討された（本附録のセクション III）。次に、特定のグループの作業者に対して独自の線量評価が実施され、それらの作業者について日本で報告されている線量との比較が行われた（セクション IV）。

D6. 被ばく線量が最大であった作業者が受けた線量は、健康への潜在的影響を評価する上で特に興味深かったため、個々の作業者について報告されている線量の信頼性を判断する目的で、報告されている内部被ばくによる線量が最も大きかった13名³⁸の作業者（預託実効線量 $E(50)$ が 100 mSv より高い）の内12名において評価を実施した。13名の作業者は全て東電の従業員で、体内に摂取された放射性核種の測定は全て同一（または同種）の施設で実施され、内部被ばくによる線量の評価方法も同様であった。12名の作業者の実効線量に最も寄与したのは内部被ばくであり、また内部被ばくによる預託線量において最も高い数値が報告された7名の作業者は、報告された実効線量も最も高かった。

D7. 対照的に、被ばく線量が低かった多くの作業者の雇用形態は様々であった（東電および協力企業の従業員、緊急時対応作業従事者など）。また放射性核種の測定に使用された施設の種類と線量評価に使用された方法のいずれもが、評価対象の線量レベルにより異なっていた可能性がある。本委員会は、本附録のセクション IV で説明する通り、これらの作業者集団の線量評価の信頼性を、様々なグループから無作為に選んだ作業者のサンプルを対象に、独自の線量評価を実施することで査定した。

³⁸本委員会の勧告に基づき、複数の日本の機関が作業者の受けた線量の再評価を開始し、ようやく2013年7月に終了した。この再評価の結果、預託実効線量が100 mSv より高かった作業者は13人（当初の12人ではなく）であることが判明した（全て東電の従業員）。しかし、本委員会がこの情報を得たのが遅かったため、この13人目の作業者が受けた内部被ばくによる線量の詳細評価を独自に実施することはできなかった。

II. 線量の統計

D8. 事故の発生から 2011 年 10 月までの期間について、月ごとの特定の実効線量帯域に当てはまる職業被ばく作業員数（および外部被ばくと内部被ばくによる寄与）を示した各種の表が東電により発表されている[T8]。これらは、その後、本委員会が、2013 年 7 月に日本の機関が実施した再評価結果を用いて更新した一更新したデータを表 D1, D2 および D3 に示す。これらの各表から、実効線量の最大値は放射性物質の摂取によること、また月間線量が 100 mSv を超えたのは 2011 年 3 月だけであったことがわかる。2011 年 11 月以来、東電は、一定期間における様々な累積実効線量帯域別の作業員数という形でデータを提示している。2012 年 11 月に発表された（その後日本の複数の機関により更新された）データを表 D4 に示す。これらのデータから累積実効線量が 100 mSv を超える作業員数は、2011 年 3 月末から 2012 年 10 月末までの期間に 65%増加したことがわかる。

D9. 本セクションに提示したデータは、2011 年 3 月 11 日から 2012 年 10 月 31 日までの期間に実施された被害軽減活動に従事した作業員数のみを考慮している。原発サイトでの作業員の入れ替えがあったことから、この種の作業に従事した作業員数は増え続け、その結果、各線量帯域全体で作業員の分布は常に変化していた。更新情報に関しては、東電のウェブサイト³⁹が公開情報源の一つとなっており、作業員数と線量に関する最新情報が毎月公開された。

D10. 表 D1～D4⁴⁰ は、特定の線量帯域の作業員数について有用な統計を提供しているが、個々の作業員の内部被ばくおよび外部被ばくに関する情報は提供していない。たとえば、これらの表からは、内部被ばくによる預託線量が 150～200 mSv（表 D2）の範囲に記録された 1 名の作業員が、総実効線量が同じ範囲であった 13 名の作業員の内の 1 名なのか、あるいは総実効線量が「250 mSv 以上」（表 D3）の範囲であった 6 名の作業員の内の 1 名なのかを特定することは不可能である。しかし、2012 年 4 月までの 21,776 名の東電および協力企業の作業員における内部被ばくおよび外部被ばくによる各月別累積線量に関するスプレッドシート形式のデータを日本の当局から別途提供された。表 D5、D6 および D7 は、それぞれこのスプレッドシートから抽出したものであり、実効線量が最大、内部被ばくによる預託線量が最大、そして外部被ばくによる実効線量が最大であった作業員 20 名に関する 2012 年 4 月までに報告された累積実効線量を示したものである。報告された最大実効線量は、ある東電の従業員が被ばくした 679 mSv であったが、この同じ従業員が内部被ばくによる預託線量においても最大値を記録していた(590 mSv)。報告された外部被ばくによる最大の実効線量は、協力企業の作業員が被ばくした 199 mSv であった。報告された同作業員の総実効線量（内部被ばくおよび外部被ばくによる）は 238 mSv であった。

D11. 表 D5～D7⁴⁰ などの各表は、限られた数の作業員における個人データのみを示している。そのため、2012 年 4 月までの個人線量が報告されている東電の従業員と協力企業作業員 21,776 名全員における個々の線量測定データを要約するために等高線図(図 D-1a,b)を採用した。これらの等高線図は内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量が報告されている作業員数を一定区間で示したものである。たとえば、内部被ばくによる預託実効線量を 80～90 mSv の区間で、外部被ばくによる実効線量を 0～10 mSv の区間で受けた作業員が 2 名いたことが見て取れる。図 D-1a は、内部被ばくによる線量が 100 mSv より高い 13 名の各作業員における内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量を示す。さらにこの図から、ほとんどの作業員が有意に低い線量を受けたことがわかる。内部被ばくおよび外部被ばくによる個々の線量記録値の間にはほとんど相関関係がなかった。また、y 軸（外部被ばく）近くで作業員数が上

³⁹ <http://www.tepco.co.jp/>

⁴⁰ 表 D1, D2, D3, D4, D5, D6 および D7 は、日本の複数の組織が 2013 年 7 月に実施した再評価結果をもとに本委員会が更新したものである。

昇していることから分かる通り、作業者の大多数において、記録された線量に最も寄与したのは外部被ばくであり、内部被ばくによる寄与はより小さいものであった（図 D-Ib）。報告された外部被ばくによる線量の算術平均は 10 mSv であり、報告された内部被ばくによる線量の算術平均は 1.7 mSv であった。日本の当局による線量の再評価前に作成された図 D-Ia と D-Ib のバージョンとの比較から、内部被ばくおよび外部被ばくによる個人線量分布には若干の違いがあるが、それらの違いは比較的小さいことが分かる。

D12. 東電と協力企業の作業者における累積実効線量分布を比較すると（図 D-II 参照）、両者の分布は右側に歪み、左右対称ではないという共通の特徴があることが分かる。被ばく集団内では対数正規分布が見られることが多いが、この線量分布は、全体的に対数正規分布では十分に説明できないと考えられる。この理由は不明である（各小集団または事故の各フェーズにおいて異なる分布が存在した可能性があるが、この点について解析していない）。しかし、これらの分布には違いが示されており、協力企業の作業者よりも東電の従業員の方が、数値が広範囲に亘っている。平均値は、東電においては 25 mSv（標準偏差: 38 mSv）、協力企業においては 10 mSv（標準偏差: 13 mSv）で、2つのグループでは統計的に有意な差があった（ t -検定およびフィッシャー検定ともに p -値は 0.001 未満）。内部被ばくによる線量においては、協力企業の 82%と東電の従業員の 68%において、内部被ばくにより記録された線量がゼロであった。また、これら 2 グループ間の相違は統計的に有意であった（カイ二乗検定、 p は 0.001 未満）。

表 D1.福島第一原発における外部被ばくによる実効線量帯域別職業被ばく作業数 (月別:2011年3月から10月) [T8, T11, T16]

報告された数値をそのまま再現するため、東電が使用した精度をここでも使用した。「平均線量」の数値が他の文献で報告される場合、誤った精度を示唆しないように、有効数字2桁への四捨五入が適切である。

月間実効線量 (mSv)		<10	10 ～ <20	20 ～ <50	50 ～ <100	100 ～ <150	150 ～ <200	200 ～ <250	>250	合計	最大	平均
3 月	東電	673	598	292	105	20	6	0	0	1 694	182.33	19.41
	協力企業	1 697	331	182	58	8	3	0	0	2 279	199.42	9.07
	合計	2 370	929	474	163	28	9	0	0	3 973	199.42	13.48
4 月	東電	559	35	8	0	0	0	0	0	602	46.29	3.95
	協力企業	2 734	186	42	0	0	0	0	0	2 962	47.75	3.11
	合計	3 293	221	50	0	0	0	0	0	3 564	47.75	3.25
5 月	東電	289	8	2	0	0	0	0	0	299	25.05	2.51
	協力企業	2 680	119	21	0	0	0	0	0	2 820	41.59	2.67
	合計	2 969	127	23	0	0	0	0	0	3 119	41.59	2.65
6 月	東電	179	4	0	0	0	0	0	0	183	12.44	1.13
	協力企業	1 811	104	17	0	0	0	0	0	1 932	43.00	2.55
	合計	1 990	108	17	0	0	0	0	0	2 115	43.00	2.42
7 月	東電	189	0	0	0	0	0	0	0	189	4.69	0.78
	協力企業	1 804	65	8	0	0	0	0	0	1 877	34.42	2.27
	合計	1 993	65	8	0	0	0	0	0	2 066	34.42	2.13
8 月	東電	93	0	0	0	0	0	0	0	93	2.63	0.42
	協力企業	1 005	30	1	0	0	0	0	0	1 036	20.40	1.87
	合計	1 098	30	1	0	0	0	0	0	1 129	20.40	1.75
9 月	東電	52	0	0	0	0	0	0	0	52	1.99	0.47
	協力企業	897	25	8	0	0	0	0	0	930	31.21	2.07
	合計	949	25	8	0	0	0	0	0	982	31.21	1.99
10 月	東電	49	1	0	0	0	0	0	0	50	10.21	0.64
	協力企業	772	5	2	0	0	0	0	0	779	23.10	1.25
	合計	821	6	2	0	0	0	0	0	829	23.10	1.22

表 D2.福島第一原発における内部被ばくによる預託実効線量帯域別職業被ばく作業員数(月別:2011年3月から10月) [T8, T11, T16]

報告された数値をそのまま再現するため、東電が使用した精度をここでも使用した。「平均線量」の数値が他の文献で報告される場合、誤った精度を示唆しないように、有効数字2桁への四捨五入が適切である。

月間預託実効線量(mSv)		<10	10 ~ <20	20 ~ <50	50 ~ <100	100 ~ <150	150 ~ <200	200 ~ <250	>250	合計	最大	平均
3月	東電	1 038	398	186	37	6	1	1	5	1 672	590.00	11.97
	協力企業	1 837	249	99	21	0	0	0	0	2 206	98.53	5.12
	合計	2 875	647	285	58	6	1	1	5	3 878	590.00	8.07
4月	東電	579	1	0	0	0	0	0	0	580	18.81	0.11
	協力企業	2 618	9	1	0	0	0	0	0	2 628	38.40	0.31
	合計	3 197	10	1	0	0	0	0	0	3 208	38.40	0.27
5月	東電	278	0	0	0	0	0	0	0	278	7.89	0.04
	協力企業	1 978	5	2	0	0	0	0	0	1 985	32.80	0.15
	合計	2 256	5	2	0	0	0	0	0	2 263	32.80	0.13
6月	東電	154	0	0	0	0	0	0	0	154	6.94	0.06
	協力企業	1 383	0	0	0	0	0	0	0	1 383	7.10	0.01
	合計	1 537	0	0	0	0	0	0	0	1 537	7.10	0.02
7月	東電	165	0	0	0	0	0	0	0	165	0.00	0.00
	協力企業	1 399	0	0	0	0	0	0	0	1 399	0.50	0.00
	合計	1 564	0	0	0	0	0	0	0	1 564	0.50	0.00
8月	東電	85	0	0	0	0	0	0	0	85	0.00	0.00
	協力企業	802	0	0	0	0	0	0	0	802	2.61	0.00
	合計	887	0	0	0	0	0	0	0	887	2.61	0.00
9月	東電	44	0	0	0	0	0	0	0	44	0.00	0.00
	協力企業	689	0	0	0	0	0	0	0	689	1.13	0.00
	合計	733	0	0	0	0	0	0	0	733	1.13	0.00
10月	東電	44	0	0	0	0	0	0	0	44	0.00	0.00
	協力企業	615	0	0	0	0	0	0	0	615	1.82	0.00
	合計	659	0	0	0	0	0	0	0	659	1.82	0.00

表 D3.福島第一原発における実効線量(内部被ばくおよび外部被ばくによる)帯域別職業被ばく作業員数(月別:2011年3月から10月) [T8, T11, T16]

報告された数値をそのまま再現するため、東電が使用した精度をここでも使用した。「平均線量」の数値が他の文献で報告される場合、誤った精度を示唆しないように、有効数字2桁への四捨五入が適切である。

月間実効線量(mSv)		<10	10 ～ <20	20 ～ <50	50 ～ <100	100 ～ <150	150 ～ <200	200 ～ <250	>250	合計	最大	平均
3 月	東電	346	530	539	195	63	15	0	6	1 694	670.36	31.23
	協力企業	1 337	461	361	99	17	2	2	0	2 279	238.42	14.03
	合計	1 683	991	900	294	80	17	2	6	3 973	670.36	21.36
4 月	東電	555	38	9	0	0	0	0	0	602	49.11	4.05
	協力企業	2 709	203	50	0	0	0	0	0	2 962	49.61	3.38
	合計	3 264	241	59	0	0	0	0	0	3 564	49.61	3.49
5 月	東電	289	8	2	0	0	0	0	0	299	25.05	2.54
	協力企業	2 659	137	24	0	0	0	0	0	2 820	41.61	2.77
	合計	2 948	145	26	0	0	0	0	0	3 119	41.61	2.75
6 月	東電	179	4	0	0	0	0	0	0	183	12.44	1.18
	協力企業	1 811	103	18	0	0	0	0	0	1 932	43.00	2.55
	合計	1 990	107	18	0	0	0	0	0	2 115	43.00	2.44
7 月	東電	189	0	0	0	0	0	0	0	189	4.69	0.78
	協力企業	1 804	65	8	0	0	0	0	0	1 877	34.44	2.27
	合計	1 993	65	8	0	0	0	0	0	2 066	34.44	2.13
8 月	東電	93	0	0	0	0	0	0	0	93	2.63	0.42
	協力企業	1 004	31	1	0	0	0	0	0	1 036	20.40	1.87
	合計	1 097	31	1	0	0	0	0	0	1 129	20.40	1.75
9 月	東電	52	0	0	0	0	0	0	0	52	1.99	0.47
	協力企業	897	25	8	0	0	0	0	0	930	31.21	2.07
	合計	949	25	8	0	0	0	0	0	982	31.21	1.99
10 月	東電	49	1	0	0	0	0	0	0	50	10.21	0.64
	協力企業	772	5	2	0	0	0	0	0	779	23.10	1.26
	合計	821	6	2	0	0	0	0	0	829	23.10	1.22

表D4. 2011年3月から2012年10月までの期間における福島第一の累積実効線量帯域別職業被ばく作業員数

累積線量 (mSv)	東電	協力企業	合計
250 以上	6	0	6
200～<250	1	2	3
150～<200	24	2	26
100～<150	118	20	138
50～<100	508	529	1 037
20～<50	610	3 216	3 826
10～<20	498	3 136	3 634
10 以下	1 883	14 279	16 162
合計	3 648	21 184	24 832
最大	678.80	238.42	678.80
平均	24.56	10.31	12.41

表 D5. 2011年3月から2012年4月までの期間において累積実効線量が最も高かった20名の作業員の外部および内部被ばく線量

ここでは、報告された数値をそのまま再現するため、また各表間の個々の記入値をクロスチェックできるように、提供されたデータで表現されている精度を使用した。これらの数値を別の文献で報告する場合は、誤った精度を暗示しないよう、これらの数値を有効数字2桁に四捨五入することが適切である。

雇用主	累積実効線量 (mSv)		
	外部被ばく	内部被ばく	合計
東電	88.80	590.00	678.80
東電	105.54	540.00	645.54
東電	43.96	433.05	477.01
東電	32.95	327.90	360.85
東電	110.27	241.81	352.08
東電	51.31	259.66	310.97
東電	73.18	166.06	239.24
協力企業	199.42	39.00	238.42
協力企業	191.90	35.00	226.90
東電	184.92	13.13	198.05
東電	188.14	9.19	197.33
東電	106.75	90.21	196.96
東電	67.06	119.96	187.02
東電	48.81	137.27	186.08
東電	153.33	29.87	183.20

雇用主	累積実効線量 (mSv)		
	外部被ばく	内部被ばく	合計
東電	165.51	17.41	182.92
東電	122.39	60.01	182.40
東電	83.42	97.01	180.44
東電	162.01	14.07	176.08
協力企業	93.00	83.00	176.00

表 D6. 2011年3月から2012年4月までの期間において累積預託実効線量が最も高かった20名の作業者の外部および内部被ばく線量

ここでは、報告された数値をそのまま再現するため、また各表間の個々の記入値をクロスチェックできるように、提供されたデータで表現されている精度を使用した。これらの数値を別の文献で報告する場合は、誤った精度を暗示しないよう、これらの数値を有効数字2桁に四捨五入することが適切である。

雇用主	累積実効線量		
	外部被ばく	内部被ばく	合計
東電	88.80	590.00	678.80
東電	105.54	540.00	645.54
東電	43.96	433.05	477.01
東電	32.95	327.90	360.85
東電	51.31	259.66	310.97
東電	110.27	241.81	352.08
東電	73.18	166.06	239.24
東電	48.81	137.27	186.08
東電	67.06	119.96	187.02
東電	34.24	119.59	153.83
東電	23.64	117.33	140.97
東電	38.87	109.91	148.78
東電	42.03	101.27	143.30
協力企業	8.28	98.53	106.81
東電	83.43	97.01	180.44
協力企業	11.35	96.84	108.19
東電	52.88	95.85	148.73
東電	46.10	92.96	139.06
協力企業	11.35	90.88	102.23
東電	106.75	90.21	196.96

表 D7. 2011年3月から2012年4月までの期間において外部被ばくによる累積実効線量が最も高かった20名の作業者の外部および内部被ばく線量

ここでは、報告された数値をそのまま再現するため、また各表間の個々の記入値をクロスチェックできるよう、提供されたデータで表現されている精度を使用した。これらの数値を別の文献で報告する場合は、誤った精度を暗示しないよう、これらの数値を有効数字2桁に四捨五入することが適切である。

雇用主	累積実効線量 (mSv)		
	外部被ばく	内部被ばく	合計
協力企業	199.42	39.00	238.42
協力企業	191.90	35.00	226.90
東電	188.14	9.19	197.33
東電	184.92	13.13	198.05
協力企業	175.62	0.00	175.62
東電	165.51	17.41	182.92
東電	162.01	14.07	176.08
東電	159.88	8.79	168.67
東電	153.33	29.87	183.20
東電	152.85	9.67	162.52
東電	144.13	25.40	169.53
東電	140.97	15.50	156.47
東電	132.20	3.13	135.33
東電	130.72	20.37	151.09
東電	129.68	8.49	138.17
東電	129.60	23.21	152.81
東電	129.36	15.67	145.03
東電	128.07	24.68	152.75
東電	127.92	3.85	131.77
東電	126.25	41.74	167.99

図 D-Ia.内部被ばくによる線量と外部被ばくによる線量の特定の組み合わせを持つ作業員数を示した等高線図

2011年3月から2012年4月までの期間の累積線量。内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量の区間の幅は10 mSvである。図は3次元の等高線図と考えることができる。x座標とy座標がそれぞれ内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量を表し、特定の内部被ばくまたは外部被ばく区間内の線量を被ばくした作業員数がz座標上に描かれ、色別で示されている。（この図は、英国公衆衛生庁、放射線・化学・環境ハザードセンターのA.L. Shuttから無償提供された）。

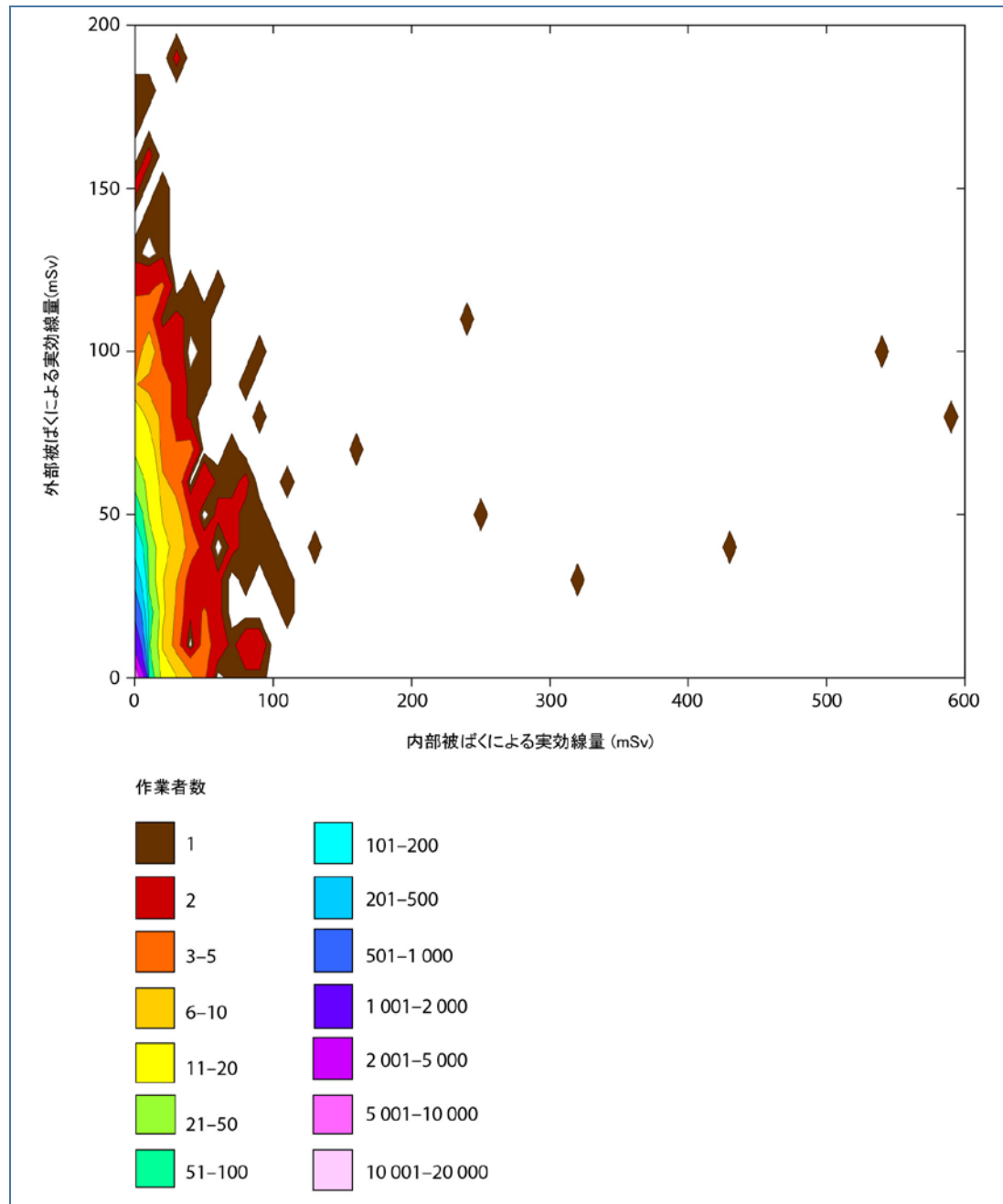
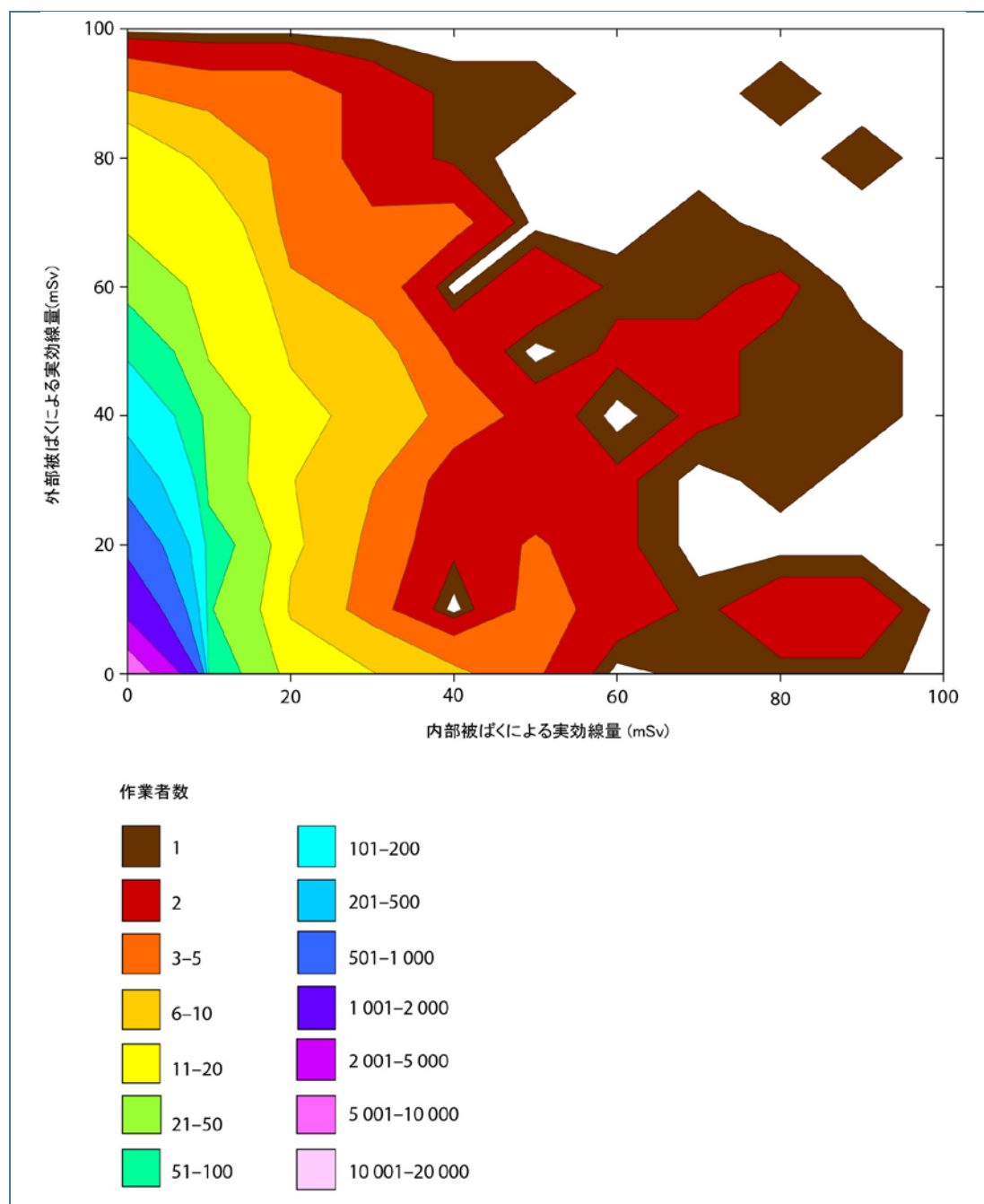


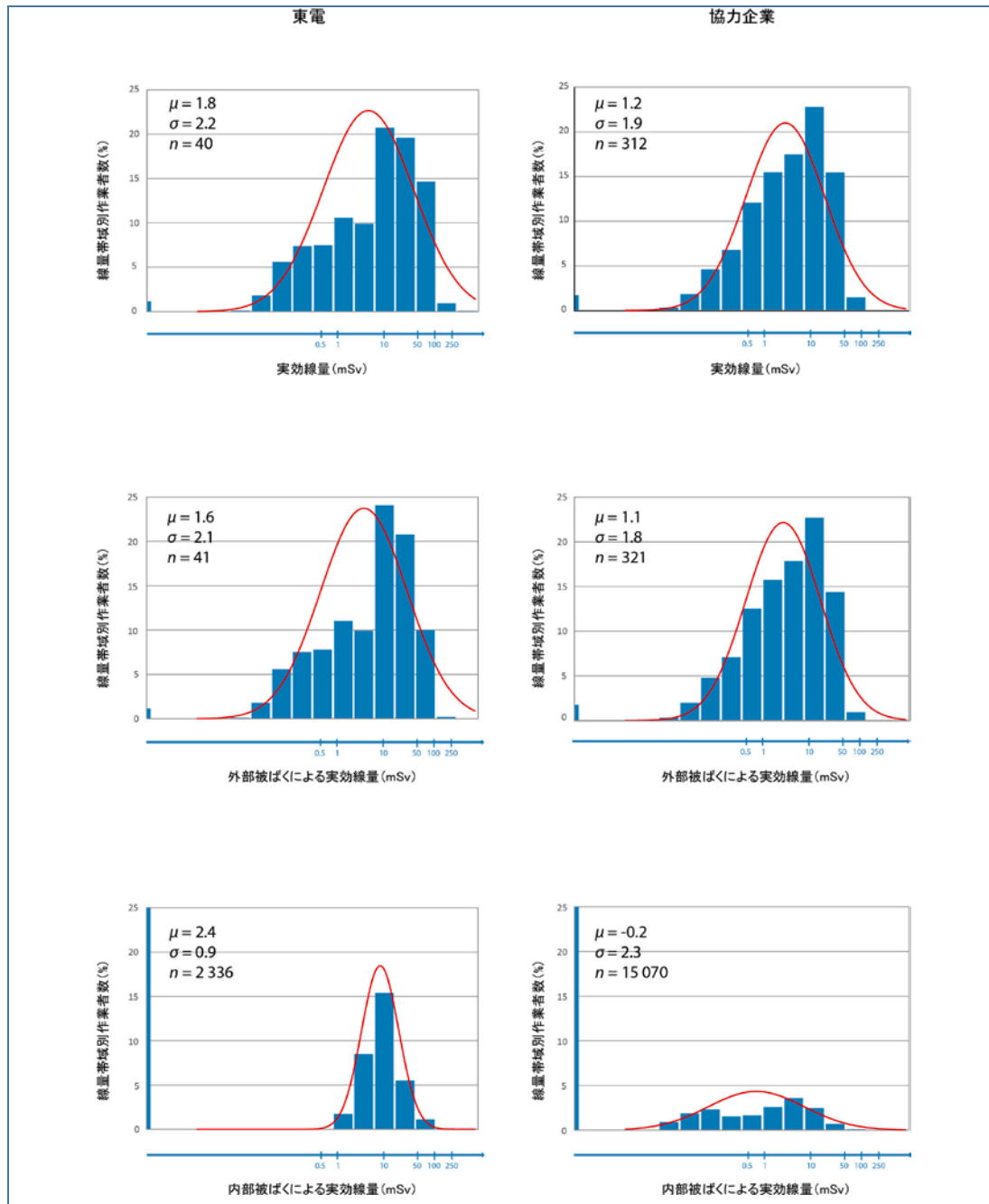
図 D-Ib. 0～100 mSv の線量帯域に属する作業員数を示すために拡大した等高線図

2011年3月から2012年4月までの期間の累積線量。内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量の区間の幅は10 mSvである。図は3次元の等高線図と考えることができる。x座標とy座標がそれぞれ内部被ばくおよび外部被ばくによる実効線量を表し、特定の内部被ばくまたは外部被ばく区間内の線量を被ばくした作業員数がz座標上に描かれ、色別で示されている。（この図は、英国公衆衛生庁、放射線・化学・環境ハザードセンターのA.L. Shuttから無償提供された）。



図D-II. 2011年3月から2012年4月までの福島第一原発職業被ばく作業員における各累積線量帯域の外部被ばくおよび内部被ばくを合わせた実効線量と各外部被ばくおよび内部被ばくの実効線量の分布

赤の曲線は、指定平均値(μ)と標準偏差(σ)を対象期間中に測定可能な線量を被ばくした作業員間に当てはめた対数正規分布の確率密度である。数値 n は、対象期間中に測定可能な線量を被ばくしなかった作業員の数で、これは原点に近い小さな棒線で見られる。



III. モニタリングと線量測定

A. 体内に取り込まれた放射性核種のモニタリング

D13. 東電、日本原子力研究開発機構(原子力機構)および放射線医学総合研究所(放医研)は、本委員会に対し、特定の作業におけるモニタリングデータとともに、体外計測で使用した計装機器、測定システム、校正ファントムおよび体外モニタリングで用いた方法について詳細情報を提供した。以下はモニタリングシステムと方法について提供された情報の要約である。

D14. 原子力機構は東電の要請を受け、2011年3月22日に緊急時対応作業に従事した作業者の個人体外モニタリングを開始した。モニタリングの実施地点として選定されたのは、福島第一原発サイトの南約55kmにある小名浜町である。計測には単純な可搬型ホールボディカウンタ(WBC)である Canberra FASTSCAN™ システムを用いた。この装置は厚さ10cmの鋼鉄製「シャドウシールド」内に2台のタリウム活性化ヨウ化ナトリウム(NaI(Tl))検出器を配備している。しかし、以下の理由により放射性核種濃度の正確な定量化は困難であった。

- － ガンマ線スペクトルの複雑性。NaI(Tl) 検出器は半導体検出器に比べエネルギー分解能が比較的低いため、複雑なスペクトルを分解できない。
- － 小名浜での測定については、地表の汚染およびそれに起因するバックグラウンド放射線レベルの高さが影響した。
- － 体内のセシウムとヨウ素の放射性核種の分布の相違（全身の放射能測定は実施されたが、特に甲状腺を対象とした放射能測定は実施されなかった）。
- － 多数の作業者の測定を実施した結果、利用可能な容量を超えてしまった。

D15. その後原子力機構は、核燃料サイクル工学研究所(JAEA-NFCEL)において、モニタリング機能を追加した。原子力機構 の設備には FASTSCAN™ WBC に加え(a) 全身と甲状腺の測定が可能である厚さ20cmの鋼鉄製遮蔽チェンバー内に2台の半導体（高純度ゲルマニウム(HPGe)）検出器を装備したイス型 WBC、および(b) 主に甲状腺の測定に使用される NaI(Tl) スペクトロメータが追加された。これらの設備は、小名浜でのモニタリングの結果から内部被ばくによる預託実効線量が20 mSvを上回ると推定された作業者と、全女性従業員を対象に使用された。原子力機構でのモニタリングは2011年4月20日から2011年8月5日までの期間、合計560名の作業者に対して実施された。原子力機構はモニタリング結果を東電に提供したが、線量評価は提供していない。詳細情報は放医研の報告書[N11]に記載されている。

D16. 内部被ばくによる評価線量が100 mSvを超える作業者には、放医研により追加のモニタリングが実施された。測定は、鉄(200 mm)、鉛(3 mm)、銅(0.1 mm)およびアクリル(2 mm)製の遮蔽チェンバー内に設置した6台のHPGe 検出器を使って行われた[S13]。放医研のスタッフは、モニターした各作業者の線量評価を実施した。ただし、東電はこれらの作業者の一部について線量を再評価した。

D17. 東電は、利用可能な場合は原子力機構と放医研の測定値を用い、同社の従業員に対する最終的な線量評価を報告させた。本委員会は、線量評価を実施する能力がある協力企業は、原子力機構の測定結果、他の複数のモニタリング地点での測定結果ならびに詳細な聞き取り調査からの情報をを用い、その従業員に対する線量評価を東電に報告したものと理解している。

線量評価を実施する能力を持たない協力企業は、他のデータまたは情報を考慮することなく、原子力機構の測定結果に基づいて東電が評価した線量を使用した。

D18. ほとんどの作業員において、検出された放射性核種は ^{131}I 、 ^{137}Cs および ^{134}Cs のみであり、内部被ばくについて報告されている線量では、これらの放射性核種の摂取だけが考慮された。線量が高い一部の作業員においては、 ^{136}Cs と $^{129\text{m}}\text{Te}$ も検出されたが、これらの放射性核種による内部被ばくの推定線量への寄与は小さかった。信頼できる体外モニタリングの開始が遅れたことは、 ^{132}Te 、 ^{132}I 、 ^{133}I および ^{136}Cs など、存在した可能性が高いが、半減期のより短い放射性核種が検出されなかったであろうことを意味する。

D19. 放医研は、内部被ばくが最も大きかった作業員 13 名中 12 名の内 7 名の尿試料に対して *in vitro* モニタリングを実施した。ただし、その結果は正式な線量報告には採用されなかった。各作業員は、主に 2011 年 6 月中に「スポット（その場で 1 回のみ採取した）」試料を提供し、2011 年 6 月または 7 月中に 24 時間試料を 2 回提供している。結果は ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs に対して得られた。トリチウム、 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr あるいは超ウラン放射性核種に対しては、バイオアッセイ測定は実施されなかった。

D20. 本委員会は、内部被ばくによる線量の独自評価のために選定された各作業員について、個人的状況、雇用状況、実施された個人のモニタリングの詳細、ならびに被ばく条件に関する次のような情報の提供を受けた。

- － 年齢、性別および雇用状況（東電の従業員、協力企業の従業員または緊急時作業員）
- － 摂取が生じた可能性がある作業期間
- － これらの期間中の作業活動
- － 尿試料の採取があればその日付と時刻
- － 測定日、時刻および場所
- － 測定の種類（全身、甲状腺または尿）
- － 測定対象となった放射性核種
- － 検出された放射性核種の放射能測定値（一般的に、検出された放射性核種は ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs であり、他の放射性核種が検出されたのは数件であった）
- － 日本が報告した評価において想定された摂取日（複数の場合あり）
- － 実施された線量評価結果、特に実効線量
- － 測定実施時点で測定できなかった可能性がある短半減期放射性核種について修正があれば、その詳細情報
- － 物理化学的形態に関する想定など、使用された線量評価方法の簡単な説明（空気力学的放射能中央径および肺クリアランスのタイプなど）

B. 体内に取り込まれた放射性核種のモニタリングに関する提供情報の評価

D21. 本委員会は、体外計測において用いた計装機器、測定システム、校正ファントムおよび方法論に関して提供された情報を評価し、以下の結果を得た。

(a) 小名浜、原子力機構および放医研で使用された体外計測システムについて提供された情報は、本委員会の目的に適切であり、測定システムは、放射線緊急事態発生中の作業における内部被ばくによる体内の放射性核種レベル、摂取および預託実効線量を評価する目的に対して適切であったと判断した。

(b) 原子力機構の体外計測で使用された校正ファントムに関して十分な情報が提供され、校正ファントムは、必要とみなされ実施された体外計測に適切だと判断した。

(c) 原子力機構が自らの研究施設で実施した体外計測と、原子力機構および東電が小名浜で実施した体外計測に関連して、総合的な校正データと品質管理データが提供され、体外計測において適切な校正方法と品質管理手順が実施されたと判断した。

D22. 日本および本委員会独自の線量評価の両方において考慮すべき重要な要素は、甲状腺の放射性核種について信頼に足る体外計測の実施の遅延である。本委員会が独自に実施した評価において内部被ばくによる預託実効線量が最大（すなわち 100 mSv を上回る）であった（13 名中）12 名の作業者の大半において、甲状腺の ^{131}I のモニタリングは、5 月中旬もしくは下旬まで開始されなかった。ただし、このうち 3 名の作業者については同モニタリングが 4 月中旬には開始されていた。また、内部被ばくによる預託実効線量が低い作業者の中から無作為に抽出した作業者の大半に対して、最初のモニタリングが実施されたのは 2011 年 5 月中旬から 6 月下旬であった。ただし、少数の作業者においては 2011 年 4 月中にはモニタリングが開始されていた。選定された作業者の多くにおいて、最初の摂取が 3 月 12 日から 22 日までの期間に発生した可能性がある。 ^{131}I の放射性半減期が 8 日であることを考えると、この甲状腺モニタリングの開始遅延は有意である。この遅れの結果、多くの作業者の甲状腺において ^{131}I は測定不可能となり、日本の評価者たちは、次の 2 つの内のいずれかの方法で推定しなければならなかった。(a) まず環境測定結果から時間依存型 $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 比を求め、次に全身計測データから得た特定の日における ^{137}Cs の摂取量に対し同比を適用して同日の ^{131}I の摂取量を推定するという「環境存在比」法、および(b) 測定時点で甲状腺に存在する ^{131}I の放射能が、 ^{131}I 測定を実施した場合の検出限界に等しいと仮定する MDA（最低検出可能放射能）法。日本の評価者は、次に内部被ばくによる預託実効線量を求めるために、2 つの摂取推定値の低い方を選択した（後出のセクション IV.D 参照）。

D23. 東電の従業員における内部被ばく評価は、東電または（いくつかの高線量ケースにおいては）放医研が、それぞれ MONDAL [N12] と IMBA [B12] と呼ばれるソフトウェアパッケージを用いて実施した。これらは、いずれも品質を保証されたソフトウェアパッケージであり、本委員会は、必要とされ実施された線量評価に適切だと判断した。

D24. 本委員会の内部被ばくによる線量の独自評価結果は、本附録のセクション IV で考察する。

C. 外部被ばくのモニタリング

D25. 東電は、東電の従業員と協力企業の従業員に対して用いた個人線量計、技術的基準と校正方法、および 2011 年 3 月中に個人線量計を割り当てた際に両方に用いたシステムに関する詳細情報を本委員会に提供した。本委員会は同様の情報を緊急時作業者についても要請したが、自治体から提供された情報はごくわずかであった。以下は東電から提供された情報の概要である。

D26. 2 種類の自動電子個人線量計が用いられた。応答特性を表 D8 と D9 にまとめる。

表 D8. 個人線量計の応答: ガンマ(X) 線

	特性	ガンマ(X) 線
1.	エネルギー範囲	50 keV ~ 6 MeV
2.	検出器	シリコン半導体
3.	線量当量範囲	0.001 mSv ~ 999.999 mSv
4.	表示範囲	0.01 mSv ~ 99.99 mSv (0.01 mSv ごと) 100.0 mSv ~ 999.9 mSv (0.1 mSv ごと) 自動切り替え
5.	表示精度	±10% (0.1 mSv ~ 999.9 mSv, ¹³⁷ Cs)
6.	エネルギー応答	EP2 型 ±20% (60 keV ~ 6 MeV, ¹³⁷ Cs) ±30% (50 keV ~ 6 MeV, ¹³⁷ Cs)
7.	角度応答	AP1 型 ±20% (最大±60 度、垂直および水平、 ¹³⁷ Cs) ±50% (最大±60 度、垂直および水平、 ²⁴¹ Am)
8.	広範囲の線量率に関する直線性	R1 型 ±20% (0.1 mSv/h ~ 1 Sv/h: 1 mSv/h 基準)

表 D9. 個人線量計の応答: ベータ粒子

	特性	ベータ粒子
1.	エネルギー範囲	300 keV ~ 2.3 MeV
2.	検出器	シリコン半導体
3.	線量当量範囲	0.001 mSv ~ 999.999 mSv
4.	表示範囲	0.01 mSv ~ 99.99 mSv (by 0.01 mSv) 100.0 mSv ~ 999.9 mSv (by 0.1 mSv) 自動切り替え
5.	表示精度	±10% (0.1 mSv ~ 999.9 mSv, ⁹⁰ Sr ~ ⁹⁰ Y)
6.	エネルギー応答	EB1 型 ±30% (500 keV ~ 2.3 MeV, ⁹⁰ Sr ~ ⁹⁰ Y)
7.	角度応答	AB2 型 ±50% (最大 ±60 度、垂直および水平、 ⁹⁰ Sr ~ ⁹⁰ Y)
8.	広範囲の線量率に関する直線性	R1 型 ±20% (0.1 mSv/h ~ 1 Sv/h: 1 mSv/h 基準)

D27. 線量計は、国際基準 IEC 61525 [I27] と IEC 61526 [I28]に準拠する日本工業規格 JIS-Z-4312 [J4]および国際基準 ISO 4037-1 [I34] と ISO 4037-3 [I35]に準拠する JIS-Z-4511 [J5]に従って校正された。

D28. 発電所が浸水した際、自動個人線量計システムは作動不能となり、約 5,000 台の個人線量計が使用不能となった。そのため 2011 年 3 月 12 日から 4 月 1 日までの期間は、わずか 320 台の個人線量計だけが利用可能であった。4 月 1 日以降は、再び全作業者に個人線量計が配布された。十分な台数の個人線量計がなかった期間は、利用可能な線量計が各作業班の代表に配布された[T11]。東電は、同社従業員と協力企業の作業者に関して、以下の条件が満たされた場合に代表者に対する測定を実施したと述べた。

- － 作業に対する実効線量が 10 mSv を上回らない。
- － 作業現場の環境線量率が把握されている。
- － 各現場の周辺線量当量率の勾配が大きくない。
- － 作業班のメンバー全員が常に同じ作業現場にいる。

D. 外部被ばくのモニタリングに関して提供された情報の評価

D29. 提供を受けた情報を本委員会が評価した結果、使用された計装機器、技術的基準および校正方法は、一般に許容される要件を満たすものと考えられた。実施されたモニタリングの信頼性に影響した可能性がある重要な要因は、2011 年 3 月 12 日から 4 月 1 日までの期間に個人線量計を共同使用した点である。東電によれば[I6]、津波とそれによる被害が発生した直後から個人線量計の管理システムが作動不能となり「放射線管理区域」の入退場管理情報と個人線量データの収集が不可能となった。個人のモニタリング機能が喪失されたことで、緊急時作業者は線量計を共同使用しなければならず（多くのミッションで作業班の中の 1 名だけが線量計を装着）、作業者は手作業で個人線量を記録しなければならなかった[I6]。2011 年 3 月中における線量計の供給不足および上記 D28 項で説明した条件をどの程度満たしたかに関する情報が不足していたため、2011 年 4 月 1 日より前に実施された外部線量測定の信頼性について若干不安が残った。

D30. 本委員会は考察していないが、言及しておくべき問題として、外部被ばくによる線量の信頼性について、2012 年 7 月発表の報道で取り上げられた懸念に関するものがあつた（例、[A1]）。これらの報告書は、測定値を改ざんするため（つまり、被ばく線量を少なく見せるため）一部の下請企業の作業者が鉛製のケースで線量計をカバーするよう命令されていたと述べている。東電のその後のプレスリリース[T14]によれば、東電は、5 名の作業者の外部被ばくによる線量を再評価し、今後、同様の問題が起こらないように措置を講じた。

IV. 本委員会による線量評価の詳細結果

A. 独自の線量評価のための作業者の選定

D31. 本附録のセクション I で説明した通り、報告された内部被ばくによる線量が最大であった（すなわち、預託実効線量 $E(50)$ が 100 mSv を上回った）13 名中の 12 名（全て東電の従業員）と、あらかじめ定めた様々なグループから無作為に選定した内部被ばくが低い作業者のサンプルに対して、内部被ばくの独立評価が実施された。無作為に選定した理由は、2012 年 4 月までに個人線量が報告された 21,776 名の東電と協力企業の作業者から妥当に代表的なサンプルを抽出するためである。合計 42 名の作業者が無作為に選定されたが、その内 21 名は東電の作業者で 21 名は協力企業の作業者であった。また、13 名の緊急時作業者（全員が警察官であることが分かっている）も選ばれた。東電と協力企業の作業者においては、日本が報告した内部被ばくによる預託線量が、0～5 mSv、5～20 mSv および 20～100 mSv の各帯域から無作為に同人数を選出した。外部被ばくにおいては選定基準を設けておらず、選ばれた作業者における外部被ばくによる線量については全く情報がなかったことに留意しておく必要がある。

D32. 報告された外部被ばくによる線量測定結果の信頼性評価には、同様の比較手法を用いることはできなかった。このような線量測定結果が個人線量計測定値から求めたものであり、それらは個人ベースで独立的に検証することが不可能であったからである。したがって、外部被ばくデータの信頼性評価は、個人線量計、技術的基準と校正方法、および 2011 年 3 月中に個人線量計を割り当てた際に用いたシステムに関して東電から提供された情報の精査と評価に限定された（本附録のセクション III 参照）。

B. 内部被ばくの評価方法

D33. 本委員会は、独自の評価を実施するため 7 名の評価者を定めた。各評価者はそれぞれ独自の確立した手順を用い、モニタリングデータや体内動態モデルのパラメータ値の選定などの問題に対して専門的判断を下した。本書では、これらの方法論のいずれについても詳細な説明は行わない。むしろ、本セクションでは採用した一般的手法について説明する。

D34. 上述のモニタリングデータ結果に基づく内部被ばくの遡及評価は、一般的に以下の段階を踏んで実施した。

- (a) 特定の放射性核種の摂取を、国際放射線防護委員会(ICRP) が規定する体内動態モデル[I10, I11, I14, I15, I16, I17]に基づいて計算した残留率と排出率を用いて推定。
- (b) 同じ体内動態モデルを使って計算した臓器の残留率から線源臓器における放射性核種の時間依存的な残留量を決定。
- (c) 各線源臓器における 50 年間の放射性壊変の予測回数を決定。
- (d) ICRP のタスクグループが提供した「吸収割合」の数値を用い、標的臓器の預託吸収線量を決定。
- (e) ICRP が定めた放射線加重係数(w_R) [I12]を用い、臓器の預託等価線量を決定。
- (f) ICRP が定めた組織加重係数(w_T) [I12]を用い、預託実効線量を決定。

D35. 実際には、線量測定業務では、体内動態モデルを実装しひとつめの原則から内部被ばくによる線量を計算するコンピュータープログラムを用いた手法から、表形式のバイオアッセイデータと ICRP が提供する線量換算係数を用いる単純なスプレッドシートによる手法まで、複雑性において多岐にわたる様々な方法が採用される。線量測定業務で使用された方法とソフトウェアは、一般に正式な品質保証および／または認証手順に従っていた。

D36. 品質保証の目的で、内部被ばくが最大であった作業者の評価を実施した評価者は、全員が作業者 A の評価を実施した。これら 5 つの独立した評価結果を比較したところよく一致した。他の 11 名の作業者においては、少なくとも 2 つの評価を実施したが、作業者 K における結果を除き、これもよく一致した。

C. 内部被ばくが最大であった作業者における結果

D37. 本委員会は、本附録のセクション III で説明したモニタリングデータと被ばく条件に関する情報を使って、独自の線量評価を実施した。内部被ばくが最大であった 13 名の作業者の内 12 名について、本委員会による独立線量評価の結果、放医研と東電の評価結果および正式に報告された結果を表 D10、D11 および D12 で比較した。これらの評価は全て、全身の放射性核種の放射能と甲状腺の ^{131}I の放射能の体外計測に基づいている。これら 3 つの表は、モニタリング結果が報告された全ての放射性核種の摂取による預託実効線量、 ^{131}I の摂取の当該預託実効線量に対する寄与および ^{131}I の摂取による甲状腺の吸収線量を示す。

D38. 高エネルギー分解能検出器を用いた体外計測の開始の遅れは、 ^{131}I （半減期 = 8 日）以外の半減期が比較的短い放射性核種、特に ^{132}Te 、 ^{132}I 、 ^{133}I および ^{136}Cs が測定時には体内で検出不可能であった可能性があることを意味する。これらの放射性核種は半減期が短いため、線量への寄与は、主に原子炉停止直後の数日間発生した摂取によって生じたと考えられる。そこで、本委員会は、その意味するところを補足資料 D-1 において評価した。ただし、この期間中の個々の作業者の作業履歴に関する知見が不完全であること、彼らが作業し休息した場所における放射性核種の量の経時変化に関する知見が不完全であること、さらに個々の作業者が実施していた具体的な防護策に関する情報が不足していたことから、厳密な評価は不可能であった。しかし、本委員会は、摂取が生じた可能性がある期間と、期間中に作業者が被ばくした可能性がある大気中の放射能の放射性核種成分について、いくつかの妥当な単純化した想定を行った。

D39. 摂取された放射性核種の成分は時間により変化したと考えられ、日々大幅に変化した福島第一原発サイトにおける放出の放射性核種の成分の時間変化に類似していると推定された。個々の作業者における摂取の時間は、次の 3 つの要素によって異なつたと考えられる。(a) 作業者が原発サイトで放射性核種（主に大気中の放射能として）を被ばくしていた期間、(b) 安定ヨウ素剤が「甲状腺被ばく低減」の目的で個々の作業者に配布された時期と投与量、および(c) 各作業者が自給式呼吸器や顔面マスクなどの個人防護機器を効果的に使用していた期間。

D40. より高い内部被ばく（すなわち預託実効線量が 100 mSv を超える）が報告された作業者 12 名中 10 名の作業履歴情報は、摂取が 2011 年 3 月 12 日から始まったことを示す妥当な証拠があることを示している。しかし、この作業者グループにおいて入手できた証拠から、摂取が 3 月 12 日中に実質的に終了したのか、あるいは数日間続いたのか、明確な結論を下すことはできなかった。摂取がおそらく 3 月 12 日に始まった当該グループの作業者全員においては、多量の摂取は 3 月 15 日までに終了した可能性が高い。したがって、事故後最初の数日間に作業者が原発サイトで受けたこれらの短半減期放射性核種の摂取による内部被ばくによる実効線量の追加的寄与が、 ^{131}I の寄与の約 20% であった可能性が高いことが示唆される。また、こ

の寄与度は個人間で大きく異なる可能性が高い。しかし、摂取期間が不確かなため、実効線量に対して短半減期放射性核種の摂取がどの程度追加的に寄与したかについては、単一の数値ではなく範囲でしか推定できなかった。摂取が 3 月 12 日に生じたと仮定すると、線量に対する潜在的な付加的寄与の上限値を得ることになり、一方、摂取が 3 月 12 日から 3 月 15 日まで継続的に生じたと仮定すると、付加的寄与の下限値を得ることになる。したがって、この作業グループにおいて、短半減期放射性核種の摂取による内部被ばくによる実効線量への付加的寄与は、摂取期間のパターン次第で、 ^{131}I の摂取による寄与の 16~45% の範囲になると考えられる。一方、甲状腺の吸収線量に対する同様の付加的寄与の範囲は 6~28% であった。

表 D10. 測定された全放射性核種による内部被ばくが最大であった作業員における預託実効線量の評価 $E(50)$ (単位：ミリシーベルト)

	作業期間		独立評価者					放医研	東電	日本の最終的な報告値
			1	2	3	4	5			
作業員	開始 (2011 年)	終了 (2011 年)	IMBA	AIDE	MONDAL IMBA CALIN	IMBA	IMBA	IMBA	MONDAL	IMBA (A-B) MONDAL (C-L)
A	3 月 11 日	4 月 16 日	616	580	596	643	495	590	ND	590
B	3 月 11 日	4 月 17 日	517	496	ND	ND	ND	540	ND	540
C	3 月 11 日	5 月 20 日	384	ND	ND	ND	383	380	433	433
D	3 月 11 日	5 月 17 日	322	ND	330	ND	ND	290	328	328
E	3 月 11 日	6 月 1 日	304	ND	ND	387	ND	270	260	260
F	3 月 11 日	4 月 10 日	ND	222	216	ND	ND	230	242	242
G	3 月 11 日	5 月 19 日	172	ND	ND	186	ND	160	166	166
H	3 月 11 日	5 月 22 日	ND	95	149	ND	ND	ND	137	137
I	3 月 11 日	5 月 27 日	ND	130	155	ND	ND	ND	120	120
J	3 月 11 日	6 月 1 日	125	ND	ND	117	ND	ND	120	120
K	3 月 18 日	5 月 12 日	ND	87	ND	ND	173	ND	117	117
L	3 月 18 日	5 月 10 日	ND	ND	ND	124	134	ND	101	101

ND: 未評価。

表面汚染とバックグラウンド放射線レベルにより、東電は、小名浜で実施された測定を同社の線量測定で考慮に入れていない。

評価者2を除く全評価者が小名浜での測定を考慮に入れたが、推定された線量に対する影響は大きくなかった。

作業員 C、D、E、F および G に対しては放医研が測定を行ったが、線量評価は東電が実施した。

放医研の推定値が東電の推定値より低い場合があるのは、放医研は慢性被ばくを評価し（2011年3月11-12日）、東電は急性被ばくを評価した（2011年3月12日）ためである。

IMBA – バイオアッセイ解析用統合モジュール [B12].

AIDE – 放射能および内部被ばく線量推定 [B8].

CALIN – Calcul d'Incorporation [A11].

MONDAL – 内部被ばく線量測定支援システム [N12]

表 D11.内部被ばくが最大であった作業者における預託実効線量の評価 $E(50)$ (単位：ミリシーベルト) (^{131}I の摂取のみによるもの)

	作業期間		独立評価者					放医研	東電	日本の最終的な報告値
			1	2	3	4	5			
作業者	開始 (2011 年)	終了 (2011 年)	IMBA	AIDE	MONDAL IMBA CALIN	IMBA	IMBA	IMBA	MONDAL	IMBA (A-B) MONDAL (C-L)
A	3 月 11 日	4 月 16 日	610	573	588	635	488	580	ND	580
B	3 月 11 日	4 月 17 日	515	479	ND	ND	ND	540	ND	540
C	3 月 11 日	5 月 20 日	383	ND	ND	ND	383	380	433	433
D	3 月 11 日	5 月 17 日	322	ND	330	ND	ND	290	327	327
E	3 月 11 日	6 月 1 日	303	ND	ND	386	ND	270	259	259
F	3 月 11 日	4 月 10 日	ND	221	215	ND	ND	230	240	240
G	3 月 11 日	5 月 19 日	172	ND	ND	186	ND	160	166	166
H	3 月 11 日	5 月 22 日	ND	94	148	ND	ND	ND	136	136
I	3 月 11 日	5 月 27 日	ND	130	155	ND	ND	ND	120	120
J	3 月 11 日	6 月 1 日	124	ND	ND	117	ND	ND	119	119
K	3 月 18 日	5 月 12 日	ND	86	ND	ND	172	ND	116	116
L	3 月 18 日	5 月 10 日	ND	ND	ND	123	133	ND	100	100

ND: 未評価。

表面汚染とバックグラウンド放射線レベルにより、東電は、小名浜で実施された測定を同社の線量測定で考慮に入れていない。

評価者2を除く全評価者が小名浜での測定を考慮に入れたが、推定された線量に対する影響は大きくなかった。

作業者C、D、E、FおよびGに対しては放医研が測定を行ったが、線量評価は東電が実施した。

放医研の推定値が東電の推定値より低い場合があるのは、放医研は慢性被ばくを評価し（2011年3月11～12日）、東電は急性被ばくを評価した（2011年3月12日）ためである。

IMBA – バイオアッセイ解析用統合モジュール [B12].

AIDE – 放射能および内部被ばく線量推定 [B8].

CALIN – Calcul d'Incorporation [A11].

MONDAL – 内部被ばく線量測定支援システム [N12]

表D12.内部被ばくが最大であった作業員における甲状腺の預託吸収線量の評価(単位: グレイ)
(¹³¹Iの摂取のみによるもの)

	作業期間		独立評価者					放医研	東電	日本の最終的な報告値
			1	2	3	4	5			
作業員	開始 (2011 年)	終了 (2011 年)	IMBA	AIDE	MONDAL IMBA CALIN	IMBA	IMBA	IMBA	MONDAL	IMBA (A-B) MONDAL (C-L)
A	3 月 11 日	4 月 16 日	12.1	11.3	11.8	12.6	9.7	11.6	ND	11.6
B	3 月 11 日	4 月 17 日	10.3	9.5	ND	ND	ND	10.8	ND	10.8
C	3 月 11 日	5 月 20 日	7.6	ND	ND	ND	7.6	7.6	8.7	8.7
D	3 月 11 日	5 月 17 日	6.4	ND	6.8	ND	ND	5.8	6.5	6.5
E	3 月 11 日	6 月 1 日	6.0	ND	ND	7.7	ND	5.4	5.2	5.2
F	3 月 11 日	4 月 10 日	ND	4.4	4.3	ND	ND	4.6	4.8	4.8
G	3 月 11 日	5 月 19 日	3.4	ND	ND	3.7	ND	3.2	3.3	3.3
H	3 月 11 日	5 月 22 日	ND	1.9	3.0	ND	ND	ND	2.7	2.7
I	3 月 11 日	5 月 27 日	ND	2.6	3.1	ND	ND	ND	2.4	2.4
J	3 月 11 日	6 月 1 日	2.5	ND	ND	2.3	ND	ND	2.4	2.4
K	3 月 18 日	5 月 12 日	ND	1.7	ND	ND	3.4	ND	2.3	2.3
L	3 月 18 日	5 月 10 日	ND	ND	ND	2.4	2.6		2.0	2.0

ND: 未評価。

表面汚染とバックグラウンド放射線レベルにより、東電は、小名浜で実施された測定を同社の線量測定で考慮に入れていない。

評価者2を除く全評価者が小名浜での測定を考慮に入れたが、推定された線量に対する影響は大きくなかった。

作業員 C、D、E、F および G に対しては放医研が測定を行ったが、線量評価は東電が実施した。

放医研の推定値が東電の推定値より低い場合があるのは、放医研は慢性被ばくを評価し (2011 年3月11～12 日)、東電は急性被ばくを評価した (2011 年3月12 日) ためである。

IMBA – バイオアッセイ解析用統合モジュール [B12].

AIDE – 放射能および内部被ばく線量推定 [B8].

CALIN – Calcul d'Incorporation [A11].

MONDAL – 内部被ばく線量測定支援システム [N12]

D41. 線量が最大であった作業員 (作業員 A) の作業期間と安定ヨウ素剤投与日に関する情報に基づき、放射性核種の摂取が 3 月 12 日の 1 日限りであったと仮定すると、作業員 A における甲状腺吸収線量の最良推定値は約 12 Gy であると考えられた。摂取期間をこのように仮定した場合に甲状腺吸収線量の推定値がどのような影響を受けるかを見極めるための調査から、作業員 A における摂取期間について別の妥当な仮定を立てると、甲状腺の推定吸収線量がおそらく最大で 30% 減少する可能性があることが判明した。

D42. 本附録のセクション III で述べた通り、尿試料の in vitro モニタリング (ベータガンマ放出体を対象に含む) が 12 名中 7 名の作業員に対して実施された。また、in vitro 計測データと体外計測データから、それぞれ評価した摂取量が一致するかについても、これらの内 6 名の作業員に対して調査した。2 名の作業員においては、in vitro 計測データから評価した摂取は、体外計測データから評価した摂取の約 1/2 であった。一方、別の 2 名においては、in vitro

計測評価が 2 倍および 4 倍高かった。残りの 2 名の作業員においては、*in vitro* 計測結果が全て検出限界を下回った。この差が生じた理由としては、尿のサンプリングの開始が遅れたことと、各作業員から集めた 3 つの尿試料の内、最初の試料がスポットサンプリングで採取されたことが考えられる。スポット試料は、24 時間にわたり採取した総量試料よりも一日の排泄物の尺度としての信頼性が低いことが知られている。

D43. 内部被ばくが最大であった 13 名中 12 名の作業員について、内部被ばく評価に関し、以下の結論を下した。

- (a) 本委員会が独自に行った内部被ばくによる預託実効線量の評価と日本で報告された評価はよく一致した。
- (b) 12 名の作業員全員において、独自に評価した預託実効線量は、ほぼ全てが ^{131}I の摂取による甲状腺の吸収線量推定値に起因するものであった。
- (c) 甲状腺の吸収線量が最大であったと評価されたのは、作業員 A である。この作業員における甲状腺吸収線量に関する本委員会の独自評価結果は 9.7 Gy から 12.6 Gy の範囲であり、算術平均（有効数字 2 桁に四捨五入）は 12 Gy であった。
- (d) 個々の作業員における甲状腺内のヨウ素の残留率は不確かであった。そのため、甲状腺の ^{131}I に対するモニタリング開始が遅れたことから、線量評価が通常達成できるはずの結果と比べより不確かなものになった。また、摂取直後に測定が繰り返し実施されなかったため、不確かさの増加分を定量化することは不可能であった。
- (e) 体外計測の開始が遅れたということは、テルリウム、ヨウ素およびセシウムの半減期が比較的短い同位元素、特に ^{132}Te と ^{131}I が検出されなかったことを意味する。事故直後の数日間に作業員が原発サイトで受けたこれら短半減期放射性核種の摂取による内部被ばくが実効線量に対して追加的に寄与した度合いは、 ^{131}I の寄与の約 20% であった可能性があることが示唆される。また、この寄与度は個人間で大きく異なっていたと思われる。
- (f) 適切な尿のモニタリングデータがないということは、甲状腺の放射能測定値から評価した線量の信頼性を、異なるモニタリング方法で独自に求めた結果を使って確認することが不可能であったことを意味する。

D. 無作為抽出した内部被ばくが比較的少なかった55名の作業員に関する結果

D44. 評価対象の作業員を無作為に選定するための方法は、本章の最初で説明した。これらの各ケースに対して 1 回の線量評価を独自に実施した。評価は、本附録のセクション III で説明したモニタリングの各種データと被ばく条件に関する各種情報を用いて行った。東電の作業員に関して提供された情報はかなり広範囲なものであったが、協力企業の作業員に関するものは、それほどではなかった。特に、21 人の内 7 人では、正式に報告された線量に明確に係る唯一のデータは、預託実効線量 $E(50)$ の推定値だけであった。残りの 14 人においては、(a) 作業期間（一部の人のみ）、(b) 測定場所（一部の人のみ）および (c) 想定摂取日（一部の人のみ）についてのデータも提供された。モニタリングデータは 21 人全てに対して提供されたが、どのモニタリングデータ（小名浜、原子力機構または他のいくつかの場所の内）が線量評価の正式報告で使用されたかは不明である。新情報が提供されたが、時期（2013 年 7 月）が遅すぎたため、本委員会では考慮に入れることはできなかった。

D45. 本委員会の独立線量評価と線量の正式報告との比較を表 D13 に示す。正式に報告された線量は、各作業者の雇用主、つまり東電あるいはその協力企業が報告したものである。

D46. これらの評価は全て体内の放射性核種濃度の体外計測に基づいている。また、同表は、モニタリング結果が報告されている全ての放射性核種の摂取による預託実効線量と、 ^{131}I の摂取の預託実効線量への寄与を示す。本委員会の評価者が実施した ^{131}I の摂取による甲状腺の吸収線量の評価は、ここでは報告しない。近似値（評価値の 2%以内）は、表 D13 に記載する ^{131}I の $E(50)$ に対する寄与を、実効線量 0.05 の定義 [I12] に用いられる甲状腺組織加重係数 (w_T) の数値で除すことで決定できる可能性がある。

D47. 大半の作業者に対して、2011 年 5 月中旬から 6 月下旬までは、最初のモニタリングが実施されなかった。特定のごく少数の作業者は 4 月中にモニター対象となったが、2011 年 3 月中にモニター対象となった作業者はいない。多くの作業者において、摂取が生じた可能性がある最初の日は 2011 年 3 月 12 日から 22 日の間である。この遅延の結果、多数の作業者の甲状腺では ^{131}I が検出不可能であった。これらの作業者に関し、日本の評価者は、本附録の「環境存在比」または「MDA」のいずれかの方法を使って推定しなければならなかった（セクション III で説明）。

D48. 2011 年 5 月中旬から 6 月下旬まで初期モニタリングが実施されなかったため、選定した東電と協力企業の作業者 42 名の大半で、実施したいずれの測定方法によっても、甲状腺において ^{131}I は検出されなかった（表 D13 と D14）。預託実効線量が 0~5 mSv の帯域に該当する東電の作業者 3 名と協力企業の作業者 2 名（作業者 ID : 101、105、107、122 および 126）について、他の放射性核種に関するモニタリング結果を調査したところ、 ^{131}I が存在していたとしても、その量は、モニタリングがすぐに実施されても検出不可能なほど低かった可能性がある。しかし、他の 17 人（すなわち約 40%）においては、検出限界を上回る ^{131}I の測定結果がないのは、初期モニタリングの遅れが原因である。

表 D13. 無作為に選んだ東電と協力企業の作業員42名と緊急時作業員13名の推定預託実効線量, $E(50)$

注: “-”: 記録値なしまたは“該当せず”; “方法”: 甲状腺で ^{131}I が検出されなかった場合に ^{131}I の摂取を評価するために使用した方法。報告された日本の最終的評価結果は、それらが報告された際の精度と同じ精度で提示した。

作業者 ID	作業期間		検出限界以上の ¹³¹ Iが測定されたか? (Yes/No)	委員会の評価				報告された日本の最終的評価				
	開始	終了		預託実効線量、E(50) (mSv)				預託実効線量、E(50) (mSv)				
				¹³¹ I から	方法		合計 E(50)	¹³¹ I による	方法		合計(50)	代替評価 ^a
					比率	MDA			比率	MDA		
東電の従業員												
E(50)預託実効線量帯域 0～5 mSv から抽出した作業者												
101	2011 年 4 月 7 日	2011 年 4 月 7 日	N	0.0	-	-	0.0	0.0	-	-	0	
102	2011 年 3 月 11 日	2011 年 6 月 1 日	N	1.7	Y	N	1.7	2.2	Y	N	2.2	
103	2011 年 3 月 11 日	2011 年 4 月 21 日	Y	3.1	N	N	3.2	2.9	N	N	3.0	
104	2011 年 4 月 19 日	2011 年 4 月 23 日	Y	0.3	N	N	0.3	0.3	N	N	0.3	
105	2011 年 4 月 27 日	2011 年 4 月 27 日	N	0.0	-	-	0.0	0.0	-	-	0.0	
106	2011 年 3 月 15 日	2011 年 3 月 18 日	N	-	Y	N	-	4.8	Y	N	4.8	
107	2011 年 5 月 13 日	2011 年 5 月 17 日	N	0.0	-	-	0.0	0.0	-	-	0.0	
E(50)預託実効線量帯域 5～20 mSv から抽出した作業者												
108	2011 年 3 月 21 日	2011 年 5 月 13 日	Y	15	N	N	15	13.5	N	N	13.6	
109	2011 年 3 月 11 日	2011 年 5 月 6 日	Y	11	N	N	11	9.1	N	N	9.2	
110	2011 年 3 月 22 日	2011 年 5 月 2 5 日	Y	13	N	N	13	14.1	N	N	14.1	
111	2011 年 4 月 6 日	2011 年 5 月 29 日	Y	22	N	N	22	18.8	N	N	18.8	
112	2011 年 3 月 11 日	2011 年 5 月 18 日	N	7.8	Y	N	7.8	7.8	Y	N	7.9	
113	2011 年 3 月 12 日	2011 年 5 月 11 日	N	-	Y	N	-	6.6	Y	N	6.6	
114	2011 年 3 月 18 日	2011 年 4 月 21 日	Y	15	N	N	16	13.3	N	N	14.7	

作業者 ID	作業期間		検出限界以上 の ¹³¹ Iが 測定された か? (Yes/No)	委員会の評価				報告された日本の最終的評価				
	開始	終了		預託実効線量、E(50) (mSv)				預託実効線量、E(50) (mSv)				
				¹³¹ I から	方法		合計 E(50)	¹³¹ I によ る	方法		合計(50)	代替評価 ^a
					比率	MDA			比率	MDA		
E(50)預託実効線量帯域 20～100 mSv から抽出した作業者												
115	2011 年 3 月 11 日	2011 年 4 月 23 日	Y	28	N	N	28	30.5	N	N	30.6	
116	2011 年 3 月 12 日	2011 年 4 月 16 日	Y	21	N	N	22	21.3	N	N	22.2	
117	2011 年 3 月 18 日	2011 年 5 月 10 日	Y	23	N	N	25	18.0	N	Y	20.0	
118	2011 年 3 月 11 日	2011 年 5 月 17 日	N	30	N	Y	31	30.1	N	Y	31.9	
119	2011 年 3 月 1 日 1	2011 年 5 月 23 日	N	186	Y	N	187	25.3	N	Y	27.1	
120	2011 年 3 月 13 日	2011 年 3 月 30 日	Y	50	N	N	50	32.0	N	N	32.7	
121	2011 年 3 月 11 日	2011 年 5 月 21 日	Y	66	N	N	66	66.9	N	N	67.0	
協力企業の作業者 ^b												
E(50)預託実効線量帯域 0～5 mSv から抽出した作業者												
122	2011 年 6 月 12 日	2011 年 6 年 23 日	N	0.0	-	N	0.0	-	Y	N	0.00	0.00
123	協力企業から数値の報告なし ^c		N	0.1	Y	N	0.1	-	Y	N	0.06	0.06
124	協力企業から数値の報告なし		N	0	N	N	<0.1		N	N	0.00	0.02
125	2011 年 4 月 6 日	2011 年 5 月 20 日	N	1.2	Y	N	1.3	-	Y	N	1.30	1.31
126	2011 年 6 月 16 日	2011 年 6 月 26 日	N	0.0	-	-	0.0	-	Y	N	0.00	0.00
127	協力企業から数値の報告なし		N	-	-	-	-		Y	N	0.00	0.42
128	2011 年 3 月 16 日	2011 年 6 月 10 日	N	0.0	N	N	0.1	-	Y	N	0.40	0.43
E(50)預託実効線量帯域 5～20 mSv から抽出した作業者												
129	2011 年 3 月 24 日	2011 年 4 月 27 日	N	10	Y	N	10	-	Y	N	2.90	9.92
130	2011 年 3 月 30 日	2011 年 6 月 14 日	N	6.9	Y	N	7.1	-	Y	N	1.70	3.12
131	協力企業から数値の報告なし		Y	6.9	N	N	7.1	-	N	N	0.00	7.16
132	2011 年 3 月 29 日	2011 年 4 月 21 日	N	16	Y	N	17	-	Y	N	1.30	2.52
133	2011 年 3 月 17 日	2011 年 3 月 20 日	N	6.8	Y	N	6.8	-	Y	N	6.83	6.83
134	2011 年 3 月 18 日	2011 年 4 月 9 日	N	-	-	-	-	-	N	Y	7.20	7.20
135	2011 年 3 月 23 日	2011 年 5 月 21 日	Y	7.5	N	N	7.6	-	N	N	6.60	6.65

作業者 ID	作業期間		検出限界以上の ¹³¹ Iが測定されたか? (Yes/No)	委員会の評価				報告された日本の最終的評価				
	開始	終了		預託実効線量、E(50) (mSv)				預託実効線量、E(50) (mSv)				
				¹³¹ I から	方法		合計 E(50)	¹³¹ I による	方法		合計(50)	代替評価 ^a
					比率	MDA			比率	MDA		
E(50)預託実効線量帯域 20～100 mSv から抽出した作業者												
136	2011 年 3 月 17 日	2011 年 3 月 19 日	Y	83	N	N	83	-	N	N	0.00	0.76
137	2011 年 3 月 12 日	2011 年 3 月 23 日	Y	29	N	N	30	-	N	N	37.10	38.48
138	協力企業から数値の報告なし		Y	85	N	N	85	-	N	N	13.80	14.21
139	協力企業から数値の報告なし		Y	117	N	N	117	-	N	N	60.10	66.28
140	協力企業から数値の報告なし		N	109	Y	N	110	-	N	Y	27.2	27.27
141	2011 年 3 月 16 日	2011 年 3 月 31 日	Y	22	N	N	23	-	N	N	18.20	20.45
142	2011 年 3 月 11 日	2011 年 5 月 30 日	Y	35	N	N	35	-	N	N	35.6	35.65
緊急時対応作業者												
143	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.012	N	N	0.026	0.012	N	N	0.042	
144	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.0075	N	N	0.022	0.008	N	N	0.037	
145	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.0026	N	N	-	0.004	N	N	0.018	
146	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.004	N	N	0.0094	0.004	N	N	0.016	
147	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.004	N	N	0.014	0.005	N	N	0.022	
148	2011 年 3 月 17 日	-	N	-	-	-	-	0.006	N	N	0.021	
149	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.004	N	N	0.030	0.004	N	N	0.029	
150	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.003	N	N	0.008	0.004	N	N	0.014	
151	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.003	N	N	0.018	0.004	N	N	0.034	
152	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.004	N	N	-	0.006	N	N	0.016	
153	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.004	N	N	0.0087	0.004	N	N	0.014	
154	2011 年 3 月 17 日	-	N	0.005	N	N	-	0.006	N	N	-	
155	2011 年 3 月 17 日	-	N	-	-	-	-	0.006	N	N	-	

^a 2013年7月、東電は協力企業の従業員における線量の再評価を実施した。上表では代替評価として報告した。

^b 日本の複数の機関が本委員会に対し新情報を提供したが、時期が遅すぎたため独自の評価においてその新情報は考慮に入れていない。日本が最終的に報告した評価と代替評価では、2013年7月に日本の複数の機関が実施した再評価の結果を考慮した。独自の評価と日本の評価の相違は表D15に示す。

^c 本委員会は、この作業者に対し独自の評価を実施した。作業期間に対する情報はより最近提供された。

表 D14. 東電と協力企業の選ばれた作業者の内、甲状腺で¹³¹Iが検出されなかった 作業者の人数

雇用主		東電			協力企業			合計
報告された預託線量、E(50) (mSv)		0～5	5～20	20～100	0～5	5～20	20～100	
作業者の人数	選ばれた作業者の人数	7	7	7	7	7	7	42
	この内 ¹³¹ I が検出されなかった人数	5	2	2	7	5	1	22

D49. 17 人中 12 人で、独立評価者は環境存在比法の使用を選択した。一方、MDA 法は 1 人に対し使用された（表 D13）。残りの 4 人（作業者 ID: 124、127、128 および 134）においては、評価者は提供情報の質が、いずれの方法の使用にも値しないと判断した。比較を行うのに十分な情報が利用できた場合、最終的に報告されてきた値で用いられた代替推定法の選定については、委員会が独自に行った評価と日本が最終的に報告した評価とで、概して類似していた（表 D13）。例外は ID117 と 119 の作業者で、彼らについては日本が最終的に報告した評価では MDA 法が用いられた。

D50. 独立評価者の内 2 名は、環境存在比法の信頼性を確認した。検出限界を超える ¹³¹I の放射能測定値が入手可能で、それらが ¹³¹I の摂取による E(50) への寄与を評価するために利用された 8 人については、2 度目の推定を行うために、環境存在比法が使用された。（選定された人は、ID が 104、108、109、115、116、136、137 および 139 の作業者におけるものである。）¹³¹I の放射能測定値から評価した E(50) 値に対する環境存在比法による E(50) 推定値の割合は、0.03、0.05、0.27、0.45、0.84、2.7、4.6 および 5.1（幾何平均 = 0.56）であった。この数値分布は、環境存在比法で推定した線量において大きなばらつきがあり、結果として、この方法には大きな不確かさが付随することを示している。ただし、サンプルのサイズが小さいため、その不確かさの程度を明確に把握することは不可能であった。本委員会は、環境存在比法を用いた E(50) 推定値の信頼性を確認するためには、摂取時期に関する正確な情報が必要であると判断した。

D51. 独立評価者は MDA 法の信頼性について特別に考察しなかったが、これは、この方法が測定システムのために計算された検出限界と各個人の測定で使用した測定条件（たとえば、計測期間の長さ）に依拠していたためである。体外計測で使用された方法は妥当と判断されたため（本附録のセクション III）、検出限界の計算は信頼できると考えられた。従って、この方法は測定時の甲状腺における放射能の上限を評価するのに有効だとみなされた。しかし、この方法は、甲状腺における真の放射能の信頼できる推定値を提供するとはみなされなかった。本委員会は、環境存在比法に付随する大きな不確かさと、これらの考察結果を考慮し、2 つの推定値の低い方を採用するという日本の評価者が用いたやり方が、利用できる最良の方法であると考えた。

D52. 上記の選択が ¹³¹I の摂取の過小評価または過大評価の大きさに及ぼす影響を考察した。環境存在比法を用いた方法で異常に高い摂取量が推定され（この方法が大きな不確かさをもたうため）、甲状腺の放射能測定値が検出限界を上回る場合は、代替として MDA 法による推定値が報告されたと考えられ、一方、MDA 法で推定された摂取量よりも、環境存在比法で推定した摂取量が異常に低かった場合は、MDA 法による推定摂取量よりも環境存在比法による推定値が報告されたと考えられる。さらに、真の ¹³¹I の摂取量が比較的 low だった場合には、環境存在比法による推定で異常に高い摂取量が得られたとしても、それが MDA 法による推定値と置き換えられた可能性は低い。これは、そのような場合には、環境存在比法による推定値が、なおも MDA 法の推定値を下回ると考えられるためである。代替推定法を用いなければならなかった作業者群全体に関しては、¹³¹I の過大評価の大きさは、過小評価の大き

さよりも小さい可能性がある。しかし、この非対称性の範囲は、その時点で利用可能な情報からは評価できなかった。

表 D15. 本委員会が評価した、無作為抽出による協力企業の作業員21名における預託実効線量 $E(50)$ と、日本が最終的に報告した評価、最初の代替評価および代替再評価の比較

作業員 ID	預託実効線量 $E(50)$ (mSv)			
	本委員会の評価	日本が最終的に報告 した評価	最初の代替評価 (東電)	代替再評価 (東電)
122	0.0	0.00	0.00	0.00
123	0.1	0.06	0.06	0.06
124	<0.1	0.00	0.02	0.02
125	1.3	1.30	1.31	1.31
126	0.0	0.00	0.00	0.00
127	—	0.00	0.42	0.42
128	0.1	0.40	0.14	0.43
129	10	2.90	13.46	9.92
130	7.1	1.70	9.19	3.12
131	7.1	0.00	7.16	7.16
132	17	1.30	16.77	2.52
133	6.8	6.83	6.83	6.83
134	—	7.20	7.20	7.20
135	7.6	6.60	6.65	6.65
136	83	0.00	88.05	0.76
137	30	37.10	30.33	38.48
138	85	13.80	47.70	14.21
139	117	60.10	87.77	66.28
140	110	27.2	27.27	27.27
141	23	18.20	24.78	20.45
142	35	35.6	35.65	35.65

D53. 入手可能な限り、東電が実施した協力企業の作業員の代替線量評価結果と、2013 年 7 月に東電が実施した代替再評価結果を表 D13 に提示した。（これらの代替推定値は定常的に報告されたものではなく、選定された協力企業の作業員に関するものだけが本委員会に提供されたという点に留意する必要がある。）協力企業の評価結果と最初の東電の評価結果が大幅に異なる場合について、本委員会に提供された情報に理由が述べられていた。列挙されていた理由としては、「記録の段階での相違」、「測定データの相違」、「想定摂取日の相違」または「基本的な数値の相違」などがあった。最後のコメントの意味は明確でない。本委員会は、2013 年末までにこれらの相違の理由を明らかにすることができなかった。東電が実施した再評価の結果が提供された時期は、本委員会が新情報を用いて 21 名の協力企業の作業員における独立した再評価を実施するには遅すぎた。表 D15 では、本委員会の評価と、日本が最終的に報告した評価、東電の最初の代替評価および東電の代替再評価を比較している。同

表では、ID : 129、130、131、132、139 および 141 の作業員において、日本が最終的に報告した評価と東電の代替再評価を比較している。

D54. 東電と協力企業の作業員 42 名における内部被ばく評価については、以下の一般的結論を得た。

- 内部被ばくについて評価された預託実効線量が 0.1 mSv を上回る全作業員においては、 ^{131}I の摂取に起因する甲状腺の線量が預託実効線量 $E(50)$ に大きく寄与した。
- ^{131}I による内部被ばくを評価した作業員においては、預託実効線量の平均 98% は ^{131}I の摂取の結果生じた甲状腺の吸収線量によるものであった（本委員会独自の評価による）。
- 甲状腺で ^{131}I が測定されなかった人においては、環境存在比法で推定した ^{131}I の預託線量には高度の不確かさが付随した。 $E(50)$ は最大で約 30 分の 1 倍に過小評価、あるいは約 5 倍に過大評価されていた可能性がある。
- 東電の 21 人中 4 人において、東電が最終的に報告した評価において環境存在比法が採用されていた。どの協力企業による評価でこの方法が用いられたかについての情報は入手できなかった。また、東電の 21 人中 3 人では、東電が最終的に報告した評価で MDA 法が用いられていた。これについても、協力企業の評価に関しては入手できなかった。線量が報告されている 21,776 名の東電および協力企業の作業員の内、環境存在比法と MDA 法のいずれかで線量が推定された作業員の割合を正確に推定することは困難であったが、おそらく約 40% と考えられる。

D55. 東電の作業員 21 名における内部被ばく評価について、以下の結論を得た。

- 体内で検出限界を超える ^{131}I 放射能測定値が得られた作業員については、本委員会の $E(50)$ に対する独立評価と東電の評価はよく一致していた。
- 独自評価と東電の評価の双方で環境存在比法を採用した場合および双方が MDA 法を使用した場合においては、それぞれで結果はよく一致した。このように一致していることで、両方法が正しく適用されたことが確認できた。しかし、不確かさが大きいため、環境存在比法で評価した線量値の信頼性を確認できたわけではない。
- 東電が評価した $E(50)$ に対する独自評価による $E(50)$ の割合は、0.76～1.24 の範囲（13 の数値、標準偏差 = 0.12）であり、外れ値は 1.54 と 6.91 の 2 つであった。算術平均値は、外れ値を含めなければ 1.46、外れ値を含めると 1.03 であった。線量については、この数値に明らかな傾向はなかった。（6.91 は作業員 ID : 119 のもので、本委員会の独自評価で環境存在比法を用いたケースであった点に留意する必要がある。再評価は、MDA 法の採用の正当性を示したが、その場合、東電の評価に近いより低い数値が導かれたものと思われる。）

D56. 協力企業の作業員 21 名に関する内部被ばく評価については、以下の結論を得た。

- 表 D13 に示す通り、本委員会による $E(50)$ の独自評価と協力企業の評価にはいくつかの有意な相違があった。また、表 D13 と表 D15 に示す通り、東電の評価と協力企業の評価にもいくつかの有意な相違があった。全ての人ではないが、大半において、独自評価と東電の評価はかなり一致した。
- 最も相違が極端であったのは作業員 ID 136 の場合であり、本委員会と東電が評価した $E(50)$ の数値は、それぞれ、83 mSv、88 mSv（東電の最初の代替評価）および 0.8 mSv（東電の代替再評価）であったが、協力企業は 0 mSv と報告した。東電の代

替再評価に関する情報は提供時期が遅すぎたため、本委員会は東電が同再評価で使用した情報を再解析することができなかった。作業員 ID 138 の場合は、本委員会と東電が評価した $E(50)$ の数値は、それぞれ、85 mSv、48 mSv（東電の最初の代替評価）および 14 mSv（東電の代替再評価）であったが、協力企業は 14 mSv と報告した。より低い線量レベルでの同様の相違が、ID : 129、130、131 および 132 の作業員において見られた。

- － 2 人の作業員（ID : 139 と 140）について、東電と協力企業の評価はかなり一致したが、東電の再評価を考慮しても、本委員会の評価は大幅に高かった。これは独自評価で小名浜の全身モニタリングデータを使用したことに起因する可能性がある。評価完了後に、小名浜のデータは過大評価された数値である（環境汚染とバックグラウンド放射線が高かったため）との情報が本委員会にもたらされた。日本の評価では、（特に原子力機構または放医研による）他の体外計測データが入手可能な場合は、これらのデータは無視されている。

D57. 緊急時作業員 13 名に関する内部被ばく評価について、以下の結論を得た。

- － 独自評価による $E(50)$ は低かった (10～30 μ Sv)。
- － ^{131}I の摂取による甲状腺の線量の $E(50)$ への寄与は 33% であった（平均値）。
- － 全身の放射能測定値は、放射性セシウムの合計値（ ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計）に関するもののみであった。また、本委員会と日本の評価のいずれにおいても、測定量について 1:1 の同位体比が仮定された。
- － 本委員会の評価と日本が報告した数値は、 ^{131}I の摂取による甲状腺の吸収線量が及ぼした $E(50)$ への寄与に関して、かなり一致した。
- － 日本が報告したセシウムの摂取による線量は、2 倍過大評価されていた。ただし、総線量が低かったことを考慮すると、これは有意な問題ではなかった。

D58. 短半減期放射性核種の摂取による預託線量への潜在的な追加的寄与については、内部被ばくが最も大きかった作業員に関して、これまでに考察した。この作業員グループにおいては、摂取はおそらく 2011 年 3 月 12～15 日に起きたと考えられるが、摂取の正確な期間については不確かである。より低い線量が報告されている他の作業員グループ（個人の作業履歴に関する情報は入手できなかった）においては、摂取期間がより後の日付まで延びた可能性があり、線量への追加的寄与の考え得る範囲はより低い数値となった可能性がある。これらの作業員グループにおいては、短半減期放射性核種の摂取による実効線量への追加的寄与は、摂取の時間的パターンによって、 ^{131}I による寄与の 6～45% の範囲にあると推定された。同様に、甲状腺の吸収線量への追加的寄与の範囲は 2～28% であった。預託線量への追加的寄与についてのこれらの推定では、摂取が 3 月 12 日に始まったと仮定している。3 月 19 日頃より後から福島第一原発サイトで作業を開始した全作業員においては、短半減期放射性核種による預託線量への追加的寄与を無視してよいと考えられる。3 月 12～19 日の期間に作業していた作業員については、短半減期放射性核種の摂取による実効線量への付加的寄与の量は ^{131}I による寄与の 20% 程度である可能性がある。ただし、この数値は、主に摂取時期の相違により、個人よりばらつきが大きい可能性が高い。

E. 本委員会による線量評価における結論の要約

D59. 24,832 名の作業員に関して収集された情報に関しては、13 名は内部被ばくによる累積線量が 100 mSv を超え、173 名は総実効線量が 100 mSv を上回った。報告された最大の実効線量は、東電の従業員の 679 mSv であり、この従業員は内部被ばくによる預託線量の報告値も最大であった(590 mSv)。報告された内で最大の外部被ばくによる実効線量は協力企業の作業員における 199 mSv であり、この作業員の総実効線量の報告値は 238 mSv であった。本委員会の評価では、預託実効線量 $E(50)$ はほぼ全面的に ^{131}I の摂取による甲状腺の預託吸収線量に起因するものであったことが示された。 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs 以外の中性子や核種の潜在的被ばくについては、これらによる被ばくが十分評価されておらず、信頼できる評価を実施できなかったことから決定的な判断を下すのは不可能であった。

1. 内部被ばくによる線量の評価

D60. 預託実効線量に関する本委員会の独自評価は、内部被ばくが最大であった 13 名の作業員の内の 12 名を含む、甲状腺の ^{131}I が測定された作業員について東電が報告した評価とかなり一致した。

D61. モニタリング開始時期が遅れたため、評価された東電と協力企業の作業員の相当の部分(42 名中 22 名)において、実施されたいずれの測定法によっても、体内に ^{131}I は検出されなかった。いく人かについては、 ^{131}I の摂取を推定するため「環境存在比法」が用いられた。この方法を評価したところ、非常にばらつきのある結果が生じることが分かった。 ^{137}Cs の摂取に対する ^{131}I の想定された比率が不確かなため、極端な場合、 $E(50)$ は最大で約 30 分の 1 倍に過小評価されたり、約 5 倍に過大評価されたりした。本委員会は、この方法を用いて導いた推定値には非常に大きな不確かさが付随し、それらの信頼性を確認するには、摂取の時期に関する正確な情報が必要であると判断した。

D62. 他のいく人かについては、 ^{131}I の摂取を推定するため「MDA 法」が採用された。この方法は、 ^{131}I の摂取の上限値について信頼できる推定値を導くものであったが、正確な摂取の信頼できる推定値を求めるために有用なものではなかった。

D63. 体内で ^{131}I が測定された同社従業員に関して東電が報告した評価については、信頼性は確認できた。 ^{131}I の摂取による内部被ばくが最大であった 13 名の作業員の内(本委員会が独自に評価した) 12 名は全員このカテゴリーに含まれる。 ^{131}I による甲状腺の最大吸収線量は 12 Gy と評価された。独自評価による推定値は、 ^{131}I の主な摂取時期などシミュレーションで立てた仮定によると、9.7 から 12.6 Gy の範囲であった。

D64. 体内に ^{131}I が検出されなかった作業員について報告された評価の信頼性は確認できない。この状況下で、 ^{131}I の摂取を推定するために利用可能な方法のいずれを用いても、真の摂取の信頼できる推定値を得ることができず、結果として、線量推定値には相当の不確かさが付随することとなった。このカテゴリーの作業員は、個人の内部被ばくおよび外部被ばく線量が報告されている 21,776 名の東電と協力企業の作業員の約 40%を構成すると考えられるが、一般的に彼らの被ばく線量は、より低い可能性が高い。

D65. 体外計測の開始が遅れたことにより、短半減期放射性核種、特に ^{132}Te 、 ^{132}I 、 ^{133}I および ^{136}Cs は測定時点では体内で検出不可能になっていたと思われる。3 月 12 日～19 日に作業していた福島第一原発の作業員においては、短半減期放射性核種の摂取による実効線量への追加的寄与度は、 ^{131}I の摂取による実効線量の 20%程度であったと示唆される。ただし、この数値

には個人によって大きなばらつきがあった可能性が高い（詳細については補足資料 D-1 参照）。3 月 19 日より後に作業を開始した作業員においては、短半減期放射性核種の寄与は有意ではないと考えられる。

D66. 健康リスク評価では、臓器の吸収線量の推定値を利用する必要がある。本委員会は、3 つのシナリオを用い、特定の重要な臓器、特に甲状腺、赤色骨髄および結腸の吸収線量の指標となる推定値を求めた（補足資料 D-1 参照）。しかし、個人の内部被ばくおよび外部被ばくについて報告されている 21,776 名の東電と協力企業の作業員の大半についての摂取の時期に関する情報が 2013 年末の時点ではまだ入手できなかった。

D67. 本調査で得た証拠から、協力企業がその作業員について報告した線量推定値は大幅な過小評価である可能性が高いことが分かった。したがって、本委員会が今回実施した比較評価では、協力企業がその作業員について報告した評価の信頼性を確認することはできなかった⁴¹。

2. 外部被ばくによる線量の評価

D68. 外部被ばくの線量測定方法について提供された情報を評価した結果、計装機器、技術基準および使用した校正方法は、一般的に承認されているモニタリング要件を満たしていることが示された。実施されたモニタリングの信頼性に影響する可能性がある主な要因は、2011 年 3 月中に行われた個人線量計の共同使用である。報告された外部被ばくによる線量にどの程度の不確かさが生じたかを判定するには、さらに調査が必要であると考えられる。

⁴¹本委員会がこの最初の結論を出した後、日本では協力企業の作業員に関する線量が再評価された[M17]。本委員会は、少なくとも不一致のいくつかが解決されたと理解している。

附録E. 公衆と作業者における健康影響

I. 緒言	233
A. 目的と構成.....	233
B. 電離放射線被ばくによる健康影響とリスクに関する知識の概括	234
II. 福島第一原発事故に起因する放射線被ばくによる公衆の健康影響.....	236
A. 観察された健康影響	236
B. WHO が実施したリスク評価	237
C. 公衆の健康影響に関する本委員会の見解	239
D. 長期的な医学的モニタリング	243
III. 福島第一原発事故に起因する放射線被ばくによる作業者の健康影響.....	246
A. 観察された健康影響	246
B. WHOが実施したリスク評価	247
C. 作業者の健康影響に関する本委員会の見解	248
D. 長期的な医学的モニタリング	252

I. 緒言

A. 目的と構成

E1. 本附録の目的は、福島第一原子力発電所（福島第一原発）事故に起因する電離放射線被ばくの早期および長期の健康影響について見解を提供し、現在継続されている健康モニタリングプログラムについて考察することである。

E2. 「健康影響」という表現は、本附録では、本委員会が、福島第一原発事故による放射線被ばく評価に基づき、健康に及ぼす影響に関する情報に対する解釈を表すために採用され、具体的には、(a) 本委員会の考察対象期間内（一般的には、事故後約 2 年間であるが、それよりも長い場合もある）に被ばく集団において観察された健康影響に関する情報の提供、(b) それらの集団に対して推定された放射線被ばくによる将来における健康影響リスクの規模に関する見識の提供、また(c) それら集団を対象とした将来の疾病統計においてリスクが発生し、識別できる可能性があるかどうかについての情報の提供のために用いられる。放射線被ばくの健康影響に関する情報の解釈に加え、事故および事故への対応、ならびに自然災害自体に関係するメンタルヘルスへの影響など、より広義の健康影響についても解説する。

E3. セクション I.B では、電離放射線被ばくによる健康影響とリスクに関する現状の知識について簡単に概括する。次に、公衆の健康影響（セクション II）および職業被ばく作業員、あるいは福島第一事故への緊急時対応作業従事者の健康影響（セクション III）について個別に考察する。公衆の健康影響についての解釈は、附録 C で要約したとおり、本委員会による日本の様々な集団の被ばく評価に依拠した。作業員の健康影響についての解釈は、本委員会に報告された一また可能な範囲で本委員会が独自評価した一被ばくデータに基づいて行い、附録 D に要約した。世界保健機関(WHO)が、その予備的な線量評価に基づいて実施した健康リスク評価についても精査した。原因にかかわらず、事故直後約 2 年以内に観察された健康影響および将来の健康影響リスクについても検討した。本委員会は、本評価で、チェルノブイリ事故の経験と同事故が公衆および作業員にもたらした健康影響を参考にした。また、福島第一原発事故に起因する放射線被ばくは、日本人の全体的な放射線被ばく状況を把握するための背景の提供に役立つように、他のいくつかの被ばく事例を基準枠として用いて大局的な観点から考察された。

B. 電離放射線被ばくによる健康影響とリスクに関する知識の概括

E4. 組織や臓器が電離放射線に被ばくすると、被ばくした組織または臓器の機能を損なうのに十分なほど大量の細胞死を誘発する可能性がある。いわゆる「確定的影響」と呼ばれるこの種の影響は、ある組織の吸収線量が当該組織に固有のしきい値を超えると、個人において臨床的に観察可能となる。このような影響としては、急性放射線症候群(ARS)、皮膚の火傷、脱毛、甲状腺機能低下症および胎児の発達障害などがある。当該しきい値を超えると、この種の確定的影響の重症度は吸収線量の増加に伴って増す。国際放射線防護委員会(ICRP)は、確定的影響、循環器疾患および白内障などを包含する「組織反応」という用語を導入している [I26]。

E5. 放射線被ばくは、DNA の損傷など細胞構成物質の非致死的な変化を誘発する可能性もある。この種の事象は、様々な結果を引き起こす可能性があり、細胞がうまく修復される（すなわち、細胞が正常な状態に戻る）場合もあれば、細胞が未修復、あるいは誤修復である（すなわち、細胞は異常のままになる）場合もある。人体の免疫システムは非常に効果的に異常な細胞を検出し破壊する。しかし、時間の経過の中で免疫防御から免れた異常な細胞は、いくらか増殖し、発がんや遺伝性影響に寄与する可能性がある。この種の影響は「確率的」影響と呼ばれ、被ばく集団の線量増加に伴い発生率が高くなることが特徴であるが、被ばくのない状況で起きる同じような影響と区別することはできない。本委員会は、直近では [U7, U8, U9]において、これらの影響に関する広範囲な精査を実施し、この分野において今後さらに科学的注意が必要である重要な問題についてもいくつか検討した [U10, U15]。福島第一原発事故による最も重要な放射線の健康影響に関するこれら過去の研究の知見を、適宜、最新の情報で更新しながら、以下に概括する。

E6. **固形がん。** 本委員会は、過去において、中国、日本、プエルトリコ、米国、英国の公衆における低 LET 放射線被ばく後の固形がんリスクの増加を推定している⁴² [U9]。推定生涯リスクは、吸収線量、放射線被ばく後のがんのリスクを考察するために想定したモデル、各国

⁴² 放射線は物体と相互作用する際に、原子との相互作用を通じ、そのエネルギーを失う。線エネルギー付与(LET)は、一定の距離で失う平均エネルギー量の尺度である。吸収線量が同じ場合、（ベータ粒子やガンマ線などの）低 LET 放射線の吸収線量の方が、（アルファ粒子などの）高 LET 放射線よりも生物学的損傷が少ない。福島第一原発事故による放射線被ばくは、基本的に全て低 LET 放射線によるものである。

／地域におけるがんの自然発生率（すなわち、放射線被ばくがない場合の一般的な発がん率）および特定の死亡原因に対する死亡率によって異なる。

E7. 日本の一般集団における固形がんのベースライン生涯リスクは平均約 35%である（男性：約 41%；女性：約 29%）[W12]。本委員会は、以前に、同一集団内のあるグループが、1Sv の急性全身均等被ばくに相当する線量（身体の全臓器および組織に対する低 LET 放射線による吸収線量 1Gy と同等）を被ばくしたと仮定し、当該被ばくにより、固形がんの生涯リスクが平均 13%高まると推定していた（本委員会の 2006 年報告書の附属書 A、表 70 [U9]）。0.1Sv および 0.01Sv の線量の被ばくによる生涯リスクの上昇は、急性全身均等被ばく 1Sv の場合と比べ、それぞれ約 10 分の 1 および 100 分の 1 に減少すると推定された。

E8. 本委員会は、委員会が実施した放射線被ばくによるリスクの推定に付随する不確かさを評価した[U14]。英国の男性放射線作業員から成る仮想グループにおいて、本委員会は、全身線量 100mSv の被ばくにより、固形がんの生涯リスクが平均約 1%上昇すると推定し、この値の 95%主観的信頼区間は、その 2.5 分の 1 から 2 倍までの範囲と推定した。これらの推定値は米国の電離放射線の生体影響（BEIR）に関する委員会が行った評価結果[N22]と同程度であり、100mSv を急性被ばくした集団においては、がんの生涯リスクは約 41%から約 42%に上昇することが示唆されている。急性被ばく線量が 10mSv の場合は、理論上は約 41% から 41.1%に上昇すると考えられる。

E9. 白血病。日本では、一般公衆における白血病のベースライン生涯リスクは平均約 0.5%である[W12]。本委員会は、以前に、日本の公衆における放射線被ばくによる白血病の死亡リスクを評価していた[U9]。骨髓に吸収線量 1Gy の低 LET 放射線を急性被ばくした後、生涯リスクは、使用するモデルにより、公衆においては 0.05% から 0.47%の範囲で上昇し、0 歳から 9 歳で被ばくした小児においては 0.11%から 0.84%の範囲で上昇すると推定された。

E10. 小児期の被ばく。小児期の放射線被ばくによるがんリスクの上昇は、一般的に、より高い年齢での被ばくによる上昇よりも大きい（[U9]の附属書 A）。しかし、小児の放射線感受性は全ての臓器と組織において同一ではない。本委員会は、国連総会に提出した本報告書の附属書 B で、小児が成人よりも、たとえば乳がん、甲状腺がんおよび白血病（慢性リンパ球性白血病（CLL）以外）を放射線被ばく後に発生する可能性が高いとする根拠を記述している[U16]。さらに同附属書では、小児が成人と同程度またはより低い感受性を示す腫瘍の種類についても考察している。小児期の被ばく後における特定のがんを発生する可能性の増大については、福島第一原発事故との関連において、特に認識する必要がある。

E11. 甲状腺がん。放射線被ばく後の甲状腺がんのリスクは、被ばく時年齢によって大きく変化し、6 歳未満の小児におけるリスクが最も高く、被ばく時年齢が高くなるにつれてリスクが低下する[U9]。本委員会は、10 歳時に 0.2Gy の低 LET 放射線を甲状腺に被ばくしたウクライナ人の仮想グループにおいて、被ばくによる甲状腺がんの生涯に付加される絶対リスクの上昇を推定した[U14]。男性では、被ばくにより甲状腺がんのベースラインリスク 0.14%が 0.07%（95%信頼区間で CI: 0.01%、0.21%）上昇すると推定された。女性においては、同ベースラインリスク 0.62%が 0.59%（95% 信頼区間で CI: 0.11%、2.1%）上昇すると推定された。

E12. 胎内被ばく。胎内被ばくした小児について調査した大規模かつ包括的なオックスフォード小児がん調査(OSCC) では、X 線の産科的使用により、小児における白血病と全ての固形がんのリスクがベースライン値から約 40%（すなわち、相対的リスク 1.4）の統計的に有意な上昇が見られた[W2]。個々の線量推定値は入手できなかったが、胎児に対する線量は 10mGy 程度であった可能性が高い。より小規模な他の産科放射線医学影響調査のいくつかで同様の結果が得られている[U7]。しかし、胎内被ばくによる同程度の低線量放射線が引き起こす影響については、今も議論が続いている。胎内被ばくした日本の原爆被爆者における解析から、50mGy 程度を上回る線量被ばくで、成人になってから現れるがんの発生率が統計的

に有意に上昇したことだけは示されている[P16]。診断用 X 線による胎内被ばく起因するがんリスクの大きさは、引き続き考察の対象であるが[N5]、いかなるリスクに対しても上限を推定することは可能である。

E13. 遺伝性影響。 日本の原爆被爆者の子供や、世界中で放射線治療を受けたがん生存者の子供に対して広範囲の調査が行われてきたが、これまで放射線被ばくがヒトに遺伝性影響を引き起こすことは実証されていない。しかし、動植物に対する実験的研究では、放射線が遺伝性影響を誘発し得ることが実証されており、この点に関して、ヒトが例外である可能性は低い。本委員会は、動物実験に基づき、低 LET 放射線 1Gy につき、被ばく第 1 世代の子孫 100 万人当たりの 3,000～4,700 症例の遺伝性影響を推定した[U8]。これは、1Gy 当たりで、単位線量当たりの遺伝性影響の絶対リスク 0.3%から 0.5%に相当する。したがって、ある種の全身被ばくにおいて、個人の子孫が遺伝性疾患を発症する推定リスクは、平均して、当該個人自身のがんリスクの 10 分の 1 より小さい。

E14. がん以外の身体疾患。 本委員会は、2006 年の精査において、科学的データは、約 1～2Gy を下回る吸収線量による放射線被ばくががん以外の身体疾患との因果関係を導くには不十分であると考察した[U9]。2012 年、ICRP は、0.5Gy の線量が、被ばく後 10 年を超える被ばくの結果として起こる循環器疾患発生のしきい値であると推定した[I26]。しかしながら、この課題については引き続き多くの議論がなされてはいる[L8]が、同程度の線量では、単位線量当たりの循環器疾患リスクがより低い[S5]可能性、あるいはリスクが存在すらしない可能性も排除することはできない。

II. 福島第一原発事故に起因する放射線被ばくによる公衆の健康影響

A. 観察された健康影響

E15. 放射線被ばくの影響。 短期的には、福島第一原発事故後の放射線被ばくによる確定的健康影響は、公衆においては観察されていない。また、線量が健康影響のしきい値をはるかに下回るレベルであったため、長期的にも健康影響は予測されていない[N1, U9, U12]。

E16. 他の原因による影響。 短期間において、原子力事故の最も重大かつ顕著な健康影響は、精神衛生や社会福祉に関するものであったと考えられる[B20]。この側面は、地震と津波を受け、数千人の人々が避難により元の環境から引き離され、慣れない環境へ移住したことによる甚大な影響および放射線被ばくに関連する恐怖や屈辱感などによってさらに深刻化した。このような影響の発生と深刻度の評価は本委員会の使命の範囲外であるが、それらは、WHO が採用するように、健康の広義の定義の一部であり、この種の影響は長期間継続する可能性がある。さらに、事故後の避難が、社会的弱者の状況の悪化を即時に引き起こした。たとえば、避難中あるいは避難直後に 50 名以上の入院患者が、おそらく低体温、脱水症状あるいは本来の疾患の悪化などが原因で亡くなり[T4]、また、100 名を超える高齢者が、避難に関連する様々な条件が原因で数か月以内に亡くなった可能性がある[Y6]と報告されている。事故による健康影響の全容を理解することは、放射線被ばくに直接関係する健康影響に関する本委員会の見解の重要な背景となる。

B. WHO が実施したリスク評価

E17. WHO は、2013 年に、将来の健康ニーズを予測できるよう、公衆の潜在的な健康影響を推定するために、福島第一原発事故の健康リスク評価および実施された公衆衛生措置について報告した[W12]。同機関は、2011 年 9 月までに収集したデータを用いた放射線量の予備的な推定値に基づいてリスクを評価している[W11]。一方、本委員会は、線量を科学的に評価するために、より包括的で最新のデータを用い、特に避難区域に対してデータが少ない場合は、より現実的な仮定を立てた。しかし、本委員会の線量推定と WHO の線量推定は全般的に一致していた。いくつかの避難地区に関しては WHO の推定値がより高かったが、WHO が示した推定値の範囲（附録 C 参照）は、本委員会の線量評価結果を包含していた。

E18. WHO は、考察した様々なグループのいずれにおいても確定的影響が生じるとは予測していない[W12]。また、同機関は、出生前被ばく（胎内被ばく）が「...自然流産や流産、周産期死亡率、先天的な影響または認知障害の発生率」が上昇させるとは予測していない。WHO は、「被ばく者の子孫における遺伝性リスクは...被ばく者本人のがんリスクの上昇よりも...はるかに小さい」と考えている。これらの見解は、本委員会が福島第一原発事故の結果として公衆が受けたと推定される典型的な被ばくに対して持つ見解と一致している。

E19. WHO は、がんリスクの推定において、主に次のような仮定に拠っている[W12]（これらの仮定に対する本委員会の見解は、それぞれの記述の後に述べる）、

(a) 固形がんのしきい値なし直線 (LNT) 線量反応モデル と、白血病のしきい値なし線形二次線量反応モデル。本委員会は、これらモデルが放射線防護の目的で使用されてきたことに注目している[I21]が、一方で、100mSv 程度以下の線量によるがんリスクについて、データの一部（全部ではない）が、直線モデルにより著しく過小評価されることなく、同程度の小さい線量によるがんリスクと合致してはいるが、現在の知識が極めて限られていることも認識している。予測において避けがたい大きな不確かさが生じるため、本委員会は、以前、同程度の線量に被ばくした集団内の健康影響の絶対数の予測にモデルを使用しないと決定した ([U12]の附属書 D)。

(b) 線量・線量率効果係数 (DDREF) : 1。これは、本委員会が推定した 0.01Sv、0.1Sv および 1.0Sv の線量を急性被ばくした後のがんリスク[U9, U11]、広島と長崎における原爆投下の結果として被ばくした日本人生存者の寿命調査 (LSS) における固形がんに対する最近の調査結果[O8]、あるいは低線量率と中線量被ばくのメタ解析結果[J2]と矛盾してはいない。一方、低線量率での高線量被ばくに対しては 1 を超える DDREF 値が、実験にて示されている。[I21, U5]。

(c) 最低潜伏期間（白血病で 2 年、甲状腺がんや乳がんや全ての固形がんや 5 年）後における被ばく起因のがんリスクの上昇開始。WHO は、最低潜伏期間に対して、本委員会が以前に文献精査により提案した期間[U9]よりも短い値を想定し、慎重な仮定をおいた。放射線リスクは、推定される最低潜伏期間では十分に表現されないと予測されるため、WHO の想定は、全般的に、被ばく直後 10 年間のがんリスクの若干の過大評価に繋がるものとなっている。より長い期間においては、その影響は無視できるほどわずかである。

(d) 日本の原爆被爆者の LSS コホートから導き出したリスクモデル。WHO は、LSS リスク推定値（それ自体が日本の集団に基づいている）が、一致の程度については必然的に不確かさが存在はするが、長期間被ばくを受けた集団に関するリスク推定、さらに小児期あるいは青年期にチェルノブイリ事故後に放出された放射性核種に被ばくした集団におけるリスク推定値と全般的に一致していることから、同機関によるリスクモデルの選択を正当化した。

(e) *LSS* リスク関数の福島県住民のリスク関数への変換における相加的モデルおよび相乗的モデルに割り当てた荷重。白血病と全ての固形がんに関し、放射線被ばくとはがんの他の原因との真の相互作用が一般的に理解されていないため、WHO は、これら 2 つの変換モデルに同じ荷重を割り当てている。乳がんにおいては、統合解析の結果、過剰絶対リスク推定値の方が、過剰相対リスク推定値よりもばらつきが小さかったため、WHO は、相加的モデルを採用した[P14]。白血病に対する選択では、それほど意見の一致を見ないが[E2, I21, N22]、全ての固形がんと乳がんに対する選択では、ICRP、BEIR VII および USEPA が立てた想定とほぼ一致した。しかし、これら機関は甲状腺がんに対して、相乗的リスク変換モデルを提案している。WHO は、LSS の結果をチェルノブイリ事故後の調査データと比較することで、相加的モデルおよび相乗的モデルに同じ荷重を割り当てるという同機関の選択を正当化している。過去の検討で、本委員会は、変換モードの影響を評価するため、相加的モデルおよび相乗的モデルを個別に実施した[U9]。福島県民が原爆被爆者集団とは若干異なる特徴を持っているため、モデルを選択することは適切ではあるが、日本のある被ばく集団から別の民族の集団へというよりも、むしろ日本の別の被ばく集団に変換が行われるため、モデルの選択自体はそれほど重要ではない。

E20. WHO の予備的な線量推定によれば、放射性核種の沈着密度が最も高かった地域（すなわち双葉郡浪江町と相馬郡飯舘村）の住民が事故から受けた結腸、乳房および骨髄の平均生涯線量は、最大で約 20mSv とされている[W12]。WHO は、成人と小児が被ばくした甲状腺の吸収線量（主に事故後 1 年以内に被ばく）を、それぞれ約 50mGy と約 100mGy と推定した。WHO は、沈着密度が高かった他の地域の住民が被ばくした線量は、少なくとも 2 分の 1 倍程度には低かったと推定している。

E21. WHO [W12]は、放射性核種の沈着密度が最も高かった地域に関し、幼児期の放射線被ばくによる全ての固形がんの平均生涯リスクは、男児で約 0.6%、女児で約 1.2%と推定した（表 E1）。これは、事故による被ばくがなかった場合に、男性と女性で、それぞれ 41%と 29%とされるベースラインリスクに追加されるリスクである。この放射線被ばくによるリスク上昇の推定値は、がん発生率の時間的および地域的ばらつきと比較すると小さいものであった。[C3]。女性においては、がんリスクの上昇の内、約 20%が乳がんのリスクによるものと推定される。幼児期の被ばくにおいては、女性のがんリスクの上昇分の内、ほぼ 20%が甲状腺がんのリスクによるものと推定される。これは甲状腺の吸収線量が、他の臓器の吸収線量よりも有意に高いことと、この集団における単位線量当たりの甲状腺がんの過剰相対リスクが高かったことに起因する。しかし、甲状腺がんのベースライン生涯発生率が非常に低いことから、WHO は、放射線被ばくによる甲状腺がんの絶対生涯リスクの上昇は小さいと予測している。WHO の単位線量当たりのリスク推定は、本委員会が過去に発表した報告書の推定値と一致している（本附録のセクション IB 参照）。

E22. WHO は、「甲状腺疾患の超音波検査は、兆候のない症例を早期に発見すること（スクリーニング効果）から、甲状腺疾患の「報告される」発生率を上昇させる可能性がある」（下記セクション D 参照）と述べている。WHO はその計算において、福島県が実施する超音波検査プログラムが 検出率に及ぼす影響、その結果、甲状腺疾患の観察される／報告される有病率や発生率に及ぼす影響を明確に考慮していない。しかし、同調査により、ベースラインをなす症例においても放射線被ばくに関係する可能性のある症例においても甲状腺がんの検出件数が増加すると予測されるが、現状では両者は区別できない。

表 E1.福島県内で事故直後 1 年間の実効線量が12–25mSvであった地域に関するWHOのベースライン生涯リスクLBRと生涯寄与リスクLARの推定値 [W12]

計算値は、全住民においては、結腸、骨髄および乳房の吸収線量が20mGy、被ばく年齢がそれぞれ1歳、10歳、20歳の住民においては、甲状腺の吸収線量が約100、約75mGyおよび約50mGyであるという想定に基づいている。WHOが計算した数値は、有効数字2桁で引用し、ここに再現した。ただし、このように厳密な表現を用いたとしても、数値が正確に把握できたことを意味するわけではない。たとえば、LARの推定値に付随する不確かさを考慮すると、実際の数値はおそらく2倍から3倍高いか、2分の1から3分の1まで小さい範囲に該当する可能性が高い。LBRに関してもそれぞれの年に不確かさとばらつきがある。

被ばく年齢	性	リスク量	固形がん全て ^a	白血病	乳がん	甲状腺がん
1 歳	男性	LAR LBR	0.6% 41%	0.03% 0.60%	—	0.10% 0.21%
	女性	LAR LBR	1.2% 29%	0.02% 0.43%	0.26% 5.5%	0.43% 0.77%
10 歳	男性	LAR LBR	0.5% 41%	0.02% 0.58%	—	0.04% 0.21%
	女性	LAR LBR	0.8% 29%	0.01% 0.41%	0.17% 5.5%	0.19% 0.77%
20 歳	男性	LAR LBR	0.3% 41%	0.01% 0.57%	—	0.01% 0.21%
	女性	LAR LBR	0.5% 29%	0.01% 0.40%	0.11% 5.6%	0.07% 0.76%

^a 甲状腺の比較的高い吸収線量を考慮した甲状腺がんリスクを含む。一方、WHOの報告書では、全ての臓器の吸収線量が結腸の線量に等しいと仮定して全固形がんのリスクを計算している。

C. 公衆の健康影響に関する本委員会の見解

E23. 本委員会は、その見解を、(a)附録 C と関連補足資料で報告した日本人の集団における独自の線量推定、(b) セクション I.B に要約した甲状腺がんリスクの新たな推定を含む電離放射線被ばくによる疾病リスクの独自の推定、(c) セクション II.B で精査した WHO の報告書 [W12]の結果（ただし、甲状腺がんの全リスクを包括して固形がんのリスクを考慮し修正。WHO による固形がんのリスクの推定値は、一般的に甲状腺の線量がより高いという点を考慮せず、結腸の線量に基づく。）に基づいて示している。本委員会の見解は、将来の疾病統計における観察の可能性が不明である被ばく集団内の潜在的な発生の転帰について、定量的および定性的推定を考慮している。本調査の目的に照らして、本委員会は、より長期的な疾病リスクの推測が既存のリスクモデルに基づき理論上は可能であるが、被ばく集団の規模が小さく被ばく線量が少ないため、すなわち、生じる結果がベースラインリスクに比べて小さく不確かであるため、現在利用できる方法を用いて、影響の発生率の上昇を将来の疾病統計で実際に観察することができる可能性が低い場合に、「識別可能な上昇なし」という表現を用いた。発生率の上昇が識別できる可能性があるかどうかについて洞察を得るために、本委員会は、附録 C と付随する補足資料において、集団と線量に関する情報に基づき、線量帯域ごとの指針となる個人数について考察した。

1. 日本国民および福島県民

E24. 本委員会は、福島第一原発事故直後の 1 年間における被ばくが、ほぼ自然放射線源による年間バックグラウンド被ばく線量と同程度あるいは下回る（そして生涯被ばくが、バックグラウンド放射線から受ける量をはるかに下回ると予測される）地域に住む日本の一般公衆に対して、生涯にわたるリスクが非常に低く、集団内あるいは彼らの子孫において、将来的な放射線被ばくによる健康影響の発生率については識別可能な上昇なしと推定した。避難した人々や福島県の行政区画に居住し、避難しなかった人々（事故直後 1 年間に自然放射線源による年間バックグラウンド被ばく線量を超える線量を被ばくした人々）については、以下で詳細に考察する。

E25. 福島第一原発事故に起因する住民の放射線被ばくには、次の 2 つの主要な要因がある。
(a) 外部被ばくによる線量と、体内に摂取された放射性セシウムによる内部被ばくによる線量。両者は体内では比較的均一である。実効線量が最大約 100mSv までに及ぶ成人の同程度の全身均一被ばくにおいては、さらに精緻なリスク解析が必要かどうか判断するために、実効線量値が、特定の臓器の吸収線量の推定および被ばく線量の定量的評価に用いられる可能性がある。(b) 放射性ヨウ素の摂取による甲状腺の吸収線量。これについては以下で別途検討する。

E26. 実効線量という量は、それ自体、放射線防護と規制値の順守の実証を目的として開発されたため、定量的なリスク評価には適していない。確かに実効線量は、身体の一部の被ばくと放射性核種の摂取による被ばくを、放射線防護上有益な総量に統合させることができるが、定量的なリスク評価には役立たない。実効線量には、組織荷重係数および放射線荷重係数の値に関する判断が含まれ、全ての年齢と性別に関して平均化された数値が得られる。したがって、実効線量は、個人、または同様の特性を持つ類似した個人のグループのリスクを表さず、定量的なリスクの推定には有効ではない。そのため、本委員会は、小児期の被ばくによるリスク推定を、特定の臓器の吸収線量の推定値に基づいて実施した。

E27. 全てのがん。本委員会は、事故直後 1 年間の成人の避難者への実効線量の地区平均値は 10mSv を下回ると推定した（表 C11）。避難しなかった区域で、最も影響を受けた行政区画においては、成人の平均生涯実効線量が自然バックグラウンドを最大でわずか 10mSv 上回った（表 C14）。個人の線量は、これより約 2 倍か 3 倍、あるいは 2 分の 1 か 3 分の 1 であった可能性がある。本委員会は、おそらく線量が最も高かった 15,000 人が、約 25mSv の平均生涯実効線量を被ばくしたものと推定した。

E28. 100mSv 以上の急性線量（加重結腸線量）による一部のがんの発生率の上昇の確証が、広島と長崎の原爆被爆者などの集団グループにおいて報告されている（本附録のセクション I.B および [U9] 参照）。100mSv 以下の実効線量による全身均一被ばくを受けた成人集団における全体的ながん発生率の上昇については、直接的な証拠がほとんどないか、あるいは皆無であるが、同程度のレベルにおいて、リスクを推測することはできる（たとえば、線形線量反応モデルを用いて）。しかし、推測されるリスクの値が非常に小さいため、一般的に、被ばくした一般公衆集団において、がん全体の発生率の放射線由来の識別可能な上昇なしと推測されると考えられる。ただし、ある種の悪性腫瘍については、特定の集団を対象に別途考察した（下記参照）。

E29. 甲状腺がん。事故直後 1 年間において、事故により摂取された放射性ヨウ素は、他の臓器や組織への吸収線量よりも甲状腺への吸収線量の上昇を引き起こした。避難しなかった地域の成人において、甲状腺の行政区画平均吸収線量は、事故直後 1 年間で 20mGy を下回った。（表 C10）。入手可能な証拠が、成人期では、同程度の線量に対して、甲状腺が特に感受性が高いというわけではないことを示している。

E30. 一方、事故後避難した 1 歳児においては、本委員会は、甲状腺の地区平均線量は最大で約 80mGy と推定した（表 C12）。避難しなかった区域に関しては、甲状腺の行政区画平均線量は最大で約 50mGy であった（表 C10）。たとえば、本委員会は、年齢が 0～5 歳の小児約 35,000 名が、甲状腺の平均吸収線量が 45mGy から 55mGy の範囲であった行政区画に住んでいたと推定している。

E31. 本委員会は、以前に 10 歳児における 200mGy の甲状腺の吸収線量による甲状腺がんのリスクを評価しており[U14]、甲状腺がんの生涯リスクは、被ばくによりほぼ 2 倍になると推定された。しかし、同程度の線量を甲状腺に受けた 10,000 名の小児の仮想被ばくに対してさえ、リスク推定の不確かさは大きく、相対リスクは約 1.15 から約 4.0 の範囲をとった。リスクの甲状腺線量への依存度が数百ミリグレイから事故後被ばくした線量レベルまで直線的に減少すると仮定すると、WHO の放射線被ばくによる甲状腺がんのリスク推定値[W12]は、本委員会の推定と一致する。

E32. 乳幼児の甲状腺吸収線量が 50mGy であるという推定に基づき、また線形線量反応係数を用いて甲状腺がんのリスクをこれらの線量範囲に外挿することができると仮定すると、被ばくによる甲状腺がんの相対的生涯リスクは、ベースラインリスクの約 1.3 倍と推測される。発生率の上昇の大半は被ばくから何十年も後に現れるものと予測されるが、高感度検査の実施や他の要因による検出率の上昇による影響を区別できれば、このような上昇は原則的に識別できるはずである。さらに、甲状腺中の放射性核種含有量の直接測定の結果、一部の個人に関しては甲状腺の実際の線量が、本委員会が環境測定とモデル計算を用いて推定した平均線量よりも低い可能性があることが示唆された。ただし、甲状腺の測定が全体的にどれほど代表的なものであったかについては一部疑問が残る。甲状腺の測定、それらの品質保証、ならびに個人の防護措置に関する情報を包括する甲状腺被ばくに関連する全ての入手可能な情報を考慮に入れて、甲状腺における吸収線量の詳細な再評価を実施することが強く望まれる。

E33. 本委員会は、甲状腺が受けた線量は、ある行政区画の平均から約 2 倍から 3 倍の高低を示すことがあり、個人差が非常に大きいと推定した。委員会は、1,000 名に満たない小児が、100mGy を超え、最大で約 150mGy の吸収線量を甲状腺に受けた可能性があると考えた。この集団における甲状腺がんのリスクは、上昇する可能性はある。しかし、被ばく線量が最大であった個人を正確に特定することは、不可能ではないにしても困難であり、これら低線量でのリスクは明示していない。さらに、上述の通り、一部の集団における甲状腺の実際の測定値が比較的低線量であるという点を、それに付随する不確かさと共に再調査すべきである。線量分布および不確かさに関する情報は、本委員会が、幼児期または小児期に、より高い線量を甲状腺に被ばくした集団において、いかなる甲状腺がんの潜在的な発生率の上昇も識別できるか否かに関して確実な結論を出すには十分ではない。

E34. 白血病。本委員会は、避難前および避難中における 1 歳児避難者の赤色骨髄の地区平均吸収線量を、最大で 10mGy と推定した（附録 C、セクション III.A.6）。避難していない地域では、事故直後 1 年間の行政区画平均線量は、最大で約 5mGy と推定された（附録 C、セクション III.A.5）。たとえば、約 18,000 名の 0 歳児から 5 歳児が、赤色骨髄の平均吸収線量が 4mGy から 6mGy であった行政区画に居住すると推定された。本委員会は、以前に、日本の公衆を対象に放射線被ばくによる白血病の死亡リスクを評価している [U9]。0 歳から 9 歳までの小児における赤色骨髄への 1Gy の吸収線量による生涯リスクは、適用モデルにより異なり、0.11%から 0.84%の範囲と推定された。リスク推定は、主に LSS に基づいて実施した。過去において（たとえば、LSS で小児白血病が観察された時点で）、同病による死亡率は非常に高かった。従って、小児白血病による死亡のリスク関数は、現在、小児白血病の発生のリスク関数を表すためにも、よく用いられる。福島第一原発の事故において、WHO の放射線被ばくによる白血病の発生リスク推定値[W12]は、本委員会の推定値と一致した。

E35. 幼児期に被ばくした後の放射線誘発による白血病のリスクの大半は、小児期に生じる可能性が高い。WHO は、幼児期に被ばく直後 15 年間にわたる白血病のリスクを推定した。赤色骨髄に 26mGy の吸収線量を被ばくすると、基準値の 0.03%から 0.05%の範囲でリスクが上

昇すると推定された[W12]。これは、放射線被ばく後の小児白血病に関する最近の調査結果[W5]と比較すると若干低い、概して一致していた。本委員会の被ばく推定値は WHO の推定値よりも低かった。被ばくとリスク、さらに被ばく集団の規模を考慮すると、小児白血病のいかなる増加も識別できるとは予測されない。

E36. 乳がん。本委員会は、避難前および避難中における少女の乳房に対する地区平均吸収線量は、最大で 10mGy と推定した。避難していない地域では、乳房における生涯線量の行政区画平均は、最大で 20mGy であった。本委員会は、以前に日本の一般女性の集団について、100mGy の乳房吸収線量による乳がんの生涯リスクを約 0.3% と計算した[U9]。小児期の被ばくによるリスクと、成人で被ばくした場合のリスクの差は、採用するアセスメントモデルによって異なる[U16]。しかし、いくつかの研究では、小児期の被ばくによる乳がんのリスクは、成人での被ばくのリスクの 3 倍から 5 倍高いと推定されている[U16]。乳がんのベースラインリスク約 5.5%[W12] との比較に基づき、本委員会は、放射線被ばくによる乳がんの将来の発生率において、いかなる上昇も識別できるとは予測していない。

E37. 胎内被ばく後の小児がん。胎内被ばく吸収線量は白血病を含む小児がん発生率の相対リスクを上昇させる可能性がある[U7](上記セクション I.B 参照)。本委員会は、沈着密度の高い行政区画に避難した妊娠女性の子宮への地区平均線量を、最大で 9mGy と推定した。少数の妊娠女性が、子宮に最大で約 20mGy の吸収線量を被ばくした可能性を排除することはできない。しかし、このレベルの被ばくを受けた妊娠女性および胎児が少数であるため、小児白血病または他の小児がんの発生率のいかなる上昇も識別できるとは予測されない。さらに、このような低線量の出生前被ばく(胎内被ばく)が、自然流産、流産、周産期死亡率、先天的影響、認識機能障害の発生の増加をもたらすとは考えられないであろう。

2. チェルノブイリ事故の経験と他の被ばく源との比較

(a) 福島第一原発事故の公衆の健康影響に関連するチェルノブイリ事故の経験

E38. 2011 年 3 月の福島第一原発事故によって公衆が被ばくした線量は、概して、1986 年 4 月のチェルノブイリ事故で周辺住民が被ばくした線量よりもはるかに少ない。チェルノブイリ事故後、公衆において確定的影響は報告されていない。したがって、線量をはるかに低い福島第一原発事故後においても確定的影響は予測されない。チェルノブイリ事故では ^{131}I の体内摂取の結果、甲状腺で線量が最も高かった[U12]。大量の線量は、高濃度の ^{131}I を含む食品、特に牛乳の消費を制限しなかったことが原因で生じ、数百万人の小児が経口摂取から被ばくし、その内数万人が甲状腺に 1,000mGy 以上の線量を被ばくしている[U12]。福島第一原発事故では、事故が栽培期間の初期に発生したことから、食品への移行がより限定的であった。さらに、放射性核種濃度が規制値以上の食品の販売制限が、比較的迅速に実施された(最初の制限は 3 月 17 日に実施された)。これにより経口摂取による被ばくが大幅に低減、抑制された[N1]。

E39. チェルノブイリ事故に関連する甲状腺がんの発生率の上昇は、事故から約 4 年後に初めて特定されている[K4]。2005 年までに、事故発生時 18 歳未満であった約 6,000 名が甲状腺がんと診断された[J2, U9, U12, W3]。甲状腺がんと診断された症例の内、ウクライナでは約 30%、ベラルーシでは約 60%が放射線被ばくに起因する可能性があるとして推定されている[J1]。これに比べ、福島第一原発事故後の一般公衆の甲状腺線量はより低かった。

E40. チェルノブイリ事故による被ばくに起因する、小児白血病または固形がん（甲状腺がん以外）の発生率の確固たる上昇は報告されていない。これは被ばく線量を考えると予想外というわけではない[B13, U12]。また、事故による放射線被ばくに起因すると考えられる出生異常や死産の発生率の著しい増加も特定されていない[W9]。

E41. 広島と長崎の原爆被爆者に関する報告書では、長期に亘る屈辱感、経済的および社会的差別、不安、鬱および心的外傷後ストレスなどを含む精神的な後遺症が指摘されている[H8, K14, L6]。これらは被ばくによる身体的な疾病とは無関係であり[Y1]、疾病リスクに対する認識に関係していた[K14, O4]。スリーマイルアイランド事故やチェルノブイリ事故の心理的影響は、原爆の心理的影響に類似したパターンを示している[B19, B20, H4]。チェルノブイリ事故から 6～7 年後に実施された 2 つの調査[H3, V2]では、被ばく集団では、対照群と比較してメンタルヘルス面が有意に悪化していることが示された。ゴメリ州では、乳幼児を抱える母親たちが特に高リスク集団であることが判明した。両調査において、放射線被ばくレベルが、実際の被ばくレベルとは対照的に、危険なものだと考えることが主要なリスク要因であった。同様に、福島第一原発事故後においても、公衆の間で心理的影響の発現の増加が既に観察されている[Y4, Y5]。このような長期的な心理的影響は、福島県民のなかで現れてくると予測できる。

E42. 要約すると、福島第一原発事故による被ばく線量はチェルノブイリ事故後の被ばく線量よりも大幅に低い。したがって、福島第一原発事故による放射線被ばくに起因する公衆の健康影響の発生率の増加は識別できない可能性が高い。

(b) 他の被ばく源との比較

E43. 自然放射線源によるバックグラウンド被ばくは、世界平均で年間実効線量約 2.4mSv であるが、地理的な場所により、この数値には大きなばらつきがある（指標としては約 1～13mSv の範囲）[U11]。日本における年間平均実効線量は約 2.1mSv である [N23]。日本における自然起源の放射線源による生涯実効線量（約 170mSv）は、福島県に住む平均的な個人が事故の結果として被ばくした実効線量をはるかに上回る（附録 C 参照）。一方、自然の放射線源による甲状腺の年間吸収線量は約 1mGy であり、その結果、甲状腺の生涯線量は約 80mGy である。

D. 長期的な医学的モニタリング

E44. 「県民の被ばく線量の評価を行うとともに、県民の健康状態を把握し、疾病の予防、早期発見、早期治療につなげる」ために福島県民健康管理調査[A4, Y4, Y5]が開始された。この調査には、事故発生時に福島県に居住していた全 205 万人に対する放射線の外部被ばくによる線量を推定する基本調査と、特定の集団に対する以下の詳細調査が含まれる。小児に対する甲状腺超音波検査、健康診査、こころの健康度・生活習慣に関する調査、妊産婦に関する調査。この調査は 30 年間継続される予定である[Y5]。

E45. 基本調査は 2011 年 6 月に開始された。2011 年 3 月 11 日から 7 月 11 日までの期間中の活動と居住場所に関する情報を集めるためにアンケートが配布された。アンケートの回答率は低く 30%を下回った[Y5]。外部被ばくによる個人線量は、放医研が開発した外部被ばく評価システム[N10]を用い、回答者の居場所に基づいて推定された。内部被ばくによる線量は、全身計測で測定された。多くの測定が事故後かなり長い期間が経ってから実施されたため、物

理的または生物学的半減期が短い放射性核種に関しては内部被ばくによる線量の推定が困難であった。

E46. 超音波診断や穿刺吸引など甲状腺がんの診断技術の感度が向上したことから、潜在性の疾病まで検出できるようになった。小児集団における甲状腺がんを確実に早期発見・治療し、生涯にわたりフォローアップを行うため、2011年3月11日時点で18歳以下であった福島県の全ての個人に甲状腺の超音波検査が実施されている。約360,000名に及ぶ対象者についての甲状腺の状況調査は3年以内に完了する予定である(2014年3月までに)。その後、各対象者は、20歳になるまでは2年ごとに、その後は5年ごとに甲状腺検査を受ける[Y5]。2013年7月31日現在、13の自治体に居住する計41,296名の小児が2012年4月前までに甲状腺の超音波検査を受けるよう選定され、別の13の自治体において、同じく135,586名が2012年4月から2013年3月までの期間に検査を受けるよう選定されている(表E2)[F3]。福島県のその他の34の自治体では、2013年4月から2014年3月にかけて、超音波エコー検査が実施された。参加率は約82%であった。対象者の約1%で結節が発見された。嚢胞の検出率は、2011～2012年に検査を受けた自治体の対象者では36%であったが、2012～2013年に検査を受けた自治体の対象者では45%に増えた。ここで、これらの検査が、非常に小さな嚢胞や結節まで検出する最新の高感度超音波診断機器を用いて実施された点に注目すべきである。2012年11月から2013年1月にかけて、同様の機器を用いた超音波検査が、青森県、長崎県、山梨県の4,365名の小児および青年(3歳から18歳)に対して実施された[T5]。これらの各県は、福島第一原発から遠く、事故により有意な影響を受けていない。甲状腺結節は小児の1.6%で発見され、嚢胞は約57%で発見された。この検出率は福島県での検出率を上回るものであった。本委員会は、福島第一原発から遠く離れた県において検出された有病率は徹底的なスクリーニング状況下での正常なベースラインリスクを表すものであり、放射線被ばくとは無関係であると考えた。

E47. 直径20mmを超える嚢胞または5mmを超える結節が検出された小児および青年は、二次検査を受けるよう選定された。2012年4月より前に福島県内自治体において調査した小児の約0.5%がこの基準に該当した(表E2)[F3]。この率に関しても、2012年4月から2013年3月に受検した自治体の小児の方が若干高かった。被害を受けていない青森県、山梨県、長崎県の各県では、この率は1%とやや高く、地域的なばらつきによる可能性が高い[T5]。

表 E2. 甲状腺検査の参加者数と特定の診断を下された対象者の人数

福島県の行政区画は、最初の超音波検査を3つの期間内に実施することを目標に選定された。下表に示す最初の2グループの結果は2013年7月31日現在のものである[F3]。沈着密度が非常に低い福島県内の行政区画では、2013/2014を目標に検査が実施された。沈着密度が微量であった3県のデータは2013年5月現在のものである[T5]。

検査/診断	2012年4月までの検査完了を目標とする福島県内の自治体 ^a	2012年4月から2013年3月までの検査実施を目標とする福島県内の自治体 ^b	青森県、長崎県、山梨県の各県
超音波エコー検査	41 296	135 586	4 365
結節あり	438 (1.0%)	1 623 (1.2%)	72 (1.6%)
嚢胞あり	14 728 (36%)	60 382 (45%)	2 483 (57%)
要二次検査	214 (0.5%)	953 (0.7%)	44 (1%)

^a 伊達、二葉、広野、飯館、葛尾、川俣、川内、南相馬、浪江、楡葉、大熊、田村および富岡。

^b 福島、いわき市久之浜、泉崎、桑折、郡山、国見、三春、本宮、二本松、西郷、大玉、白河および天栄。

E48. 2012年4月より前に検査が実施された福島県内の自治体では、二次検査に選定された人々の76%(165名)が2013年7月31日までに検査を受けた(表E3)。これにより、この集団における悪性腫瘍の頻度について予備的な推定を行うことが可能となった。穿刺吸引に

よるバイオプシーで採取した甲状腺組織の細胞学的解析の結果、結節の 14 症例が悪性と分類された。これらの患者のうち 10 名に外科手術が実施された。その内 9 症例で乳頭がんが確認された。結節の 1 症例は良性であることが判明したが、残りの 13 症例は悪性である疑いがもたれたか、あるいは確認された。したがって、有病率は 13/41,296 であり、約 0.03%に相当した。このような甲状腺がんの有病率の上昇は、甲状腺がんの有病率の真の上昇というよりも、むしろ、最新の診断技術の使用とスクリーニング率の向上により、これまで検出されなかった疾病が発見されることを反映している可能性がある[J8]。臨床的に不顕性である小さな甲状腺乳頭がん（すなわち潜伏状態だが検出可能な無症候性腫瘍）の有病率は、世界における公衆の内の若者に対する剖検所見によれば、世界各地で 35%にも上る[R4]。何らかの超音波検査プログラムがあれば、これらの一部は検出されると思われる。治療すれば、放射線誘発によるがんの 10 年生存率は高い（約 90%）[H14]。

表 E3. 2013年3月31日時点で、福島県内の各地域で甲状腺検査に参加した人の数と、特定の診断を受けた人の数[F3]

検査	2012 年 4 月までに検査が実施された自治体の対象者数 ^a	2012 年 4 月から 2013 年 3 月までに検査が実施された自治体の対象者数 ^b
1 次超音波エコー検査	41 296	135 586
要 2 次検査	214 (0.5%)	953 (0.7%)
2 次検査受検済	165	431
バイオプシーによる悪性判定	14	30
手術	10	9
乳頭がんを確認	9	9

^a 伊達、二葉、広野、飯館、葛尾、川俣、川内、南相馬、浪江、楡葉、大熊、田村、富岡。

^b 福島、いわき市久之浜、泉崎、桑折、郡山、国見、三春、本宮、二本松、西郷、大玉、白河、天栄。

E49. これは、小児期または青年期にチェルノブイリ事故による ^{131}I に被ばくしたウクライナ人のコホート（「UkrAm コホート」）の調査結果と一致する。この調査では、超音波検査プログラムで、かつて報告されていたものよりも高い甲状腺がんの有病率と発生率が検出された[T23]。1998 年から 2000 年にかけて実施されたコホートの第 1 次検査では、13,127 名の個人の内の 45 例で甲状腺がんが観察された。この明らかな増加の一因は、コホートの超音波検査プログラムによる検出率の上昇である可能性が高い。これらの症例の内 11 症例では、たとえ事故による放射線被ばくがなかったとしても、検出された可能性がある。コホート中でスクリーニング後に観察されたが、放射線被ばくに関連していない発生数の割合は、ウクライナ全体の通常のがん発生率よりもはるかに高いと推定される[B16, F2]。事故による放射線被ばくとは無関係の甲状腺がんの有病率は約 0.09%であり、福島県で観察された値よりもはるかに大きかった。（UkrAm コホートと福島県民の検査の相違は、一部には、最初の検査を受けた平均年齢の相違で説明することができる。UkrAm コホートが最初に検査を受けたのは、平均年齢約 21 歳であり、これは福島県の検査における平均年齢よりも高い。青年期および成人期早期においては、年齢が高くなるにつれて甲状腺がんの発生率は急激に上昇するため、UkrAm コホートにおける有病率は、福島第一原発事故後にスクリーニングを受けた人々よりも高かったのである。）

E50. 総合的な健康診断（身長、体重、BMI、血圧、血球数、血液成分、尿検査などを含む）が予防的避難区域（福島第一原発から半径 20km 以内）、川俣町山木屋地区、浪江町および飯館村に居住していた人々に対して実施されている。こころの健康度・生活習慣に関する調

査では、親に行動スクリーニング質問票（SDQ）を使って自分たちの子どもについて評価するよう要請している[M7]。自己回答型のアンケートは 16 歳以上の人々に配布された[K9, W6]。臨床心理学者や他のメンタルヘルスの専門家が、アンケート結果に基づき、電話でのカウンセリングを行うとともに、精神科医への紹介を行っている。健康診断およびこころの健康度・生活習慣に関する調査の対象として選ばれた集団の規模は 210,189 名であった[Y5]。

E51. 妊娠および出産調査は、2011 年 3 月 11 日時点で妊娠していた、福島県に住む全ての女性における妊娠、出産に関する全データを収集する目的で実施された。調査のアンケートには、出産後の健康、分娩記録およびメンタルヘルスに関する質問が含まれていた。電話と e-メールによるホットラインが設置され、助産婦や保健師が相談サービスを行い、必要に応じて医療機関への紹介を行った。調査の対象となった女性は 15,954 名である [Y5]。

Ⅲ.福島第一原発事故に起因する放射線被ばくによる作業者の健康影響

A. 観察された健康影響

E52. 2012 年 11 月現在、福島第一原発の作業員（すなわち、東電と協力企業の作業員）に関しては、2011 年 3 月 11 日以来 7 名の死亡が報告されている[T11]：

(a) 21 歳および 24 歳の 2 名の作業員は 2011 年 3 月 11 日、地震と津波の直接的な被害により死亡した。両名は津波が襲来し、建屋が浸水した際、4 号機のタービン建屋で検査を実施していた[I29]。

(b) 協力企業の作業員 3 名が急性心筋梗塞で、2011 年 5 月 14 日、2012 年 1 月 9 日、2012 年 8 月 22 日にそれぞれ死亡した。これら 3 名の作業員全員が、外部被ばくにより、それぞれ 0.7mSv、6.7mSv および 25mSv の実効線量を受けていた。内 2 名については、死亡の数週間前に実施された体外計測から、内部被ばくはごく微量であったことが分かっている。これよりはるかに高い線量を被ばくした広島と長崎の原爆被爆者では、放射線被ばくが心筋梗塞による死亡に影響を及ぼした事例は観られていない[S9]。

(c) 2011 年 8 月 16 日、協力企業の作業員が急性白血病により死亡した。この作業員は事故後外部被ばくしており、記録によると実効線量は 0.5mSv であった。2011 年 8 月 7 日に実施された体外計測では、内部被ばくによる線量はごく微量であった。被ばく線量が非常に低レベルであること、また白血病の最低潜伏期間が 2 年であることから、この死亡は事故による放射線被ばくに起因するものではない可能性がある。

(d) 2011 年 10 月 6 日、協力企業の作業員が後腹膜膿瘍による敗血性ショックで死亡した。彼は、事故後の外部被ばくにより 5mSv の実効線量を受けていた。2011 年 9 月 9 日に実施された体外計測では、内部被ばくによる線量はごく微量であった。後腹膜膿瘍は事故による放射線被ばくに起因するものではない可能性がある。

急性放射線症候群は、全身線量が同症候群の発生に関するしきい値を下回っているため、これまでに発生の報告はなく、今後も発生するとは予測されない。

E53. 2011 年 3 月 24 日、3 名の協力企業の作業者の足がタービン建屋内で放射性の水にさらされたと報じられた。その後、放射性の水による皮膚の吸収線量は、2 名の作業者については約 450mGy であったと推定され、3 人目の作業者については基本的に放射性の水による皮膚の線量は推定されなかった。しかしながら、同じ日に作業者の皮膚はまた空気中のガンマ放射線にも被ばくしている。この経路による被ばくからの線量を控えめに推定した値を放射性の水による皮膚の線量に追加した結果、足の皮膚の総吸収線量は、具体的に言うと、2 名の作業者に関しては約 650mGy、3 人目においては約 170mGy となった[T10]。4 日間の入院後、重篤な長期的危険の可能性はないとの予後診断の下、彼らは退院した[I6]。推定線量が正しいと仮定すると、本委員会は、この予後診断に同意である。さらに、この被ばくからは放射線が誘発する健康影響は観察されなかった。推定線量は皮膚損傷のしきい値をはるかに下回っていた[I13]。

E54. 2011 年 10 月 29 日、クレーンの固定ワイヤが外れ、2 名の作業者を直撃する事故が発生した。1 名の作業者は両足を骨折し、もう 1 名は肩などにけがをした。両足を骨折した作業者は、福島県立医科大学附属病院で手術を受け、集中治療室に移された。もう 1 名の作業者は、事故後福島第一原発の作業者用基地として使用されている施設である J ビレッジ医療センターで応急処置を受けた後、総合磐城共立病院に搬送された[I4]。

E55. 緊急時対応作業従事者約 2,000 名に対して、約 17,500 錠の安定ヨウ素剤（ヨウ化カリウム 50mg）が配布されたが[K11]、アナフィラキシーなどの即時の副作用は観察されていない。約 230 名の作業者が、14 日を超えて安定ヨウ素剤を継続服用、あるいは 20 錠を超えて服用したため、健康診断を受けた（2011 年 3 月 13 日から 2011 年 10 月 3 日）。健康診断は、J ビレッジ医療センター、または東電本社の健康管理グループが実施した。血液検査の結果、3 名の作業者において、甲状腺ホルモン TSH と FT_4 に一過性の変化があった。4 名の作業者の TSH レベルは $5.0 \mu IU/mL$ を上回り、 FT_4 は通常レベルであった。通常、男性集団の 1% から 3% は潜在的に甲状腺機能低下症を発生しているため、これは、甲状腺ブロックを目的とした安定ヨウ素剤の服用による甲状腺機能低下症の率の上昇とは認められなかった。

B. WHO が実施したリスク評価

E56. WHO は、緊急事態発生時に東電と協力企業に雇用されていた福島第一原発の作業者を対象とした健康リスク評価[W12]を実施した。予備的な線量評価は、日本政府と東電が 2011 年 9 月中旬までに提供したデータに基づいて実施された。WHO の評価は以下の 4 つの被ばくシナリオのいずれかに当てはまる 23,172 名の作業者を対象として実施された。

- － シナリオ 1: 全ての組織に非常に低い線量を被ばくした作業者（骨髄、結腸および甲状腺の吸収線量：5mGy）
- － シナリオ 2: 甲状腺に中程度の線量を被ばくし、他の組織に低線量を被ばくした作業者（骨髄と結腸の線量：24mGy; 甲状腺線量：140mGy）
- － シナリオ 3: 組織に中程度の線量を被ばくした作業者（骨髄と結腸の線量：200mGy; 甲状腺線量: 200mGy）
- － シナリオ 4: 甲状腺に高線量、他の組織に低から中程度の線量を被ばくした 12 名の作業者（骨髄と結腸の線量：100mGy; 甲状腺線量：11,800mGy）

緊急時対応作業従事者とその後の被害軽減作業従事者の約 99% が、シナリオ 1 と 2 に当てはまる。残り 1% の作業者はシナリオ 3 と 4 に該当し、内部被ばくおよび外部被ばくの上限に当

たる。これらのシナリオは個人の線量測定データとバイオアッセイデータが入手できるようになる前に WHO が調査の一環として開発したものである。しかし、それらは、本委員会が入手した個人の線量測定データと広義で一致していた（セクション V と附録 D 参照）。

E57. より最近のデータから、シナリオ 1 に含まれる大半の作業員における内部被ばくによる線量は、WHO が仮定した $^{134/137}\text{Cs}$ のみではなく、主に、 ^{131}I によるものであることが分かった。このため、甲状腺の推定線量は高くなり実効線量は低くなったと考えられる。本委員会が入手したデータからも、100mSv を上回る実効線量を被ばくした作業員は、WHO がシナリオ 3 と 4 で特定した 87 名ではなく、173 名であることが分かっている。

E58. 放射線被ばくの結果として発生するがんの生涯寄与リスク（LAR）は、公衆に対して用いたものと同じ方法で計算した（本附録のセクション II.B 参照）。WHO の報告書によれば、作業員の約 50% は、2012 年 1 月 31 日時点で 30 歳から 49 歳であった。40 歳で被ばくした作業員の推定リスクを表 E4 に要約する。20 歳で被ばくした場合の LAR は約 70% 高いと推定され、60 歳で被ばくした場合は約 50% 低いと推定された。

E59. WHO は緊急時対応作業従事者および被害軽減作業従事者におけるがん以外の影響のリスクについても評価している[W12]。評価では、シナリオ 4 の作業員 12 名に甲状腺障害の疑いが観察された以外は、確定的影響を予測していない。シナリオ 3 の作業員においては、長期的な循環器疾患のリスクが上昇する可能性がある」と指摘している。また、緊急時対応作業従事者と被害軽減作業従事者の子孫に遺伝性影響が現れるリスクは、当該作業員のがんリスクの増加よりもはるかに小さいと述べている。

表 E4. WHO による福島第一原発の作業員における白血病、甲状腺がんおよび全ての固形がんの生涯寄与リスクの推定、およびベースライン生涯リスクの増加率の推定 [W12]

結果は被ばく時年齢40歳に関するもので、概数で表している。

被ばくシナリオ	がんの種類	推定線量 (mGy または mSv) ^a	放射線被ばくに起因する生涯リスク(%)	ベースライン生涯リスクの増加率
3	白血病	200	0.12	23
	甲状腺がん	200	0.02	8
	全ての固形がん	200	2.0	5
4	白血病	100	0.06	11
	甲状腺がん	11 800	0.9	480
	全ての固形がん ^c	100 ^b	1.9	5

^a 白血病に関する骨髄の線量、甲状腺がんに関する甲状腺線量ならびに全ての固形がんに関する結腸の線量の合計。

^b 甲状腺（11,800mGyと推定される）以外の全ての臓器の線量。

^c 比較的高い甲状腺吸収線量を考慮に入れ、甲状腺がんのリスクを含む。一方、WHO の報告書では、甲状腺以外の全ての臓器の吸収線量が結腸の線量と同量と仮定して全ての固形がんのリスクを計算している。

C. 作業員の健康影響に関する本委員会の見解

E60. 本委員会は、公衆に関して立てた想定と同一の想定を作業員集団に合わせて適宜修正を加えたものおよび附録 D で報告した作業員の線量に基づき、その見解を出している。公衆の健康影響についての本委員会の見解同様、疾病の結果に関し定量的な推定を行った。ここで

も、既存のリスクモデルに基づけばより長期的な疾病のリスクを推測することが理論上は可能であるが、被ばく集団の規模が小さいうえに被ばく線量が少ない、すなわち生じ得る結果がベースラインリスクに比べて小さく不確かでもあるために、現在利用できる方法をもとに将来の疾病統計で実際に観察することができるほど影響の範囲が増加する可能性が低い場合に、本委員会は「識別可能な上昇なし」という表現を使用している。

1. 福島第一原発の作業員

E61. 福島第一原発の作業員の大半(99.3%)が事故の結果として被ばくした実効線量は、100mSv を下回り、平均で約 10mSv と推定される。これら大多数の作業員が放射線がんを引き起こすリスクは低い (WHO の推定値[W12]参照)。なかには他に比べ明らかに高い線量を被ばくした作業員グループが存在する。これらの集団における健康影響の評価を以下に記述する。

E62. 最も高い実効線量を被ばくした作業員におけるがん。160 名の作業員グループが主として外部被ばくにより、100mSv あるいはそれを超える実効線量を被ばくした。この集団の平均実効線量は約 130mSv である。これに甲状腺線量が高い 13 名の作業員を加えると、173 名の作業員グループの平均実効線量が、約 140mSv に増加する (以下参照)。リスクに関する現時点での理解に基づく、推定の不確かさはかなり大きい、この集団では、被ばくがなくても生じたと予測されるがんのベースライン発生数約 70 に加え、平均、約 2 から 3 症例増加する可能性がある (表 E1 参照)。しかし、この規模の集団におけるがんの発生率の変動はきわめて大きいため、被ばくした各個人の生涯に生じる同程度の増加は識別できないだろう。この種の増加を検出する統計的検出力は約 10%であるが、有意な疫学調査を実施するためには、通常、80%の統計的検出力が必要とされる。

E63. 173 名の日本人成人男性作業員から成る集団では、生涯のうちに白血病のベースライン発生数は 1 症例 (この種の推定値に付随する不確かさはあるが) 予測される。成人男性が約 140mSv の実効線量を全身に被ばくした場合、相対リスクは、被ばく年齢が 20 歳では約 1.2 であり、被ばく年齢が上がるにつれ減少すると推定されている[W12]。集団が小さいため、白血病の発生率の潜在的上昇が識別できる可能性があるとは予想されていない。

E64. 甲状腺疾患および障害。約 2,000 名の作業員が (2013 年 6 月現在) 100mGy を超える甲状腺線量を被ばくしており [M16]、平均値は 400mGy 程度である。成人期に 100mGy から 1,000mGy の範囲の線量を被ばくした後、甲状腺がんのリスクが上昇するかどうかという問題は、今も議論されている[M1, R5]。WHO は、様々な被ばく年齢におけるリスクを推定し、40 歳における 400mGy の甲状腺被ばくに対しては、甲状腺がんの生涯リスクの相対的増加を 16%と推定している[W12]。作業員に対する超音波検査の実施により、ベースラインおよび潜在的な放射線誘発甲状腺がんの検出率は上昇すると考えられ、予測検出数は、同様の調査を受けない集団において報告される甲状腺がんの発生率に基づき予想される値を、大幅に上回ると推定される。放射線誘発甲状腺がんのリスク推定には非常に大きな不確かさが存在するが、放射線被ばくによる発生率の上昇は、識別できないと予測される。

E65. 13 名の東電の従業員が、2 から 12Gy、平均約 5Gy の預託吸収線量を甲状腺に被ばくしたと推定される。3、4 号機の制御室にいて、最も高い総実効線量 (それぞれ 679 と 646mSv) と最も高い内部被ばくによる累積実効線量(それぞれ 590 と 540mSv)を被ばくした東電の運転員 2 名は、被ばく前に甲状腺ブロックのためのヨウ化カリウムを服用していなかったが、被ばくによる早期の確定的健康影響を示さなかった[I29]。甲状腺がんは高線量を被ばくした後

でも発生が希な疾患であるため、13名の作業者の生涯において甲状腺がんが過剰発生する確率は小さい（表 E4 に要約した WHO の推定参照）。

E66. 甲状腺機能低下症（すなわち、TSH の一時的上昇）は、首の外部放射線治療後や、数グレイを放出するヨウ素の放射性同位体を用いた核医学治療後に観察される遅発性の確定的影響である[H2, H15, L2, M9, M10, O6, P5]。この症状は 1954 年の核実験による大規模なフォールアウト後にも観察された[C10]。甲状腺結節の過剰発生は、医学的治療または高レベルの放射性フォールアウト後[C10, N4, R7]、および放射性ヨウ素の長期被ばく後[H1, L1, L2, Z1]に報告されている。線量推定に固有の不確かさが大きいことを考えると、本委員会は、より被ばく線量が多かった作業者に対する甲状腺機能低下症の可能性を否定することはできない。特に問題となるのは、電離放射線が橋本甲状腺炎（自己免疫性甲状腺炎）を誘発するという指摘である。本委員会は 2008 年の報告書で、この疾患と放射線被ばくとの関係を扱った有意な規模の研究がこれまであまり実施されていないこと、また、最も大規模な研究でもその関係について決定的な証拠を実証できていないことを述べている[U12]。

E67. 他の疾病と健康影響。最も高い実効線量を被ばくした作業者グループが受けた線量レベルでは、循環器疾患の過剰発生の可能性は低い[I26, S5, U9]。ベータ粒子は作業者の眼水晶体への線量に大きく寄与した可能性がある。本委員会は、福島第一原発のベータ線場に関する直接的な情報を入手できなかった。チェルノブイリ事故の対応と事故後の復旧活動に従事した作業者においては、眼水晶体が受けた線量へのベータ粒子の寄与は、ガンマ放射線被ばくによる線量の 0%から 350%までの範囲であった([U12]の附属書 D 参照)。近年、ICRP は組織反応に関する見解を発表し、組織反応作用に関する水晶体の吸収線量のしきい値を 500mGy と考察した[I26]。もし、福島第一原発の作業者における水晶体への線量に対するベータ粒子の相対的寄与が、後嚢下白内障が検出されたチェルノブイリ事故後の同寄与を超えなければ、福島第一原発事故による白内障の過剰発生は識別できるとは予測されない。しかし、水晶体の線量および白内障との線量反応関係については不確かさが残る。

E68. 技術的な災害の後での、フラッシュバック、悪夢、過覚醒状態および事象の記憶を甦らせるものからの回避などの兆候によって特徴付けられる心的外傷後ストレス障害(PTSD)の有病率は、災害の重篤度、深刻度および脅威のレベル、ならびに被害を受けた集団や調査の時期などにより異なり、15%から 75%の範囲をとる[N9]。

E69. 初期の観察から、緊急時作業者において、地震、津波および福島第一原発事故に伴う深刻な心理的影響が確認された[M8, S7, S8, W1]。東電の福島第一および第二原子力発電所の作業者の心理状況に関する最初の自発的な自己報告式アンケートが災害発生から 2~3 か月後に実施された[S7]。心理的ストレスや PTSD が放射線作業者において観察され、侵入性のフラッシュバック、原子力発電所の回避、余震への過覚醒状態、被ばくの恐怖と解離性症状の発現などが自己報告された。これらの健康影響は他の多くの原因により引き起こされたので、放射線被ばくそのものに起因するとすべきではない。作業者の一部は、東電のマイナスイメージの結果、公衆によるハラスメントを受け、厳しい差別にさらされ、さらに、作業者の多くは、家族が避難している間も、福島第一原発の半径 20km 圏内に居住し、津波による死を目の当たりにし、劣悪な生活条件の中で仮設住宅に住み、長時間労働を行った。産業医や保健師が作業者にメンタルヘルス検査を行い、コンサルティングをしているが、ストレスの一次予防に関する訓練を受けた精神科医が不足している[S7, W1]。

2. 福島第一原発事故による作業者の健康影響に関連するチェルノブイリ事故の経験

E70. 作業者の健康影響の観点からすると、チェルノブイリ事故は多くの点で福島第一原発事故と異なる。1986 年から 1990 年の間にチェルノブイリで事故処理作業員 530,000 名が被ばくした平均実効線量は、主に外部被ばくによるが、約 120mSv であったと推定される。事故処理作業員の数名は、非常に高い線量を被ばくし、たとえば、ロシアの事故処理作業員 51 名およびウクライナの復旧作業員 168 名が、ともに 1Sv を超える実効線量を被ばくしたが、平均線量が、それぞれ 9.4Sv および 6.9Sv という高さであった[U12]。

E71. それに比べると、事故直後 1 か月間に福島第一原発サイト内にいた作業員は 3,973 名だけであり、この期間に被ばくした実効線量は平均で約 21mSv であった（表 D3 参照）。最も高い実効線量(250～679mSv)は、東電の作業員 6 名において事故直後 1 か月間に見られた。最初の 19 か月間で、東電および協力企業の作業員 24,832 名の内、99.3%が 100mSv 未満、平均で約 10mSv の実効線量を被ばくし、残りの 173 名の作業員が 100mSv を超え、平均約 140mSv の線量を被ばくしたと記録されている。これらの作業員全員において、この期間に記録された線量は、10mSv 未満から 679mSv の範囲であった。被ばく期間は有意に異なるが、これら線量レベルは、チェルノブイリにおける事故処理作業員が経験した線量をはるかに下回る。実効線量が最も高かった 6 名の東電の作業員の甲状腺線量だけが、チェルノブイリの事故処理作業員の内、最も大量に被ばくした作業員の線量レベルに達した。

E72. チェルノブイリ事故後、第一次緊急時対応作業従事者および消防隊員 134 名が急性放射線症（ARS）と診断され、その内 28 名が数か月以内に ARS により死亡した[U12]。一方、福島第一原発事故では ARS は発生していない。

E73. 放射線に関連した全固形がん発生率の上昇が、ロシアのチェルノブイリ事故処理作業員において報告されている[I37]。ただし、規模ははるかに小さいが、エストニアの事故処理作業員に関する調査では、発生率の上昇は報告されていない[R2]。被ばくした作業員の人数がはるかに少なく、被ばく線量も低いと、福島第一原発の作業員において、放射線に関連した固形がん発生率の全体的な上昇が観察されるとは予測されていない[P15, U11, U12]。

E74. チェルノブイリの一般集団に比べ、事故処理作業員では甲状腺がんの発生率が上昇したと報告されているが、放射線量との明確な関連は解明されていない[I36, K8, M1, U12]。福島第一原発では作業員の人数が大幅に少なく被ばく線量も低いと、徹底的な甲状腺のスクリーニングの結果として、同様の結果が予測される可能性はある。

E75. チェルノブイリの事故処理作業員に関する調査から、白血病の発生率の上昇が示唆されている。これらの調査には、線量の再構築における不確かさ、バイアスや交絡因子が存在する可能性などの限界がある[I38, K7, R6, U12]。近年の論文では、統計的に有意な影響が報告されているが[Z2]、被ばく推定は代理人への聞き取り調査に基づいており、かなりの不確かさとバイアスが存在する可能性がある。福島第一原発で最も大量の外部被ばくを受けた作業員は、骨髄に最大 200mSv の線量を被ばくしていた。対象作業員の人数が少ないため、放射線被ばくが白血病の発生率に及ぼす識別できる影響は予測されない。

E76. チェルノブイリの作業員における循環器疾患を評価した研究は少ししかなく、500mGy 未満の線量の放射線被ばくが循環器疾患のリスクを増加させるかどうかを結論づけるためには、さらなる証拠が必要である。福島第一原発の作業員における放射線量は低すぎるため、将来放射線誘発循環器疾患の観察可能な過剰発生が生じるとは予測できない。しかし、放射線被ばくとの関係を複雑にする心理的ストレスによる二次的影響が存在する可能性はある。

E77.事故処理作業者に対するチェルノブイリ事故の心理的影響に関しては、2 種類の研究 (a) 放射線に関連する潜在的な認知機能障害、および(b) 被ばくに関連したストレスによる心理的影響[B18]が行われてきた。

(a) キエフで実施された 4 つの研究は、大量に被ばくした事故処理作業者に、放射線被ばくによる測定可能な認知機能障害または神経精神病的影響があることの示唆的な証拠を提供した[G1, L11, L12, P11]。これらの研究は一貫性があり、示唆的ではあるが、同時に方法論的限界があるため、一般的な結論を導く妨げとなっている[B17, B19, W7]。

(b) 有意な長期に亘る心理的影響が、チェルノブイリ事故後の事故処理作業者において、十分証明されている[L10, R1, R3, V1]。福島第一原発の放射線作業者においても、初期の観察から、地震、津波、原子力事故に伴う心理的影響が確認されている[M8, S7, S8, W1]。

D. 長期的な医学的モニタリング

E78. 2011 年 8 月 3 日、日本の厚生労働省（厚労省）は、「東電福島第一原発作業員の長期健康管理に関するグランドデザイン」を発表した[M14]。体系的に収集した放射線量記録と緊急時対応作業従事者の長期的健康状況に関する情報を含むデータベースを構築する。作業者の雇用期間中は雇用主が健康管理を実施し、作業者が現場を離れた後も、適切な長期的健康管理、相談および定期健康診断などを実施するための窓口を日本全国に設置する。潜在的な遅発性の放射線関連健康影響についてモニターするために、作業者に定期健康診断を実施する。また、最も大量に被ばくした作業者には、1 年に 1 度の眼科検診（眼水晶体の混濁に関する）と、甲状腺、胃、大腸および肺におけるがんのモニタリングを含む特別な健康診断を実施する。

E79. 甲状腺の吸収線量が 100mGy を超える緊急時作業員全員に、超音波エコー検査を実施する計画である。この対象となるのは約 2,000 名の作業員である。最新の超音波エコー検査は非常に小さな腫瘍も検出可能である。しかし、成人期における放射線被ばくによる甲状腺がんの発生の可能性は低く、がん発生率に統計学的に識別可能な増加が観られる可能性は低い[D2, F6]。

E80. これまでに、原子力産業で職業被ばくした日本の作業員におけるがん死亡率に関する 3 つの調査が実施されている[A7, H11, I39]。これらの調査では平均累積実効線量は約 12mSv から 15mSv の範囲であった。これは、事故の結果として福島第一原発の作業員の大半が被ばくした線量に近い数値である（事故から 2012 年 10 月までの平均約 12mSv、表 D4 参照）。3 つの解析の内の 1 つ[I39]では、4,161 名の作業員が 100mSv を上回る線量を被ばくし、平均線量は 154mSv であった。これは、100mSv を上回る線量を被ばくし、平均線量が約 140mSv あった福島第一原発の 173 名の作業員だけに匹敵する。日本の原子力産業の作業員においては 1986 年から 2002 年までの継続調査において、がんによる死亡率に変化が見られないため、福島第一原発の作業員の調査で、一般集団の死亡率と異なる死亡率が区別される可能性、あるいは、放射線量とがんの死亡率との有意な関係が、他の日本の原子力産業作業員の間に見られるものと異なる可能性は低い。これらの調査は、被ばくによるがんのリスクを評価するには統計的検出力に乏しい可能性がある。すなわち線量が低すぎ、集団の規模が小さすぎると考えられる[B13, W4]。同様に、過剰な検査や診断時の疑いが、特に徹底的な検査でなければ検出されない、放射線被ばくとは無関係の小規模な腫瘍の発生率の上昇の検出など、福島第一原発の作業員における調査に偏りをもたらす可能性がある。

E81. このような科学的限界に拘わらず、福島第一原発の作業者を既存の日本の原子力作業者のコホートに加え、これらの作業者に関する長期的なコホート調査を実施することが重要である。最終的に、チェルノブイリ事故後に被ばくした作業者における精神のおよび身体的健康調査は、がんのコホート調査および他の疾病の結果をメンタルヘルス研究と統合しないで、別個に実施されている。メンタルヘルス対策が日本の原子力作業者のコホートに組み込まれていれば、統合的な手法でメンタルヘルスの影響を追跡し、放射線被ばく健康影響に関する知見と、放射線被ばくのストレスによる相乗的な心理的影響などのリスク要因の理解を深める唯一のチャンスとなる[B19, B20]。実際、福島第一原発の作業者における今後の調査は、PTSD および鬱と、循環器疾患のリスクおよび回復[K26]ならびに他の医療状況[V5]との関連についての理解促進につながる可能性を含んでいる。

附録F. ヒト以外の生物相の線量と影響の評価

I. 緒言	255
II. ヒト以外の生物相における線量推定方法	257
A. 陸域環境	258
B. 水域環境	261
III. 推定線量率と推測される影響	262
A. 陸域環境	262
B. 水域環境	267
IV. 不確かさ	270
V. 結論	271

I. 緒言

F1. 本附録は、事故によって生じた電離放射線に対するヒト以外の生物の被ばくと影響に関する本委員会の所見について、その根拠を示すものである。ヒトと同様、自然環境内のあらゆる生物は、(a)環境から体内に取り込んだ放射性核種に対する内部被ばく、および(b)生息地において線源からの放射線による外部被ばくを受ける可能性がある。本委員会はヒト以外の生物相による一般的な被ばくとその影響についての評価を行い、それについて 1996 年[U6]および 2008 年[U12]の報告書でまとめている。ヒト以外の生物相に対する放射線被ばくの結果、罹病と死亡の増加、受精率と産卵数の低下、および突然変異率の上昇などが起こる可能性がある。個々の生物レベルでこれらの影響が観察された場合、その生物種の個体群に対して影響が生じる可能性がある。本委員会は、最も被ばくした個体生物に対する慢性的線量率が $100\mu\text{Gy/h}$ 未満の場合、殆どの陸生生物群集の個体群に有意な影響をおよぼす可能性は低く、また、水生生物群集のいずれの個体においても最大線量率 $400\mu\text{Gy/h}$ が個体群レベルで有害な影響を引き起こす可能性は低いとの結論に達した[U12]。その他の比較を行うために策定された基準線量率も発表されている。たとえば、ERICA⁴³ および PROTECT⁴⁴プロジェクト[A10, G2]では、影響について懸念の必要の無かった環境被ばくを選別して除外するために、一般的線量率 $10\mu\text{Gy/h}$ を用いることを示唆している。国際放射線防護委員会 (ICRP) もまた、「誘導考慮参考レベル」 (DCRLs) を公表した[I22]。これは、個々の参照動植物において、電離

⁴³ ERICA : 「電離汚染物質からの環境リスク : 評価と管理」 EC 欧州原子力共同体フレームワーク 6 の資金によるプロジェクト

⁴⁴ PROTECT : 「規制面から見た、電離放射線からの環境防護」 EC 欧州原子力共同体フレームワーク 6 の資金によるプロジェクト

放射線の被ばくにより何らかの悪影響が生じる可能性がある所を特定するために用いることができる。公表された DCRLs 値は前述した基準値と概ね一致している ([U12]参照)。

F2. 福島第一原子力発電所（福島第一原発）で生じた事故の結果として、陸域、淡水、海洋生態系が電離放射線に被ばくした。ヒト以外の生物相における被ばくは、環境中の放射性核種濃度および放射性核種の環境を通して生物への放射性核種の移行に影響する経時的プロセスがかなり不均一であることを反映して、場所と時間により大きく異なった。さらに、いずれにせよ、(生物)種間や吸収線量(あるいは線量率)と生物学および生態学的体系の異なるなレベルで示される放射線に対する反応の間の相互作用の複雑な動態によって、ヒト以外の生物相が持つ放射線感受性は、大幅に異なる。

F3. 公表済み評価。Garnier-Laplace et al. [G3]は事故直後 3 週間における特定の生物の線量率を計算している。森林生物相の吸収線量率の推定値（内部被ばくと外部被ばくの寄与を含む）は、測定された一連の放射性核種を全て合わせ、2mGy/d（鳥類）から 6mGy/d（小型哺乳動物）であった。細胞遺伝学的損傷は確かに計測可能であるが、針葉樹と脊椎動物の繁殖のための潜在的な変化は、大きな自然の変動に対してこれを識別することが困難であろうと考えている。彼らはまた、海洋沿岸域への放出が最高に達した結果、特定の海洋生物に対する最大線量率が 210mGy/d から 4,600mGy/d の範囲内であったと推定した。著者達は「これほど高い線量率では、生活史の特徴が汚染水の放出された海域、近接するフィールドに限定される海洋生物群に対して、著しい繁殖の影響、あるいは放射線感受性が最も高い分類群の死滅することも予測ができる」と考えている。これらの推定した被ばく線量は、Kryshev & Sazykina[K25]による計算値よりも何桁も大きいものであった。彼らは、より限定的な放射性核種を考慮し、内部被ばくに限定し、入力データとして海水中の放射性核種の濃度に実質的に低い値を用いた。Kryshev and Sazykina は、自らの計算による線量率から、海洋生物の個体群に対して重大な影響が生じないと考えた。

F4. 報告されている現象。2012 年 12 月の時点ですでに、福島第一原発から 100km 圏内における陸域生態系の野生生物についてフィールドを観察した報告について数編の論文が公表された。Møller et al. [M22]は、福島県内における周辺線量当量率のレベルと一般的な鳥類の存在数に明かな逆相関があることを報告している。Møller et al. [M23]は、チェルノブイリ原子力発電所と福島第一原発の近辺 1000 ヶ所以上を対象に数種類の無脊椎動物と鳥類の存在数を測定した。チェルノブイリの場合、周辺線量当量のレベルが上がればあらゆる分類群において存在数が有意に減少したが、福島の場合は 7 分類群中 3 群のみに影響が観られた。

F5. Hiyama et al. [H6]はヤマトシジミ（蝶）（*Zizeeria maha*）の形態学および遺伝的特徴について調査した。彼らはこの蝶の第 1 世代の成虫を 2011 年 5 月に福島県内で採集した。このうちの一部の個体に比較的軽度の異常が見られた。第 1 世代の雌をもとに交配した 1 代交配世代（F1）には、より重度の異常がみられ、その異常は 2 代交配世代（F2）に遺伝した。そのうえ、2011 年 9 月に採集された蝶の成虫には 5 月に採集されたものより重度の異常が観察された。福島第一原発からの人工放射性核種により、この蝶の種が生理学および遺伝的損傷を被ったうえ、被ばくの累積的影響により個体群の衰退につながった可能性があるとして著者達は結論付けている。

F6. 上記の実地調査に関して、本委員会では線量測定の不確かさに加え、混乱を誘発する可能性がある要素（津波そのものによる影響を含む）もあることから、確証をもって結論を導き出すことが困難であると考えた。そのうえ記録された線量率によってそのような影響が出現したということに対する主要科学的データによる裏付けも得られていない[A10, G2, I22, U12]。最も注目すべき点は、Hiyama et al. [H6]の研究において、研究室で同等の影響を出現させるのに、実地調査で計測された放射線被ばくの程度をはるかに上回る被ばく線量を必要とした点である。

F7. 本委員会は福島第一原発事故に起因する放射線被ばくの、陸域、淡水、海洋生態系に属するヒト以外の生物相に対する影響について評価を行った。評価は主として委員会に提供された測定データ、その他関連報告書および公表済みの科学論文をもとにして実施した。放射線被ばくについては、(a)事故後中間期（およそ最初の 2 ヶ月間）と(b)後期（数ヶ月から数年間）を単位として検討した。本委員会は、放射性核種の沈着密度が最も高い福島第一原発から 100km 圏内の福島県内および隣接県内の数カ所を検討対象とした。

II. ヒト以外の生物相における線量推定方法

F8. ヒト以外の生物相における放射線影響の有無については、直接的に観察すること以外に、被ばくのレベルを関連する基準値と比較することを通じて推論することが可能である。それには生物相の吸収線量と線量率を時間と場所の両方についてしっかりと推定することが必要である。この場合の推定は適切な評価モデルを適用して行われる。本委員会の評価のためのデータの初期のソースは、日本政府によって提供された情報であった。このデータについては、評価目的に対するその品質の熟慮を加えて、附録 A において検討されている。他のデータセットも使用した[G11]。このデータセットには、陸域、淡水、海洋環境に関するデータが含まれ、陸上における放射性核種の沈着密度や土壌、水域堆積物および陸域・水域生物相中の放射性核種濃度レベルに関するデータなどがある。評価に用いた方法については、補足資料 F-1 にその詳細を記載している。以下にそのまとめを示す。

F9. 本委員会が使用した線量評価手法は、ERICA アセスメントツール[B22]というソフトウェアツールを利用した ERICA 統合アプローチ[L3]もとにしたものである。このソフトウェアツールは、ヒト以外の生物相における吸収線量を計算することと影響の分析をアシストするために開発された支援用データベースが付随しているものである。評価手法を形成するステップは以下の通りである。(a)分析対象となる重要な種と放射性核種を選択し、(b)事故後の第 1 日からの、時間と場所毎に測定された生物相における実際の放射性核種濃度を使用した評価を行い、加えてまたはその代替として、(c)（放射能濃度比を応用した）平衡モデルを使って媒体（土壌や水など）から生物相内の放射性核種濃度を引き出す、または(d)媒体中の測定された濃度に基づき生物相内の動的濃度を計算するための動的モデルの使用、または(e)ERICA ツールから線量換算係数（DCCs）を使用した線量計算を行い、積算線量を計算することができるため、時間の関数として線量率の予測をする。これらから、ヒト以外の生物相の放射線影響の可能性を評価することができる。この手法は、可能な限り経験的データを基にしており、そのようなデータが利用できない場合には一般的な移行パラメータに依存する間、ヒト以外の生物相における吸収線量と線量率を推定するための最も適切かつ堅牢であり実地的な方法であると考えられた。

F10. 取上げられたどの地域でも動植物の種類が極めて多岐にわたるため、参照被ばくおよび線量モデルの適用により対処できる規模に評価は抑えることができると議論があった[P2]。本委員会は ICRP の勧告[I22]に一致する、この手法[U12]を採用することとした。2008 年の UNSCEAR 報告で選定された標準生物が、本委員会の評価における被ばく線量推定の基とした（表 F1）。考慮される放射性核種は、入手可能なデータ、放射生態学的重要性、および環境中に放射性物質が放出された他の事例（過去の事故など）に基づいて選択された。

表F1. 被ばく評価の対象として本委員会が選択した標準生物[U12]

E ミミズ/土壌無脊椎動物	ネズミ/穴居性哺乳動物	ミツバチ/地上無脊椎動物
野草/草、ハーブ、農作物	マツ/樹木	シカ/草食性哺乳類
アヒル/鳥類	カエル/両生類	ワカメ/海藻類
マス/遠洋魚	カレイ/底生魚類	カニ/甲殻類

F11. 陸域生物相については、平衡状態をベースにした全身の濃縮係数（CR）は、ある生物の全身において平衡状態にある放射性核種の濃度を同核種の土壌中濃度で割ったものと定義される。水生生物の場合、分母が水中の放射性核種濃度となる。本委員会は、ERICA ツール（[B4, H12]に基づく）の移行係数に関するデータベースを使用し、ヒト以外の生物相における放射性核種濃度を導くために、ICRP により提供され、さらにアップデートされた新しい情報[I23]によって補われた。この手法の意図した適用は環境への放射性核種の日常的放出の影響を評価するためのものであるが、本委員会によってその手法は動的状況に使用された。従って被ばく線量の推定には相当量の不正確さがあるかもしれない。

F12. 平衡モデルとは対照的に、動的モデルは例えば、土壌層や体内器官のよう異なった特性を有するコンパートメントの点から環境を一般的に特徴つける。速度定数は、しばしばコンパートメント間の交換を表すために使用される。このシステムの数学的手法を用いてシミュレーションが実施される時、正味の結果は時間経過に伴う放射性核種濃度の展開（変化）を記述したものとなる。陸域と水域生態系に使用される動的モデルは、これらがいくつか異なる特性を有するため、以下それぞれについて記述する。

F13. 一度環境中の媒質と生物相における放射性核種濃度を計算した後、ERICA ツールからDCCsを適用して吸収線量率を導き出した。生物の居住係数は、簡略されまだ現実的ではない被ばくの幾何学的形状を表すことを狙いとして選択した。2008年のUNSCEAR報告で適用されたものと一致する、異なる放射線タイプの相対的な生物効果比に反映するような修飾因子によって吸収線量率は加重された。そして外部被ばくと内部被ばくからの加重吸収線量率が合算された。DCCs導出を実証する線量計算については他で詳しく説明されている[U1, U2]。放射性核種崩壊系列は、最初に半減期が10日以上放射性核種を用いた。その後、壊変系列の半減期がより短い娘放射性核種のDCCsとそれらのより長半減期の親核種のDCCsと合算した。内部被ばくのDCCsは、生物の体内において放射性核種が均一に分布しているという仮定のもとに導出しており、この仮定により誘導される誤差は、評価の目的の観点から、大きな意味を持つものではないと思われる[G10]。

A. 陸域環境

1. 直接測定値と平衡モデルの利用

F14. 放射性核種の沈着密度のデータは2011年6月から7月の期間について利用でき、動物と鳥類の放射性核種濃度の測定値は主に2011年9月から2012年3月の期間について利用することができた。動物中の放射性核種濃度を直接測定した場所とそれら動物の生息域に対応する沈着密度を推定するため、沈着密度が測定された地点間を挿入する必要があった。経験ベイズクリギング法（EBK）は、福島における補完された放射性核種沈着密度および吸収線

量率の地図を構築するために用いた[G12, K22, P8]。またクリギング法も計算値の不確かさの推定を提供した。対して、逆距離加重法（周辺データのみをベースにした補間ラスターを作成）のような決定論的内挿法はできない。EBK を用いる利点は、セミバリオグラム・モデルが最小限のチューニングのみが要求されることである。 ^{137}Cs の沈着密度に対するラスターは、動物が測定されたサンプリング測点と合わせて、図 F-1 に示す。

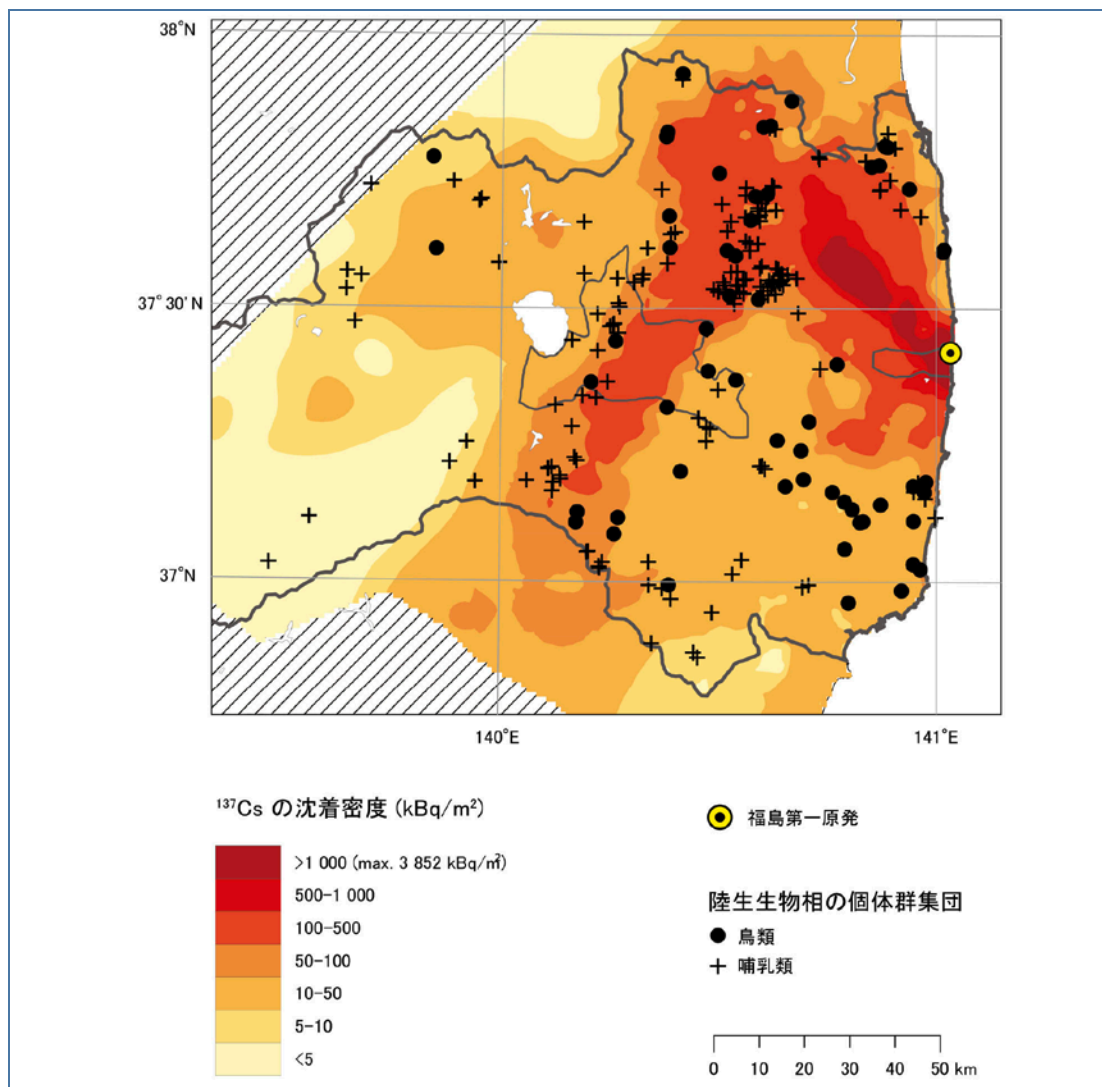
F15. 本委員会は、内部被ばくに直接的に起因する吸収線量率を導出するために哺乳類と鳥類の ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs 濃度の利用可能な測定値を用いた。内部被ばくの DCCs を導出するための近似モデル形状を選択するために、動物の体重や体長の追加情報を利用した。外部被ばくによる吸収線量の計算を支援するために、特定の生物群の生息域のような基本的な生態的情報を含む生活史データシートは照合された（補足資料 F-2）。他の哺乳類および鳥類では明白な群れはないことに対して、イノシシは別の地理的な群れがあった。イノシシの空間的広がりについて、3km の平均生息域によるイノシシグループに対する分析を焦点とするために、アルゴリズム[K2]を適用した。その他の生物相に関しては、経験的データが不足しているため、この群れのアプローチは適用できなかった。その他の哺乳類と鳥類の被ばくの範囲を特定するにあたり、検討対象の種をすべて網羅し、広い範囲の沈着密度を反映していたので郡山市のデータが線量率計算に使用された（補足資料 F-2）。 ^{137}Cs の沈着密度に関するデータを他のすべての放射性核種に拡大するために、放射性核種（濃度）比率を用いてスケールリングが行われた。

F16. 沈着密度データから始め、放射性核種毎の吸収線量率の値を計算するために CR を用いて、選定された生物群における補間的吸収線量率の地図が制作された。比較のため、大型哺乳類に対する外部被ばくから吸収線量を推定するために、平面および立体的ソース・ジオメトリが仮定された。この比較は、セシウムの放射性核種に対する吸収線量率のわずかにより高い推定が立体的ソース形状を用いることで与えられることを示した。大熊町など最大の沈着密度の地域は、吸収線量率の最大の推定値が誘導されるために、そして吸収線量率に対する様々な寄与要因に関して洞察を得るために詳細に考察された。使用した入力データは補足資料 F-2 に示す。

F17. 郡山市に関するデータに関する初期作業は、CR の既定値を使うことで検討対象の生物群における放射性核種濃度が高めに推定される傾向があることが明らかになった。短半減期の放射性核種は崩壊するので、吸収線量率に対する主な寄与要因はセシウムの同位元素であるため、利用可能な情報はセシウムおよび検討対象の動物群に対して地域に特化した導出された CR 値を用いた。その後これらの値は線量率マッピングに使用された。さらに平衡状態をもとにした分析は、サンプリング日時と初期の沈着イベントとの間における放射性壊変に対して説明された。

図F-1. ^{137}Cs の沈着密度および哺乳類・鳥類のサンプリング位置

大熊町（図東端部）と郡山市（図中央部）の市町域を輪郭で示してある。測定値が $5\text{MBq}/\text{m}^2$ を超えた地点が12ヶ所あったが、クリギング補間法を使用した場合これらの極端なデータ値は図に明示されない。



2. 動的モデルの利用

F18. FASTer モデルは、単純な陸上食物連鎖を経由して放射性核種移行をシミュレーションするために使用できるマルチコンパートメントモデルである。このモデルは、葉による移行、成長に伴う希釈、天候による植物からの放射性核種の損失、地表への直接沈着とそれに続く植物への移行を計算するための説明を用いて、沈着密度から植物相（葉状植物、灌木と樹木のような植物）の放射性核種を導き出すために用いられた。このモデルは、さらに詳細に記述されている[A13, B6, F1]。但し、今回は事故当時およびその後の何ヶ月にもわたる環境条件に特化した値を使用してパラメータ化を施した（補足資料 F-1 参照）。

F19. 附録 B で詳述した通り、福島県北部において 3 月 15 日に放射性核種の大きな湿性沈着が生じた。従って、そのデータはシミュレーションに必要とされる、たとえばバイオマスや捕捉割合のようなパラメータの初期値を指定するのに重要な日として選択した。

B. 水域環境

1. 生物試料の測定値の利用

F20. 淡水環境 福島、岩手、宮城および茨城各県内の淡水生物相（主として魚類中の放射性セシウム濃度）における ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs 測定結果が本委員会に提供された。試料採集点のいずれもが最大沈着密度地域（ $1,000\text{kBq/m}^2$ 超）に含まれていなかった。しかしながら、この地域の魚類の濃度水準が、沈着密度と日本の湖沼に生息する魚類中の放射性核種濃度の相関関係をもとに再構築された。これらのデータと補間的値は、被ばくを推定するための入力データセットを構成した。（補足資料 F-3）。

F21. 淡水魚中の放射性セシウム濃度の最大値は、 $100\sim 200\text{kBq/m}^2$ の ^{137}Cs の沈着密度が特徴付けられる、福島第一原発サイトの北から北西（ $37.6\sim 37.7^\circ\text{N}$; $140.5\sim 140.9^\circ\text{E}$ ）に位置するローカルなエリアで測定された。このエリアの魚類中の放射性セシウムの典型的な濃度は約 $2\sim 3\text{kBq/kg}$ -生重量であった。最大濃度は 2012 年 3 月に採取された魚 1 尾で測定されたもので、濃度は 18.7kBq/kg -生重量であった。この水域の堆積物中の放射性核種濃度に関する限定されたデータは、 ^{134}Cs が 4.4kBq/kg （乾燥重量）および ^{137}Cs が 5.5kBq/kg （乾燥重量）であった。

F22. 海洋環境 海洋生物群の測定結果が本委員会に提供された。2011 年 5 月から 2012 年 6 月までの対照にされた海水魚類中 ^{137}Cs のデータは大変ばらつきがあったために、明確な傾向を示すことができなかった、そして 1 年間を越えるモニタリングでも明白な傾向を示すことができなかった[B24]。細かい点まで詳しく見てみると、2011 年 5 月中旬まで濃度水準が上昇し、最大値に達し、その後わずかな減少が続いた。それとは対照的に、沿岸から沖合海域（福島第一原発サイトから $15\sim 20\text{km}$ 沖合外側）における海水中の ^{137}Cs 濃度の変化は、 100kBq/m^3 を超える濃度水準から 2011 年の終わりに 1kBq/m^3 程度まで、劇的に低下した。2013 年初期に、福島第一原発に隣接する港湾エリアで採集された底生魚類において生重量 1 キログラムあたり数十万ベクレル単位の最も高い放射性セシウム濃度がいくつか報告されている[T18]。これら後の報告が得られた時期は本委員会の評価対象期間外ではあったが、この数値はかなりの時間が経過した後も福島第一原発近傍の場所において魚の吸収線量率が相当高い推定を報告した。これは将来の科学研究による追跡調査対象となる問題である。

F23. 海洋生物群における ^{137}Cs の濃度は、キログラム当たり低いもので数ベクレルから高いもので 1 キロベクレル以上というように幅広いものであった。 ^{131}I 濃度は、物理的崩壊、環境中の拡散および生物相への転移行のため、 ^{134}Cs や ^{137}Cs 濃度に比べてより急激な減少（fall）する傾向にあった。リットル当たりのベクレル数で表記される海水中の放射性核種濃度は乾燥重量キログラム当たりのベクレル数で表される海底堆積物中の濃度に比べて平均して 2 桁低いものであった。

F24. 本委員会は、海洋データを整理し、別注のスクリプト言語コードを使用する線量計算を行うためにスプレッドシートベース法を確立した。この手法は幾つかのステップが含まれる。(a)海洋生物群の分類—海洋生物相の 202 の異なる種を ERICA 手法に生物群の 6 つの新しい定義カテゴリーを合わせたものを用いて標準生物群の 9 つのカテゴリーに適用；(b)ERICA

評価ツールから導いた DCCs 値を使用して、 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs の内部被ばくによる吸収線量率の計算；(c) それぞれに与えられた生物相の放射性核種測定試料に対する、生息環境（水と堆積物）中の付随する放射性核種濃度の評価；、そして(d) 水および堆積物中の放射性核種濃度からの外部被ばく起因する吸収線量率および線量の計算。

2. 動的モデルの利用

F25. 海洋生物による移行した放射性核種の割合は、実験的に測定することができ、そして動的モデルに適用された生物学的損失率に対して導出された値を使用することができた（たとえば、[O5, S14, V3, W13, W14]を参照）。本委員会は、生物学的移行のシミュレーションを行うために、最近のモデル D-DAT[V4]の改良版を使用した。これは対象の放射性核種（ ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs ）に対する生物学的損失率記載されている単一相の機能を用いた周辺海水から主として海洋生物群が放射性核種を吸収することを実用的単純化に基づくコンパートメントモデルである。

F26. さらに、計算は生物の成長と代謝に含む相似の安定元素の放射性トレーサーとして水生生物相の放射性核種の移行動的表す動的プロセスを述べている ECOMOD モデルアプローチを用いて計算が実施された[K23, K24, S4]。ECOMOD モデルアプローチは、水域生態系の非平衡、非線形プロセスをシミュレーションする目的で開発された。福島第一原発からの放射能放出による影響を評価するための新しいアプリケーションの観点において、結果において 2 つの独立したモデルアプローチの使用は結果においてさらなる信頼を付与されたので、これが有益なものであると考えられた。

III. 推定線量率と推測される影響

A. 陸域環境

1. 測定と平衡ベース法を用いた事故後期に関する評価

F27. 本委員会は、福島第一原発から半径 100km 以内の複数の陸域の地域で様々な代表的な鳥類と哺乳類が採取されたために、経験的データに基づいて、2011 年 6 月の参照日における加重吸収線量率を推定した。加重吸収線量率はすべてのイノシシのクラスタに対して $0.8\mu\text{Gy/h}$ から $1.1\mu\text{Gy/h}$ の範囲であり、また、これは主に ^{137}Cs と ^{134}Cs によるものであった。しかし、これらの推定値は、特にこの哺乳類 1 種類に関する特異的なものであり、イノシシのクラスタは類似した環境濃度の地域に属するため、線量率の多様性を適切に特徴付けるものではない。そのため本委員会は、郡山市内の 4 つの生物相グループにおける内部および外部被ばくによる加重吸収線量率を測定した（表 F2 参照）。推定された線量率の算術平均値は生物相グループ間で低い変化を示した。すなわちわずかに $2\mu\text{Gy/h}$ を上回った 95 パーセンタ

イル値は、イノシシに対して導出された。 ^{134}Cs の寄与はすべての生物相グループの線量率を支配しており、 ^{137}Cs からに寄与はこれよりも小さかった。

F28. 推定線量率は、Beresford et al. [B5]が評価した環境中に自然放射性核種の存在による線量率よりも約 1 桁大きかった。しかし、本委員会が従前に行ったそれらの線量率の定量化（1 時間当たり約数マイクログレイ）[U6]から、この推測上の差は非常にわずかなものであると考えられる。推定線量率は慢性的影響（ICRP の DCRL 下限値。この数値の目的は、環境へのダメージの指標より、防護の取り組みが目的である）のベンチマークを用いて比較された（表 F2）。線量率分布の計算された 95 パーセンタイル値は、前述のベンチマークから除いた結果、その比率（「リスク指標」としても知られている）はこれらの特定の動物に関し、影響が非常に小さいことを示した。

表 F2. 福島第一原発から半径100km以内に生息する様々な種類の野生陸域脊椎動物に関する2011年6月時点の加重吸収線量率推定値

種	線量率分布の 95 パーセンタイル値 ($\mu\text{Gy/h}$) (場所)	線量率ベンチマークの比率 ^a
イノシシ	1.1 ^b (クラスト 3)	0.28
	2.2 (郡山市)	0.55
シカ	1.3 (郡山市)	0.33
ツキノワグマ	1.2 (郡山市)	0.30
鳥類 ^c	1.5 (郡山市)	0.38

^a 使用された線量率ベンチマークはICRPDCRL帯域の下限値である。具体的には、哺乳類と鳥類の代表として、シカ科とカモ科に関しそれぞれ $4\mu\text{Gy/h}$ である。

^b 最大値。

^c カモ (grey duck)、マガモ、キジを含む。参照カモのベンチマークを使用した。

F29. すべての生物相グループにおける線量率は、大熊町に報告された平均沈着密度を用い、平衡状態の評価法に基づいて計算された(表 F3)。2011 年 6 月中旬にこの地域で推定された生物相の最大加重吸収線量率はシカ／草食性哺乳類に関するものは、 $71\mu\text{Gy/h}$ (または 1.7mGy/d)に達していた。この推定値は、移行および線量測定パラメータの初期値を用いて導出された。植生に関しては若干低い数値が推定された：草と高木についてそれぞれ $26\mu\text{Gy/h}$ と $17\mu\text{Gy/h}$ であった。大熊町に関する推定値を精緻化するには、動物に対する地域固有のCRsを適用し、大型哺乳類の加重吸収線量率は $13\sim 26\mu\text{Gy/h}$ の範囲であった。イノシシを除いて、放射性セシウムは線量率の 90%以上を寄与しており、外部被ばくによる線量が支配的であった。

F30. これらの推定加重吸収線量率は、（生態系の機能と構造の保護を目的とした）ERICA のスクリーニングベンチマークである $10\mu\text{Gy/h}$ をわずかに上回り、一部のケースで ICRP の DCRL 帯域の関連する下限値を上回った(表 F3)。しかし、計算上の線量率と（生物相個体群の生存能力に関係する） $100\mu\text{Gy/h}$ による明白な影響に関するベンチマーク[U12]との比較によれば、陸生の動物個体群に何らかの重大な影響がおよぶとは考えられない。推定線量率は基準値の上限（UNSCEAR）と下限（ICRP および ERICA）の間に位置するため、最も沈着密度の高い地域では、細胞遺伝学的損傷や生殖指標への影響など、個体レベルでのより微妙な影響が発生する可能性を排除することはできない。

表 F3. 比較的沈着密度の高い地域（大熊町）の標準生物における2011年6月の加重吸収線量率推定値

標準生物	線量率推定値 ($\mu\text{Gy/h}$)	線量率のベンチマーク ^a ($\mu\text{Gy/h}$)	推定値とベンチマーク の比率 ^a
蜂	18	400	0.04
シカ	71	4	17.8
カモ	21	4	5.3
ミミズ	46	400	0.11
カエル	18	40	0.45
松	17	4	4.3
ネズミ	46	4	11.5
野草	26	40	0.65

^a 線量率のベンチマークには、ICRP DCRL 帯域の下限值を使用した。

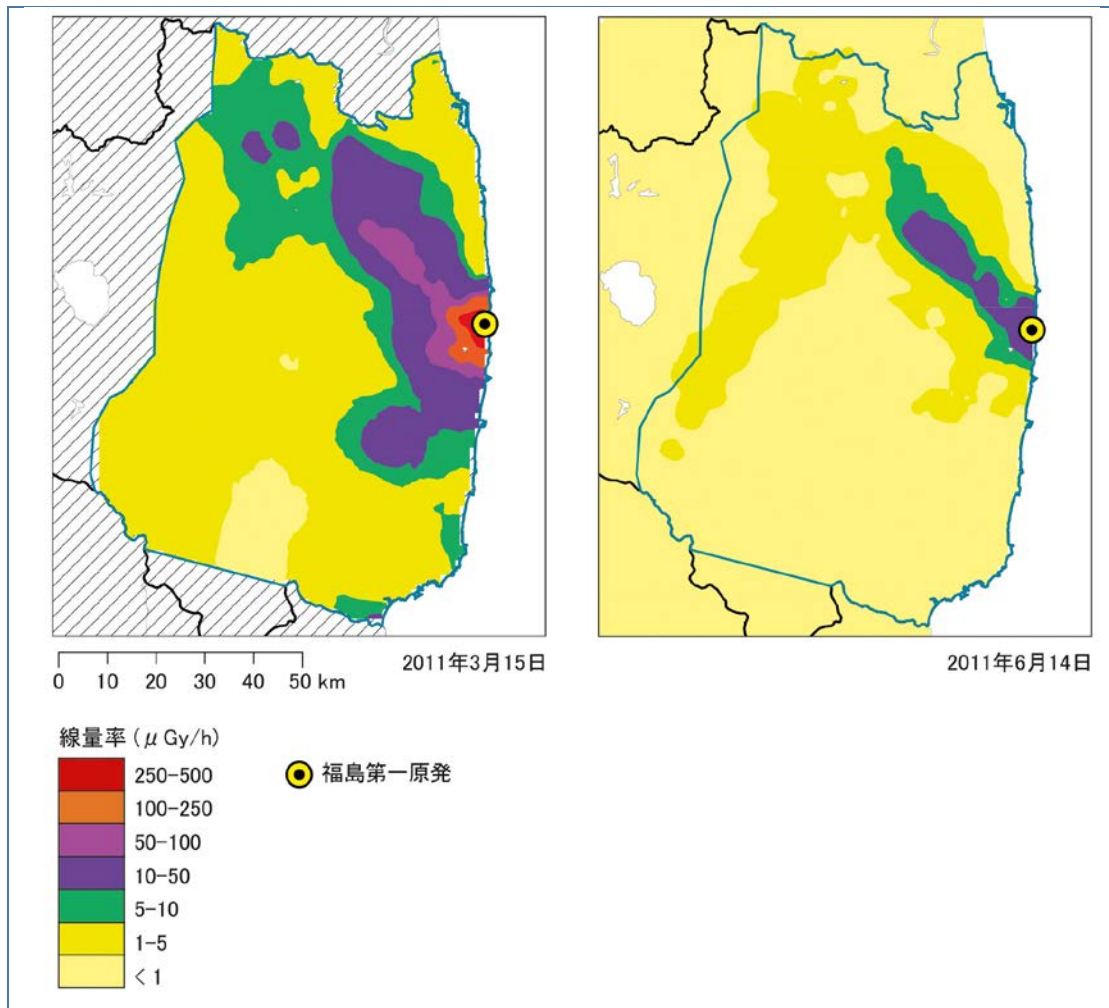
2. 中間期の評価

F31. 短半減期放射性核種は放射性壊変が早いと、主な沈着事象の発生時期（3月15日）における大熊町の加重吸収線量率を再構築した推定値は、6月について報告された数値よりも相当高かった。再構築した線量率の最高値は、土壌中に生息する生物群に関するもので、ミミズ／土壌無脊椎動物とネズミ／穴居性哺乳類についてそれぞれ $290\mu\text{Gy/h}$ と $330\mu\text{Gy/h}$ であった。シカ／草食哺乳類に関しては約 $240\mu\text{Gy/h}$ と推定され、 ^{131}I と内部被ばくが主な寄与因子であった。対照的に、考察した他のすべての生物群に関しては、外部被ばくが支配的であった。植物に関して再構築した線量率は、松と草木について、それぞれ $110\mu\text{Gy/h}$ と $130\mu\text{Gy/h}$ と推定された。

F32. 図 F-II に大型哺乳類における加重吸収線量率の補間推定値の地理的分布を示す。一方の図は放射性核種の報告された沈着密度に基づき（参照日は6月14日）、他方は（3月15日に）減衰補正した。CR 値には哺乳類に関するすべての入手可能なデータに基づく地域固有の数値を使用した。

F33. これらの推定値は、初期のフェールアウトに存在した一部の非常に短半減期の放射性核種については考慮していない。初期解析から、この時点の線量率に寄与していた主な放射性核種は ^{132}Te と ^{132}I であることが示された。沈着量が最大であった地域の土壌中のこれらの短半減期放射性核種の濃度推定値は、[I33]から求めた比率を用い、 ^{137}Cs の濃度測定値から再構築した。特定の地域におけるこれらの直接的な、経験的データは、附録 B で述べた、ソースタームと放射性物質の拡散から求めたモデル計算から求めたデータよりも、この目的により適したものと考えられた。分析は、これらの短半減期放射性核種は生物への初期の線量率に大きく寄与したことを示した。土壌中に生息する生物（表 F1 の標準生物：ネズミ／穴居性哺乳類およびミミズ／土壌無脊椎動物）の初期の線量率の推定値は、 ^{132}Te および ^{132}I を含まない3月中旬の推定値よりも約3倍高かった。これは主に、外部被ばくによるもので、おそらく 1mGy/h ($1,000\mu\text{Gy/h}$) に達していた可能性がある。しかし、数日の間に、1時間当たり数百マイクログレイの水準まで減少したために、このような線量率はごく短期間と考えられる。

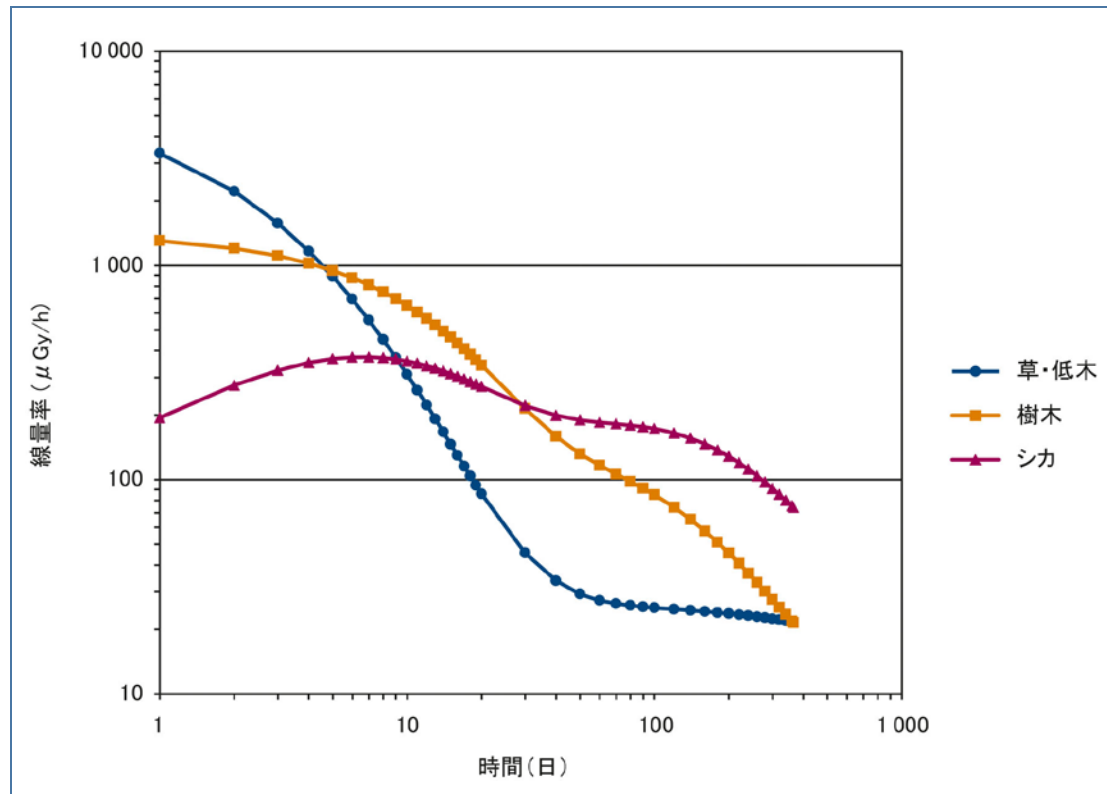
図 F-II.大型哺乳類における加重吸収線量率の補間推定値



F34. 図 F-III に線量率の推定した経時的变化を示す。沈着密度のデータの算術平均と動的モデルを用い、大熊町について ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs による線量率を計算した。 ^{131}I の沈着密度は、2011 年 3 月 15 日時点まで遡り放射性壊変の補正をした。最も高く推定された加重吸収線量率は沈着時の草で約 5.6mGy/h であった。この初期線量率の 85%以上が ^{131}I によるものであった。樹木に関する加重吸収線量率は、当初かなり低かったが、線量率の減少速度は遅かった。線量の主な寄与因子は植物における ^{131}I の存在に関連していた。シカ／草食哺乳類の最大加重吸収線量率は $370\mu\text{Gy/h}$ で、主要な沈着事象から 1 週間以内に生じたと推定される。この初期線量率の大部分（約 64%）は、 ^{131}I による内部被ばくが原因であった。線量率はかなり早く減少したものの、津波襲来から約 275 日後まで $100\mu\text{Gy/h}$ を下回るほどには減少しなかったものと推定される。

図 F-III. (a) 草または低木の植物、(b) 樹木および (c) シカにおける経時的な推定加重吸収線量率

この計算のため、主要な初期沈着事象は2011年3月15日に発生したと仮定した。



F35. 中間期における線量率の計算値について、特に哺乳類においては、様々な種類のバイオマーカーの変化、特に個体群の安定性を維持するうえで重要な機能の一時的喪失を示唆する可能性のある変化を考慮からはずすことはできない[G5]。しかしながら、(平衡手法を用いた推定に基づき、前述の短半減期 ^{132}Te および ^{132}I の寄与を考慮し) 約 1mGy/h の最大加重吸収線量率が継続したと慎重に仮定しても、土壌無脊椎動物と小型哺乳類の個体群に急性影響が予測される水準に達するには、それぞれ約 375 日と 40 日必要であったと考えられる。この評価は、チェルノブイリ事故後の放射性核種に被ばくした生物相の観察に基づいている[U12]。さらに、生態系への急性影響に関する ERICA のしきい値(1.8Gy)に達するまでの被ばく期間は約 75 日であったと推定される。これらの比較から、生物相が 1mGy/h の加重吸収線量率を被ばくしたとしても、その期間が非常に短かったため(理論的には数時間から数日間)、事故後最初の 2 週間以内に急性影響が発生したとは考えにくい。事故後の中間期に関する野外観察において重大な、あるいは中程度の影響が何ら報告されていないこともこの評価結果を支持するものと考えられる。しかし、この期間に関しては裏付けのある情報が入手できないため、証拠がないということ自体をヒト以外の生物相に急性影響が生じなかったという論点の裏書に使用することはできない。

F36. 植物については、事故後 30 日間に累積した加重吸収線量は約 0.5Gy と推定される。これは、チェルノブイリ事故後に被ばくした草本植物の個体群で、影響がまったく観察されなかった最大線量の約 1/10 にあたる[U12]。草食哺乳類においては、福島第一原発事故後 30 日間で累積した加重吸収線量は約 0.2Gy と推定される。これは、1986 年の事故後、チェルノブイリ原発周辺的小型哺乳類の個体群で、影響がまったく観察されなかった最大線量の約半分にあたる[U12]。

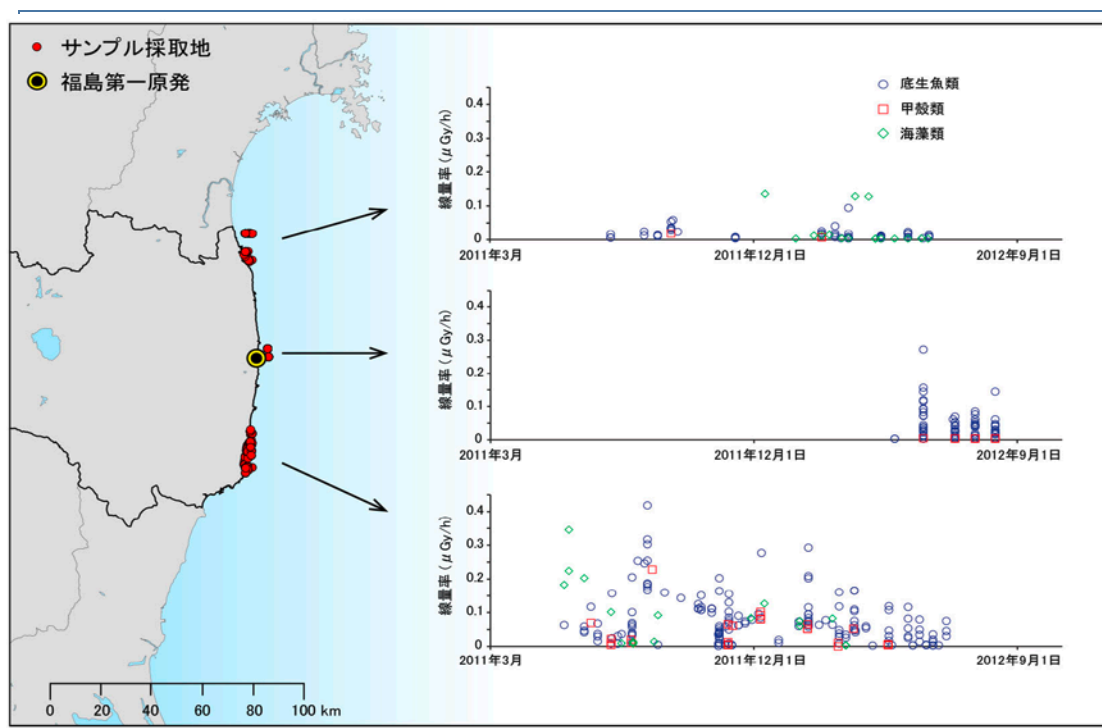
B. 水域環境

1. 生物試料の測定値を用いた事故後期についての評価

F37. 100,000 から 200,000Bq/m² の範囲にある ¹³⁷Cs の沈着密度の湖沼および河川に生息する淡水魚の加重吸収線量率は、0.4～3μGy/h の範囲と推定される。体内の放射性核種濃度測定値が最も高い魚類の線量率は（魚が湖底堆積物付近に留まったと推定される時間の割合に応じて）3.7～6.2μGy/h であった。これらの線量率は自然の被ばく線源に起因するバックグラウンドレベルを約一桁上回るが（参照 [H13]）、それを上回ると淡水生物相に急性影響が予測される慢性被ばくのしきい値には達していなかった。

F38. 図 F-IV に福島県沿岸部における測定値の特定のクラスタに関する生物相の加重吸収線量率の推定値を示す。これらの線量率は、生物相における実際の放射性核種の濃度変化に直接反映し、時間および空間によって大きく変化している。

図 F-IV. 海藻類、底生魚類および甲殻類の推定加重吸収線量率



F39. 線量率は、(¹³¹I、¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs による内部および外部被ばくの合算) 各分類の放射性核種濃度の集約された算術平均値（生物試料を入手できたすべての沿岸域の観察点について：期間は 2011 年 5 月 10 日から 2012 年 8 月 12 日まで）から推定した。推定された最高値は、ホヤ、海藻類、ウニおよびナマコ類に関しては約 0.17～0.25μGy/h で、底生魚、甲殻類および軟体動物に関しては 0.10～0.17μGy/h であった。生物相の線量率に支配的な寄与は ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs による外部被ばくであった。何故なら、¹³¹I については事故後中間期までには、まだ存在していたとしてもその大半が大幅に崩壊していたと考えられるためである。生物相の最大推定線量率は底生魚における 4.4μGy/h、すなわち 2012 年 8 月に採取されたアイナメ (*Hexagrammos otakii*) の測定値に関わるものであった。

F40. これらの推定線量率は、慢性影響に関する基準値と比較することができる（表 F4）。ICRP DCRL の下限または UNSCEAR の基準値である $400\mu\text{Gy/h}$ と（適宜）比較したところ、放射線誘発影響は事故の後期においてはごくわずかであると思われる。計算の結果得られた生物相の線量率は、海洋環境における生物相のバックグラウンド線量率と等しく [H13]、ERICA のスクリーニング基準値である $10\mu\text{Gy/h}$ を大幅に下回るものであった（ERICA の基準値に対し推定線量率の最も高い比率は、底生魚の 0.4 であった）。

F41. 2012 年 8 月時点ではまだ、販売および食用に供する場合の日本の規制値である 100Bq/kg （生重量）を上回る放射性核種濃度を持つ魚が見つかった[B24]。このレベルは、公衆の放射線防護との関連において意味を持つかも知れないものの、放射線影響に関連するいかなるベンチマークをもはるかに下回っており、ヒト以外の生物相における線量率としては大きな意味を持つものではない。本委員会は、2013 年末時点でもまだ続いている、汚染地地下水による海洋環境への様々な放射性核種の継続的放出の長期的影響については評価していない。この問題は今後の調査で考察する必要がある。

表 F4. 様々な時期および場所において特定の海洋生物種中で測定された放射性核種から求めた加重吸収線量率の推定値と放射線影響についての関連したベンチマークとの比較

種に割り当てられた標準生物	最大線量率 ($\mu\text{Gy/h}$) (日付、場所)	線量率のベンチマーク ($\mu\text{Gy/h}$) ^a	ベンチマークに対する比率
海藻類	0.41 (2011 年 8 月 16 日; 36.9359°N, 140.9149°E)	40 (ICRP 参照 [I22] ワカメ) ^b	0.01
底生軟体動物	0.42 (2012 年 1 月 13 日; 37.2030°N; 141.0862°E)	400 [U12]	0.001
甲殻類	0.63 (2011 年 10 月 07 日; 37.8863°N, 141.0266°E)	400 (ICRP 参照 [I22] カニ)	0.0016
底生魚	4.4 (2012 年 8 月 02 日; 37.5847°N, 141.0422°E)	40 (ICRP 参照 [I22] ヒラメ)	0.11
ウニ	0.42 (2012 年 1 月 13 日; 37.2030°N, 141.0862°E)	400 [U12]	0.0011
ナマコ類	0.65 (2011 年 10 月 07 日; 37.8863°N, 141.0266°E)	400 [U12]	0.0016
ホヤ	0.64 (2011 年 10 月 07 日; 37.8863°N, 141.0266°E)	400 [U12]	0.0016

^a ICRP DCRL の基準値を使用した。ただし、ICRP [I22] はワカメ、カニおよびヒラメに関する DCRL 値しか提供していない。DCRL 値が入手できない特定の分類の生物相に関しては、UNSCEAR の包括的ベンチマーク [U12] を使用した。

^b 本委員会は、ICRP が [I22] で公表している数値の 1/10 の DCRL 値を意図していたと理解している。

2. 動的モデルを用いた中間期についての評価

F42. 海洋環境中の生物相における最高加重吸収線量率は、福島第一原発 5 号機および 6 号機の排水口の北 30m の地点について、海水中の濃度（生物試料が入手不可能な場合、2011 年 5 月 11 日以前の濃度）から推定した D-DAT 力学モデル[V4]を用いて求めた。魚類については、最大線量率が事故後 1 か月以内に発生したと推定され（約 $140\mu\text{Gy/h}$ ）、1 年間の累積線量率は約 0.32Gy と推定された。これらの線量は、死亡率および生存、成長または生殖に影響がおよぶことが予測されるレベルをはるかに下回っている。同じ場所の海藻類の場合、線量率はもっぱら ^{131}I の寄与によるものであった。最大値は 2011 年 4 月上旬の事故から 23 日後に発生したと推定され、 20mGy/h を上回った。しかし、その 32 日後までには 10mGy/h を下回る数値まで急速に減少したものと推定される。これは主に、短半減期放射性ヨウ素が非常に大量に摂取されたのち急速に壊変したことを反映している。1 年間で蓄積された海藻類の加重吸収線量率は約 7Gy と推定される。影響に関して比較できるデータは非常に少ないか、あるいはまったくなかったが、 $10\sim 100\text{mGy/d}$ の線量率は、生殖および成長速度に潜在的影響をおよぼすと考えられる[I22]。したがって、推定された吸収線量率は、海藻類に相当の影響がおよぶ可能性があるレベルであった。ただし、この結論は、実際の影響の観察結果がほとんど存在しないことで説得力が弱い。

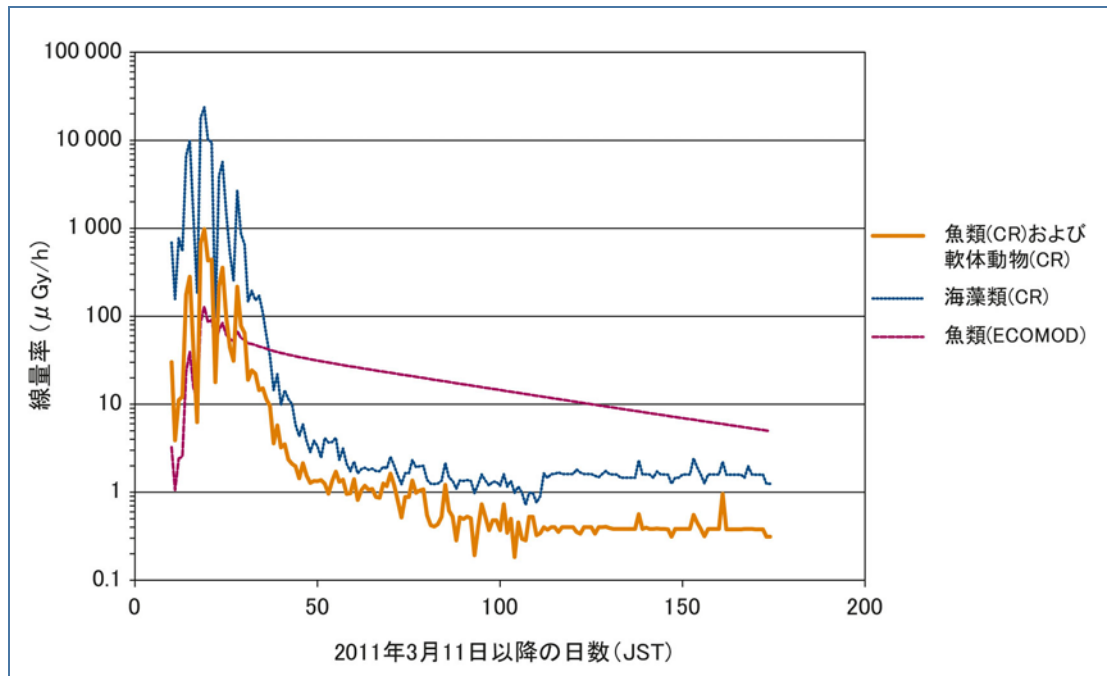
F43. 生物相が大量に摂取した後では、内部被ばくによる推定吸収線量率が外部被ばくによる推定吸収線量率よりも、通常 2 桁から 3 桁大きくなる。

F44. 特定の生物相における経時的な線量率の変化を理解するため、ECOMOD と CR の両モデル計算結果（後者ではモデルのコンパートメント間の瞬間的な平衡を仮定した）を一例として図 F-V に示す。より現実的な力学モデル手法である ECOMOD から求めた魚類の推定最高線量率は、単純な CR モデルから求めた線量率より一桁低かった。50 日後の、さらに長期間になると、推定線量率は逆転し、動的モデルから推定した線量率の方が平衡モデルから推定した線量率よりもはるかに高くなった。一般的に、遠海魚、軟体動物および海藻類の線量率は、事故後最初の 1 週間以内にその最高値から急速に減少したと推定される。生物相において吸収線量率の推定値が最大であったのは海藻類である。

F45. 動的モデル計算による魚類の推定線量率は、Garnier-Laplace et al.が提示した同線量率と大きく異なった[G3]。これは一部には、Garnier-Laplace et al.が生物群と海水中の濃度間に平衡状態を仮定したのに対し[G3]、本委員会の評価ではそのような仮定をしなかったことを反映している。さらに、この初期段階における水—堆積物システム中の放射性核種濃度が平衡でないことから、分布係数を用いた本委員会の評価において堆積物中濃度のモデル計算が実施不可能であった。これは、この手法が採用された後期段階の計算と対照的である。海中の懸濁粒子に吸収された放射性核種が懸濁粒子の堆積によって海底に移動する際、放射性核種がさらに広範囲に拡散することとあいまって、そのプロセスは緩慢なものになるため、本委員会は、海底堆積物中の放射性核種のレベルは非常に低く、吸収線量率に大きく寄与しないだろうと仮定した。これは、本報告書の附録 B に記載した結果と（福島第一原発の港湾以外すべての地域に関し）一致している。

図 F-V. ECOMODおよびCR モデルを用いて推定した南側排水溝内における生物相の加重吸収線量率

この計算のため、主要な初期沈着事象は2011年3月15日に発生したと仮定した。



IV. 不確かさ

F46. 特に生物学的移行コンポーネントを含む、今回の評価に利用したモデルには総体的に大きな不確かさが伴う。これは、異なるモデルを使用して得た推定値は、1桁以上異なる場合が多いという観察結果に代表される[L7]。一例をあげると、セシウムの同位元素に被ばくしたことで大型哺乳類に生じた加重吸収線量率の分布を推定するため、大熊町における沈着密度のばらつきと CR 値の初期確率分布関数についての情報を用い、確率的なシミュレーションモデル計算を実施した。その結果、この分布の 95 パーセンタイル値は、5 パーセンタイル値よりも約 2 桁大きかった。たとえば、哺乳類の食性に関するものなど、他の根拠のない仮定を考慮すると、力学モデルに付随する不確かさはこれ以上に大きくなる可能性がある。対照的に、生物相中の直接測定された放射性核種濃度の測定値を使用して線量率を推定した場合、不確かさははるかに小さくなった。

F47. ^{131}I の吸入による哺乳類の甲状腺吸収線量は、事故の中間期における被ばくの結果の表れの一つであった可能性がある。本委員会が使用した方法では、これについて十分に考慮しなかった：この特別な経路および特定の臓器の線量（生物全体の放射能濃度だけを求めた）については明示的にモデル化しなかった。この欠落は、事故後最初の数週間および数か月間について推測されるリスクにさらなる不確かさを与えている。

F48. 福島地域の沈着密度と線量率ラスタの推定方法には、経験ベイズクリギング (EBK) 法を選定した。EBK は予測と標準誤差の両方を提供する。さらに、沈着密度データの 5% を無作為に選び、残りの 95% に EBK を実施して、相互検証を行った。予測値と測定値の差は、

モデルの適合性の質を表す。このプロセスを 100 回繰り返し、モデル計算手法に付随する不確かさについてロバストかつ定量的推定を行った。

F49. 海洋生物相について同一のデータセットを用い実施した 2 つの動的モデル D-DAT と ECOMOD の計算結果は良く一致した。また、D-DAT を用いてモデル化した生物相中の放射性核種濃度と、2011 年 5 月 3-10 日にグリーンピースが行った測定結果[G11]もある程度一致した。ただしサンプリング（測）点とモデル化した（測）点が十分に重ならなかったため、一致の程度はそれほど高くはなかった。モデル計算結果であるデータとの比較の結果（福島第一原発の排水溝と最も隣接した測点以外）、放射性核種濃度の測定値から推定した線量率は、全体的に 1 桁以内であった。FASTer モデルに関しては、外部の専門家がパラメータを見直しチェックした。モデルの結果のチェックは、独立した解析グループが行った。ERICA のツールを使って求めた線量率の数値のチェックは、シミュレーションもあわせて独立した解析者が実施した。これにより今回用いた手法の信頼性が高まった。

V. 結論

F50. 陸域生態系に生息するヒト以外の生物相の加重吸収線量率は、事故後の中間期（およそ最初の 2 か月間）の限られた期間、（線量率がそれ以下の場合ほとんどの陸域生物個体群に重大な影響が生じる可能性が低い） $100\mu\text{Gy/h}$ のベンチマークを大幅に上回った可能性がある。しかし、当該レベルの線量率に被ばくした期間が短いため、個体群に重大な影響が生じる可能性は低く、生じたとしても一時的なものと予測される。特定の生物相、特に哺乳類のバイオマーカーの変化は排除できない。しかし、それが集団の健全性におよぼす意義は十分解明されていない。中間期全体の累積線量は、チェルノブイリ事故後の被ばくに関する考察などで報告されている通り、ヒト以外の生物相に観察可能な影響を及ぼすことが分かっているレベルには達していないと推定された。中間期における海洋生物相の推定線量は、それらの生物個体群に影響をおよぼす可能性は示されなかった。このことは、生物相による放射性核種の吸収と排泄をシミュレーションするべく動的モデル計算手法を用いた近接場（排水溝から数十メートル）に関しても当てはまった。中間期全体の累積吸収線量は、観察可能な急性影響を起こすには低すぎると考えられた。考え得る例外は、排水口に近い海藻類である。

F51. 事故後の後期（数か月間から数年間）に関しては、沈着密度が最も高かった地域で、特定の種、特に哺乳類の個体に影響がおよぶリスクが存在する可能性がある。個体に対する潜在的影響を、個体群レベルでの重大性に外挿するのは困難であるが、個体群レベルで陸域生物相に観察可能な影響がおよぶ可能性は低い。この問題は継続的な監視とさらなる調査によってのみ解明可能である。かかる調査では、Møller et al. [M22, M23] と Hiyama et al. [H6] が報告した陸域生物相の有害な放射線影響の兆候についても取上げるべきである。本委員会は、沈着密度が最も高い地域（避難地域）の（陸域および淡水生態系に関する）直接的な測定データを入手できなかったため、当該地域の評価では移行モデルを使用せざるを得なかった。この結果、大きな不確かさが生じることを回避できなかった。事故後の後期における淡水および海洋生物相に予測される被ばく線量は、それ以上になると影響が生じる可能性が高いしきい値を十分下回るものであったが、これらの環境における放射性核種のレベルと潜在的被ばくの特徴を把握するためのさらなる研究が必要である。

F52. 本委員会は、ヒト以外の生物相に対する放射線被ばくの直接的影響の可能性が地理的に制限されると同時に、本評価の考察対象外の地域では、生物相に対するその種の影響の可能性はきわめて小さいと考えられると結論した。

F53. 福島第一原発事故による放射線被ばくがヒト以外の生物相におよぼす影響についての本委員会の評価には不確かさがある。特に、事故後の初期段階における短半減期放射性核種の寄与を正確に計算することは困難であった。陸域生態系中の生物相について推定を行ったが、

それらは極めて不確かなものと考えられる。さらに、モデルによるシミュレーションの一部においては、堆積物からの被ばくを含めることが不可能であったため、海洋環境における外部被ばくに起因する線量のモデル計算には限界がある。これや他の要因は 2013 年末現在もまだ続いている汚染水の放出を考慮する潜在的な懸念材料である。

参考文献

- A1 ABC. Japan investigates Fukushima lie claims. Australian Broadcasting Corporation. [Internet] Available from (<http://www.abc.net.au/news/2012-07-25/japan-investigates-fukushima-lie-claims/4152468>) on 28 January 2013.
- A2 Achim, P., M. Monfort, G. Petit et al. Analysis of radionuclide releases from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident Part II. *Pure Appl Geophys*: 1-23 (2012).
- A3 ACRO. Results of ACRO's monitoring in Japan. Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest. [Internet] Available from (http://www.acro.eu.org/OCJ_en.html) on 25 January 2013.
- A4 Akahane, K., S. Yonai, S. Fukuda et al. The Fukushima Nuclear Power Plant accident and exposures in the environment. *The Environmentalist* 32(2): 136-143 (2012).
- A5 Akahane, K., S. Yonai, S. Fukuda et al. NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident. *Sci Rep* 3: 1670 (2013).
- A6 Akashi, M. Fukushima Daiichi nuclear accident and radiation exposure. *Japan Medical Association Journal* 55(5): 393-399 (2012).
- A7 Akiba, S. and S. Mizuno. The third analysis of cancer mortality among Japanese nuclear workers, 1991-2002: estimation of excess relative risk per radiation dose. *J Radiol Prot* 32(1): 73-83 (2012).
- A8 Alonso-Hernandez, C.M., A. Guillen-Arruebarrena, H. Cartas-Aguila et al. Observations of fallout from the Fukushima reactor accident in Cienfuegos, Cuba. *Bull Environ Contam Toxicol* 88(5): 752-754 (2012).
- A9 Amano, H., M. Akiyama, B. Chunlei et al. Radiation measurements in the Chiba Metropolitan Area and radiological aspects of fallout from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants accident. *J Environ Radioact* 111: 42-52 (2012).
- A10 Andersson, P., J. Garnier-Laplace, N.A. Beresford et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical benchmark values. *J Environ Radioact* 100(12): 1100-1108 (2009).
- A11 Ansoborlo, E., P. Berard, K. Eckerman et al. Review of methods and computer codes for interpretation of bioassay data. *Radiat Prot Dosim* 105(1-4): 341-346 (2003).
- A12 Aoyama, M., M. Uematsu, D. Tsumune et al. Surface pathway of radioactive plume of TEPCO Fukushima NPP1 released ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs. *Biogeosciences Discussions* 10(1): 265-283 (2013).
- A13 Avila, R., N.A. Beresford, A. Agüero et al. Study of the uncertainty in estimation of the exposure of non-human biota to ionising radiation. *J Radiol Prot* 24(4A): A105-122 (2004).

- B1 Baeza, A., J.A. Corbacho, A. Rodriguez et al. Influence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident on Spanish environmental radioactivity levels. *J Environ Radioact* 114(0): 138-145 (2012).
- B2 Bailly du Bois, P., P. Laguionie, D. Boust et al. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident. *J Environ Radioact* 114: 2-9 (2012).
- B3 Barsanti, M., F. Conte, I. Delbono et al. Environmental radioactivity analyses in Italy following the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 126-130 (2012).
- B4 Beresford, N.A., C.L. Barnett, B.J. Howard et al. Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota. *J Environ Radioact* 99(9): 1393-1407 (2008).
- B5 Beresford, N.A., C.L. Barnett, D.G. Jones et al. Background exposure rates of terrestrial wildlife in England and Wales. *J Environ Radioact* 99(9): 1430-1439 (2008).
- B6 Beresford, N.A., C.L. Barnett, J.E. Brown et al. Predicting the radiation exposure of terrestrial wildlife in the Chernobyl exclusion zone: an international comparison of approaches. *J Radiol Prot* 30(2): 341-373 (2010).
- B7 Beresford, N.A., C.L. Barnett, B.J. Howard et al. Observations of Fukushima fallout in Great Britain. *J Environ Radioact* 114: 48-53 (2012).
- B8 Bertelli, L. AIDE – Activity and Internal Dose Estimates. [Internet] Available from (<http://www.aidesoftware.com>) on 18 January 2013.
- B9 BfS. Dosisabschätzung für Deutschland nach Fukushima-Unfall. Officially submitted to the UNSCEAR secretariat. Bundesamt für Strahlenschutz, 2013. (German).
- B10 Biegalski, S.R., T.W. Bowyer, P.W. Eslinger et al. Analysis of data from sensitive U.S. monitoring stations for the Fukushima Dai-ichi nuclear reactor accident. *J Environ Radioact* 114: 15-21 (2012).
- B11 Bikit, I., D. Mrda, N. Todorovic et al. Airborne radioiodine in northern Serbia from Fukushima. *J Environ Radioact* 114: 89-93 (2012).
- B12 Birchall, A., M. Puncher, J.W. Marsh et al. IMBA Professional Plus: a flexible approach to internal dosimetry. *Radiat Prot Dosim* 125(1-4): 194-197 (2007).
- B13 Boice Jr., J.D. Radiation epidemiology: a perspective on Fukushima. *J Radiol Prot* 32(1): N33-40 (2012).
- B14 Bolsunovsky, A. and D. Dementyev. Evidence of the radioactive fallout in the center of Asia (Russia) following the Fukushima Nuclear Accident. *J Environ Radioact* 102(11): 1062-1064 (2011).
- B15 Bowyer, T.W., S.R. Biegalski, M. Cooper et al. Elevated radon detected remotely following the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 102(7): 681-687 (2011).
- B16 Brenner, A.V., M.D. Tronko, M. Hatch et al. I-131 dose response for incident thyroid cancers in Ukraine related to the Chornobyl accident. *Environ Health Perspect* 119(7): 933-939 (2011).
- B17 Bromet, E.J., S.F. Gluzman, V.I. Paniotto et al. Epidemiology of psychiatric and alcohol disorders in Ukraine: findings from the Ukraine World Mental Health survey. *Soc Psychiatry Psychiatr Epidemiol* 40(9): 681-690 (2005).

- B18 Bromet, E.J. and J.M. Havenaar. Psychological and perceived health effects of the Chernobyl disaster: a 20-year review. *Health Phys* 93(5): 516-521 (2007).
- B19 Bromet, E.J., J.M. Havenaar and L.T. Guey. A 25 year retrospective review of the psychological consequences of the Chernobyl accident. *Clin Oncol (R Coll Radiol)* 23(4): 297-305 (2011).
- B20 Bromet, E.J. Mental health consequences of the Chernobyl disaster. *J Radiol Prot* 32(1): N71-75 (2012).
- B21 Brown, J. and J.R. Simmonds. FARMLAND a dynamic model for the transfer of radionuclides through terrestrial foodchains. NRPB-R273. National Radiological Protection Board, Chilton, 1995.
- B22 Brown, J.E., B. Alfonso, R. Avila et al. The ERICA Tool. *J Environ Radioact* 99(9): 1371-1383 (2008).
- B23 Buesseler, K. and M. Aoyama. Fukushima results. Presented at the Fukushima Ocean Impacts Symposium: Exploring the Impacts of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants on the Ocean, University of Tokyo, 12-13 November 2012. Woods Hole Oceanographic Institution. [Internet] Available from (<http://www.whoi.edu/files/server.do?id=138584&pt=2&p=141569>) on 25 November 2012.
- B24 Buesseler, K.O. Fishing for answers off Fukushima. *Science* 338(6106): 480-482 (2012).
- B25 Buesseler, K.O., S.R. Jayne, N.S. Fisher et al. Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109(16): 5984-5988 (2012).
- C1 Carvalho, F.P., M.C. Reis, J.M. Oliveira et al. Radioactivity from Fukushima nuclear accident detected in Lisbon, Portugal. *J Environ Radioact* 114: 152-156 (2012).
- C2 Casacuberta, N., P. Masqué, J. Garcia-Orellana et al. ⁹⁰Sr and ⁸⁹Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Biogeosciences* 10: 2039-2067 (2013).
- C3 Center for Cancer Control and Information Services. Cancer incidence from cancer registries in Japan (1975-2007). National Cancer Center. [Internet] Available from (http://ganjoho.jp/pro/statistics/en/table_download.html) on 19 December 2012.
- C4 Charette, M.A., C.F. Breier, P.B. Henderson et al. Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences* 10(3): 2159-2167 (2013).
- C5 Chatelard, P. and N. Reinke. Overview of the integral code ASTEC V2.0. Rapport Technique DPAM/SEMCA-2009-149, Technische Notiz GRS ASTEC 09/02. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire and Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit. [Internet] Available from (http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/Overview_ASTEC.pdf) on 16 April 2013.
- C6 Chino, M., H. Nakayama, H. Nagai et al. Preliminary estimation of release amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere. *J Nucl Sci Technol* 48(7): 1129-1134 (2011).
- C7 Clemenza, M., E. Fiorini, E. Previtali et al. Measurement of airborne ¹³¹I, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to the Fukushima reactor incident in Milan (Italy). *J Environ Radioact* 114: 113-118 (2012).

- C8 Cosma, C., A.R. Iurian, D.C. Nita et al. Indicators of the Fukushima radioactive release in NW Romania. *J Environ Radioact* 114: 94-99 (2012).
- C9 CRIIRAD. Dossier spécial - catastrophe de Fukushima. Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité. [Internet] Available from (http://www.criirad.org/actualites/dossier2011/japon_bis/sommaire.html) on 26 January 2013. (French).
- C10 Cronkite, E.P., R.A. Conard and V.P. Bond. Historical events associated with fallout from Bravo Shot - Operation Castle and 25 Y of medical findings. *Health Phys* 73(1): 176-186 (1997).
- D1 Diaz Leon, J., D.A. Jaffe, J. Kaspar et al. Arrival time and magnitude of airborne fission products from the Fukushima, Japan, reactor incident as measured in Seattle, WA, USA. *J Environ Radioact* 102(11): 1032-1038 (2011).
- D2 Dickman, P.W., L.E. Holm, G. Lundell et al. Thyroid cancer risk after thyroid examination with ¹³¹I: a population-based cohort study in Sweden. *Int J Cancer* 106(4): 580-587 (2003).
- D3 Dietze, H. and I. Kriest. Cs-137 off Fukushima Dai-ichi, Japan – model based estimates of dilution and fate. *Ocean Scie* 8(3): 319-332 (2012).
- D4 Draxler, R., D. Arnold, M. Chino et al. World Meteorological Organization's model simulations of the radionuclide dispersion and deposition from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *J Environ Radioact*: online (2013).
- D5 Draxler, R.R. and G.D. Hess. An overview of the HYSPLIT_4 modelling system for trajectories, dispersion, and deposition. *Aust Meteor Mag* 47: 295-308 (1998).
- D6 Draxler, R.R. and G.D. Rolph. Evaluation of the Transfer Coefficient Matrix (TCM) approach to model the atmospheric radionuclide air concentrations from Fukushima. *J Geophys Res* 117: D05107 (2012).
- E1 Endo, S., S. Kimura, T. Takatsuji et al. Measurement of soil contamination by radionuclides due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and associated estimated cumulative external dose estimation. *J Environ Radioact* 111: 18-27 (2012).
- E2 EPA. EPA radiogenic cancer risk models and projections for the U.S. population. Report EPA 402-R-11-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., 2011.
- E3 EPRI. MAAP4 Applications Guidance. Technical Report. Electrical Power Research Institute, Palo Alto, California, 2006.
- E4 Estournel, C., E. Bosc, M. Bocquet et al. Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *J Geophys Res* 117: C11014 (2012).
- E5 Evrard, O., P. Van Beek, D. Gateuille et al. Evidence of the radioactive fallout in France due to the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 54-60 (2012).
- F1 FASSET. Handbook for Assessment of the Exposure of Biota to Ionising Radiation from Radionuclides in the Environment. (J. Brown et al., eds.). Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.
- F2 Ferlay, J., H.R. Shin, F. Bray et al. GLOBOCAN 2008 v2.0, Cancer Incidence and Mortality Worldwide: IARC CancerBase No. 10. International Agency for Research on Cancer. [Internet] Available from (<http://globocan.iarc.fr>) on 12 May 2012.

- F3 Fukushima Medical University. Results of thyroid ultrasound examination (as of March 2013). Proceedings of the 11th Prefectural Oversight Committee Meeting for Fukushima Health Management Survey. Department of International Cooperation, Radiation Medical Science Center. [Internet] Available from (http://www.fmu.ac.jp/radiationhealth/results/media/11-2_Thyroid.pdf) on 4 June 2013.
- F4 Fukushima Prefecture. Results of environmental radiation monitoring at 7 districts in the prefecture (11 to 31 March 2011). [Internet] Available from (<http://www.cms.pref.fukushima.jp/download/1/7houbu0311-0331.pdf>) on 3 February 2013. (Japanese).
- F5 Fukushima Prefecture. Map of Fukushima Prefecture radioactivity measurements. [Internet] Available from (http://www.cms.pref.fukushima.jp/pcp_portal/PortalServlet) on 4 February 2013. (Japanese).
- F6 Furukawa, K., D. Preston, S. Funamoto et al. Long-term trend of thyroid cancer risk among Japanese atomic-bomb survivors: 60 years after exposure. *Int J Cancer* 132(5): 1222-1226 (2013).
- F7 Furuta, S., S. Sumiya, H. Watanabe et al. Results of the environmental radiation monitoring following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant - Interim report (Ambient radiation dose rate, radioactivity concentration in the air and radioactivity concentration in the fallout). JAEA-Review 2011-035. Japan Atomic Energy Agency, Tokaimura, 2011. (Japanese).
- G1 Gamache, G.L., D.M. Levinson, D.L. Reeves et al. Longitudinal neurocognitive assessments of Ukrainians exposed to ionizing radiation after the Chernobyl nuclear accident. *Arch Clin Neuropsychol* 20(1): 81-93 (2005).
- G2 Garnier-Laplace, J., D. Copplestone, R. Gilbin et al. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach. *J Environ Radioact* 99(9): 1474-1483 (2008).
- G3 Garnier-Laplace, J., K. Beaugelin-Seiller and T.G. Hinton. Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences. *Environ Sci Technol* 45(12): 5077-5078 (2011).
- G4 Gauntt, R.O., R.K. Cole, C.M. Erickson et al. MELCOR computer code manuals: Reference manuals version 1.8.5 (Volume 2). NUREG/CR-6119. United States Nuclear Regulatory Commission, 2001.
- G5 Geras'kin, S.A., S.V. Fesenko and R.M. Alexakhin. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident. *Environ Int* 34(6): 880-897 (2008).
- G6 Golikov, V., M. Balonov, V. Erkin et al. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. *Health Phys* 77(6): 654-661 (1999).
- G7 Golikov, V., E. Wallstrom, T. Wohni et al. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. *Radiat Environ Biophys* 46(4): 375-382 (2007).
- G8 Golikov, V.Y., M.I. Balonov and A.V. Ponomarev. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. pp. 247-288 in: *The Chernobyl Papers. Vol. I. Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies.* (S.E. Merwin and M.I. Balonov, eds.). Research Enterprises, Richland, Washington, 1993.

- G9 Golikov, V.Y., M.I. Balonov and P. Jacob. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys* 41(3): 185-193 (2002).
- G10 Gomez-Ros, J.M., G. Prohl, A. Ulanovsky et al. Uncertainties of internal dose assessment for animals and plants due to non-homogeneously distributed radionuclides. *J Environ Radioact* 99(9): 1449-1455 (2008).
- G11 Greenpeace. Fukushima Radiation Survey (Lab 1). Greenpeace International. [Internet] Available from (<http://www.greenpeace.org/international/en/campaigns/nuclear/safety/accidents/Fukushima-nuclear-disaster/Radiation-field-team/>) on 4 August 2011.
- G12 Gribov, A. and K. Krivoruchko. New flexible non-parametric data transformation for trans-Gaussian Kriging. pp.51-65 in: *Geostatistics Oslo 2012*. (P. Abrahamsen et al., eds.). Springer, Dordrecht, 2012.
- H1 Hall, P., C.J. Furst, A. Mattsson et al. Thyroid nodularity after diagnostic administration of iodine-131. *Radiat Res* 146(6): 673-682 (1996).
- H2 Hancock, S.L., R.S. Cox and I.R. McDougall. Thyroid diseases after treatment of Hodgkin's disease. *N Engl J Med* 325(9): 599-605 (1991).
- H3 Havenaar, J.M., G.M. Rumyantzeva, W. van den Brink et al. Long-term mental health effects of the Chernobyl disaster: an epidemiologic survey in two former Soviet regions. *Am J Psychiatry* 154(11): 1605-1607 (1997).
- H4 Havenaar, J.M., J.G. Cwikel and E.J. Bromet, eds. *Toxic Turmoil: Psychological and Societal Consequences of Ecological Disasters*. Kluwer Academic and Plenum Publishers, New York, 2002.
- H5 Hayano, R.S., M. Tsubokura, M. Miyazaki et al. Internal radiocesium contamination of adults and children in Fukushima 7 to 20 months after the Fukushima NPP accident as measured by extensive whole-body-counter surveys. *Proc Jpn Acad Ser B* 89(4): 157-163 (2013).
- H6 Hiyama, A., C. Nohara, S. Kinjo et al. The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Sci Rep* 2: 570 (2012).
- H7 Honda, M.C., T. Aono, M. Aoyama et al. Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident. *Geochem J* 46: e1-e9 (2012).
- H8 Honda, S., Y. Shibata, M. Mine et al. Mental health conditions among atomic bomb survivors in Nagasaki. *Psychiatry Clin Neurosci* 56(5): 575-583 (2002).
- H9 Hoshi, H. and M. Hirano. Severe accident analyses of Fukushima-Daiichi Units 1 to 3. Side event by Government of Japan at 56th IAEA General Conference, Vienna, 17 September 2012. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/files/P-4.pdf>) on 6 October 2012.
- H10 Hoshi, H., M. Ogino, R. Kawabe et al. Computational analysis on accident progression of Fukushima Dai-ichi NPS. PSAM Topical Conference: In Light of the Fukushima Dai-ichi Accident, Tokyo, 14-18 April 2013. Osaka University. [Internet] Available from (<http://www.see.eng.osaka-u.ac.jp/seeqe/seeqe/PSAM2013/OHP-PSAM2013-1061.pdf>) on 12 May 2013.
- H11 Hosoda, Y., M. Kuba, T. Miyake et al. First analysis of mortality of nuclear industry workers in Japan, 1986-1992. *Jpn J Health Phys* 32(2): 173-184 (1997).

- H12 Hosseini, A., H. Thorring, J.E. Brown et al. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems - default concentration ratios for aquatic biota in the ERICA tool. *J Environ Radioact* 99(9): 1408-1429 (2008).
- H13 Hosseini, A., N.A. Beresford, J.E. Brown et al. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *J Radiol Prot* 30(2): 235-264 (2010).
- H14 Hundahl, S.A., I.D. Fleming, A.M. Fremgen et al. A National Cancer Data Base report on 53,856 cases of thyroid carcinoma treated in the U.S., 1985-1995. *Cancer* 83(12): 2638-2648 (1998).
- H15 Huysmans, D.A., A.R. Hermus, F.H. Corstens et al. Long-term results of two schedules of radioiodine treatment for toxic multinodular goitre. *Eur J Nucl Med* 20(11): 1056-1062 (1993).
- I1 IAEA. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment". International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.
- I2 IAEA. The Chernobyl Forum: 2003-2005. Chernobyl's legacy: health, environmental and socio-economic impacts. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.
- I3 IAEA. IAEA Briefing on Fukushima Nuclear Accident (30 March 2011, 16.30 UTC). International Atomic Energy Agency. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/news/2011/fukushima300311.html>) on 14 April 2013.
- I4 IAEA. Fukushima Daiichi status report, 2 November 2011. International Atomic Energy Agency. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima>) on 10 November 2011.
- I5 IAEA. Cold shutdown conditions declared at Fukushima. International Atomic Energy Agency. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/news/2011/coldshutdown.html>) on 24 December 2013.
- I6 IAEA. IAEA International fact finding expert mission of the Fukushima Dai-ichi NPP accident following the Great East Japan earthquake and tsunami. Tokyo, Fukushima Dai-ichi NPP, Fukushima Dai-ni NPP and Tokai Dai-ni NPP, Japan, 24 May-2 June 2011. International Atomic Energy Agency. [Internet] Available from (http://www-pub.iaea.org/MTCD/meetings/PDFplus/2011/cn200/documentation/cn200_Final-Fukushima-Mission_Report.pdf) on 11 September 2011.
- I7 IARC. Cancer incidence in five continents, Vol. X. IARC Scientific Publications No. 164. (D. Forman et al., eds.). International Agency for Research on Cancer, Lyon, 2013.
- I8 Ibaraki Prefecture. Radiation information in the prefecture (March 2011). [Internet] Available from (<http://www.pref.ibaraki.jp/20110311eq/radiation.html>) on 3 February 2013. (Japanese).
- I9 ICAFNPS. Final report and attachments. Investigation Committee on the Accident at the Fukushima Nuclear Power Stations of Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (<http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/icanps/eng/final-report.html>) on 28 November 2012.
- I10 ICRP. Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 30 (Part 1). Annals of the ICRP 2. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1979.

- I11 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 1. ICRP Publication 56. Annals of the ICRP 20. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1989.
- I12 ICRP. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Annals of the ICRP 21. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1991.
- I13 ICRP. The biological basis for dose limitation in the skin. ICRP Publication 59. Annals of the ICRP 22. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1992.
- I14 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2. Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 67. Annals of the ICRP 23. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1993.
- I15 ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Annals of the ICRP 24. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1994.
- I16 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4. Inhalation dose coefficients. ICRP Publication 71. Annals of the ICRP 25. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1995.
- I17 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 3. Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 69. Annals of the ICRP 25. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1995.
- I18 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 26. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1996.
- I19 ICRP. Doses to the embryo and fetus from intakes of radionuclides by the mother. ICRP Publication 88. Annals of the ICRP 31. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 2001.
- I20 ICRP. Doses to infants from ingestion of radionuclides in mothers' milk. ICRP Publication 95. Annals of the ICRP 34. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2004.
- I21 ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Annals of the ICRP 37. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2007.
- I22 ICRP. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. ICRP Publication 108. Annals of the ICRP 38. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2008.
- I23 ICRP. Environmental protection: Transfer parameters for reference animals and plants. ICRP Publication 114. Annals of the ICRP 39. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2009.
- I24 ICRP. Conversion coefficients for radiological protection quantities for external radiation exposures. ICRP Publication 116. Annals of the ICRP 40. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2010.

- I25 ICRP. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Annals of the ICRP 41. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2012.
- I26 ICRP. ICRP statement on tissue reactions / Early and late effects of radiation in normal tissues and organs – Threshold doses for tissue reactions in a radiation protection context. ICRP Publication 118. Annals of the ICRP 41. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2012.
- I27 IEC. Radiation protection instrumentation - x, gamma, high energy beta and neutron radiations - direct reading personal dose equivalent and/or dose equivalent rate monitors. IEC 61525-1996. International Electrotechnical Commission, 1996.
- I28 IEC. Radiation protection instrumentation - measurement of personal dose equivalents Hp(10) and Hp(0,07) for x, gamma, neutron and beta radiations - direct reading personal dose equivalent meters. IEC 61526-2010. International Electrotechnical Commission, 2010.
- I29 INPO. Special report on the nuclear accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station. Institute of Nuclear Power Operations. [Internet] Available from (http://www.nei.org/corporatesite/media/filefolder/11_005_Special_Report_on_Fukushima_Daiichi_MASTER_11_08_11_1.pdf) on 12 January 2012.
- I30 Ioannidou, A., S. Manenti, L. Gini et al. Fukushima fallout at Milano, Italy. J Environ Radioact 114: 119-125 (2012).
- I31 IRSN. L'IRSN publie une évaluation de la radioactivité rejetée par la centrale de Fukushima Daiichi (Fukushima I) jusqu'au 22 mars 2011. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire. [Internet] Available from (http://www.irsn.fr/fr/actualites_presse/actualites/pages/20110322_evaluation-radioactivite-rejets-fukushima-terme-source.aspx) on 4 December 2013. (French).
- I32 IRSN. Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France (métropole et DROM-COM) à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement. Rapport DEI/2011-01. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, Fontenay-aux-Roses, 2011. (French).
- I33 IRSN. Fukushima, one year later. Initial analyses of the accident and its consequences. Report IRSN/DG/2012-003. Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, Fontenay-aux-Roses, 2012.
- I34 ISO. X and gamma reference radiation for calibrating dosimeters and dose rate meters and for determining their response as a function of photon energy - Part 1: Radiation characteristics and production methods. ISO 4037-1:1996. International Organization for Standardization, 1996.
- I35 ISO. X and gamma reference radiation for calibrating dosimeters and dose rate meters and for determining their response as a function of photon energy - Part 3: Calibration of area and personal dosimeters and the measurement of their response as a function of energy and angle of incidence. ISO 4037-3:1999. International Organization for Standardization, 1999.
- I36 Ivanov, V.K., S.Y. Chekin, V.V. Kashcheev et al. Risk of thyroid cancer among Chernobyl emergency workers of Russia. Radiat Environ Biophys 47(4): 463-467 (2008).
- I37 Ivanov, V.K., A.I. Gorsky, V.V. Kashcheev et al. Latent period in induction of radiogenic solid tumors in the cohort of emergency workers. Radiat Environ Biophys 48(3): 247-252 (2009).

- I38 Ivanov, V.K., A.F. Tsyb, S.E. Khait et al. Leukemia incidence in the Russian cohort of Chernobyl emergency workers. *Radiat Environ Biophys* 51(2): 143-149 (2012).
- I39 Iwasaki, T., M. Murata, S. Ohshima et al. Second analysis of mortality of nuclear industry workers in Japan, 1986-1997. *Radiat Res* 159(2): 228-238 (2003).
- J1 Jacob, P., T.I. Bogdanova, E. Buglova et al. Thyroid cancer among Ukrainians and Belarusians who were children or adolescents at the time of the Chernobyl accident. *J Radiol Prot* 26(1): 51-67 (2006).
- J2 Jacob, P., W. Ruhm, L. Walsh et al. Is cancer risk of radiation workers larger than expected? *Occup Environ Med* 66(12): 789-796 (2009).
- J3 Jacob, P., G. Pröhl, I. Likhtarev et al. Pathway analysis and dose distributions. EUR 16541 EN. European Commission, Brussels, 1996.
- J4 Japanese Standards Association. Direct reading personal dose equivalent (rate) meters and monitors for X, gamma, beta and neutron radiations. JIS Z 4312:2002. Japanese Industrial Standard, 2002.
- J5 Japanese Standards Association. Methods of calibration for exposure meters, air kerma meters, air absorbed dose meters and dose-equivalent meters. JIS Z 4511:2005. Japanese Industrial Standard, 2005.
- J6 JNRS. Emergency monitoring data of environmental radioactivity. Japan Society of Nuclear and Radiochemical Sciences [Internet] Available from (<http://www.radiochem.org/kinkyu/index.html>) on 17 December 2013. (Japanese).
- J7 Jones, K.A., C. Walsh, A. Bexon et al. Guidance on the assessment of radiation doses to members of the public due to the operation of nuclear installations under normal conditions. HPA-RPD-019. Health Protection Agency, Chilton, 2006.
- J8 Jung, K.W., Y.J. Won, H.J. Kong et al. Cancer statistics in Korea: incidence, mortality, survival and prevalence in 2010. *Cancer Res Treat* 45(1): 1-14 (2013).
- K1 Katata, G., M. Ota, H. Terada et al. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident. *J Environ Radioact* 109: 103-113 (2012).
- K2 Kaufman, L. and P.J. Rousseeuw. Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. Wiley-Interscience, 2005.
- K3 Kawamura, H., T. Kobayashi, A. Furuno et al. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ¹³¹I and ¹³⁷Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *J Nucl Sci Technol* 48(11): 1349-1356 (2011).
- K4 Kazakov, V.S., E.P. Demidchik and L.N. Astakhova. Thyroid cancer after Chernobyl. *Nature* 359(6390): 21 (1992).
- K5 KEK. Results of environmental radiation measurements. High Energy Accelerator Research Organization (KEK). [Internet] Available from (<http://www.kek.jp/ja/Research/ARL/RSC/Radmonitor>) on 17 December 2013. (Japanese).
- K6 Kenigsberg, J. and K. Kouts. Thyroid doses received by the public of Belarus due to the Fukushima-Daiichi nuclear accident. pp.16-20 in: Transactions - Life Sciences and Non-power

- Applications. European Nuclear Conference, 9-12 December 2012, Manchester. European Nuclear Society, Brussels, 2012.
- K7 Kesminiene, A., A.S. Evrard, V.K. Ivanov et al. Risk of hematological malignancies among Chernobyl liquidators. *Radiat Res* 170(6): 721-735 (2008).
- K8 Kesminiene, A., A.S. Evrard, V.K. Ivanov et al. Risk of thyroid cancer among Chernobyl liquidators. *Radiat Res* 178(5): 425-436 (2012).
- K9 Kessler, R.C., P.R. Barker, L.J. Colpe et al. Screening for serious mental illness in the general population. *Arch Gen Psychiatry* 60(2): 184-189 (2003).
- K10 Keum, D.K., I. Jun, K.M. Lim et al. Radiation dose to human and non-human biota in the Republic of Korea resulting from the Fukushima nuclear accident. *Nucl Eng Technol* 45(1): 1-12 (2013).
- K11 Kikuchi, H. Iodine prophylaxis for emergency workers in Fukushima Daiichi NPS of TEPCO. Officially submitted to the UNSCEAR secretariat. Tokyo Electric Power Company, 2013.
- K12 Kim, C.K., J.I. Byun, J.S. Chae et al. Radiological impact in Korea following the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 111: 70-82 (2012).
- K13 Kim, E., O. Kurihara, T. Suzuki et al. Screening survey on thyroid exposure for children after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. The 1st NIRS Symposium on Reconstruction of Early Internal Dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. pp.59-66. (O. Kurihara et al., eds.). National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 2012.
- K14 Kim, Y., A. Tsutsumi, T. Izutsu et al. Persistent distress after psychological exposure to the Nagasaki atomic bomb explosion. *Br J Psychiatry* 199(5): 411-416 (2011).
- K15 Kinoshita, N., K. Sueki, K. Sasa et al. Assessment of individual radionuclide distributions from the Fukushima nuclear accident covering central-east Japan. *Proc Natl Acad Sci U S A* 108(49): 19526-19529 (2011).
- K16 Kirchner, G., P. Bossew and M. De Cort. Radioactivity from Fukushima Dai-ichi in air over Europe; part 2: what can it tell us about the accident? *J Environ Radioact* 114: 35-40 (2012).
- K17 Knetsch, G.J., ed. Environmental radioactivity in the Netherlands - Results in 2011. RIVM Report 610891004. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, 2013.
- K18 Kobayashi, T., H. Nagai, M. Chino et al. Source term estimation of atmospheric release due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations. *J Nucl Sci Technol* 50(3): 255-264 (2013).
- K19 Koizumi, A., K.H. Harada, T. Niisoe et al. Preliminary assessment of ecological exposure of adult residents in Fukushima Prefecture to radioactive cesium through ingestion and inhalation. *Environ Health Prev Med* 17(4): 292-298 (2012).
- K20 Korsakissok, I., D. Didier, A. Mathieu et al. Evaluation of the atmospheric releases of the Fukushima accident and their consequences. Rapport IRSN/PRP-CRI/SESUC/2012-35. Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Fontenay-aux-Roses, 2011.
- K21 Kritidis, P., H. Florou, K. Eleftheriadis et al. Radioactive pollution in Athens, Greece due to the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 100-104 (2012).

- K22 Krivoruchko, K. *Spatial Statistical Data Analysis for GIS Users*. Esri Press, Redlands, CA, 2011.
- K23 Kryshev, A.I. and I.N. Ryabov. A dynamic model of ¹³⁷Cs accumulation by fish of different age classes. *J Environ Radioact* 50(3): 221-233 (2000).
- K24 Kryshev, I.I. and T.G. Sazykina. *Mathematical Modeling of Radionuclide Migration in Aquatic Ecosystems*. Energoatomizdat, Moscow, 1986. (Russian).
- K25 Kryshev, I.I. and T.G. Sazykina. Evaluation of the irradiation dose rate for marine biota in the region of the destroyed Fukushima reactor (Japan) in March–May 2011. *Atomic Energy* 111(1): 55-60 (2011).
- K26 Kubzansky, L.D., K.C. Koenen, A. Spiro 3rd et al. Prospective study of posttraumatic stress disorder symptoms and coronary heart disease in the Normative Aging Study. *Arch Gen Psychiatry* 64(1): 109-116 (2007).
- K27 Kurihara, O., K. Kanai, T. Nakagawa et al. Measurements of ¹³¹I in the thyroids of employees involved in the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. *J Nucl Sci Technol* 50(2): 122-129 (2013).
- L1 Land, C.E., Z. Zhumadilov, B.I. Gusev et al. Ultrasound-detected thyroid nodule prevalence and radiation dose from fallout. *Radiat Res* 169(4): 373-383 (2008).
- L2 Larsen, P.R., R.A. Conard, K.D. Knudsen et al. Thyroid hypofunction after exposure to fallout from a hydrogen bomb explosion. *JAMA* 247(11): 1571-1575 (1982).
- L3 Larsson, C.M. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *J Environ Radioact* 99(9): 1364-1370 (2008).
- L4 Le Petit, G., G. Douysset, G. Ducros et al. Analysis of radionuclide releases from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident Part I. *Pure Appl Geophys*: 1-16 (2012).
- L5 Leggett, R.W. A physiological systems model for iodine for use in radiation protection. *Radiat Res* 174(4): 496-516 (2010).
- L6 Lifton, R.J. *Death in Life: Survivors of Hiroshima*. Random House Inc, New York, 1967.
- L7 Linkov, I. and D. Burmistrov. Model uncertainty and choices made by modelers: lessons learned from the International Atomic Energy Agency model intercomparisons. *Risk Anal* 23(6): 1297-1308 (2003).
- L8 Little, M.P. A review of non-cancer effects, especially circulatory and ocular diseases. *Radiat Environ Biophys* 52(4): 435-449 (2013).
- L9 Loaiza, P., V. Brudanin, F. Piquemal et al. Air radioactivity levels following the Fukushima reactor accident measured at the Laboratoire Souterrain de Modane, France. *J Environ Radioact* 114: 66-70 (2012).
- L10 Loganovsky, K., J.M. Havenaar, N.L. Tintle et al. The mental health of clean-up workers 18 years after the Chernobyl accident. *Psychol Med* 38(4): 481-488 (2008).
- L11 Loganovsky, K.N. and T.K. Loganovskaja. Schizophrenia spectrum disorders in persons exposed to ionizing radiation as a result of the Chernobyl accident. *Schizophr Bull* 26(4): 751-773 (2000).

- L12 Loganovsky, K.N. and K.L. Yuryev. EEG patterns in persons exposed to ionizing radiation as a result of the Chernobyl accident. Part 2: quantitative EEG analysis in patients who had acute radiation sickness. *J Neuropsychiatry Clin Neurosci* 16(1): 70-82 (2004).
- L13 Long, N.Q., Y. Truong, P.D. Hien et al. Atmospheric radionuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear reactor accident observed in Vietnam. *J Environ Radioact* 111(0): 53-58 (2012).
- L14 Lujaniene, G., S. Bycenkiene, P.P. Povinec et al. Radionuclides from the Fukushima accident in the air over Lithuania: measurement and modelling approaches. *J Environ Radioact* 114: 71-80 (2012).
- M1 Mabuchi, K., M. Hatch, M.P. Little et al. Risk of thyroid cancer after adult radiation exposure: time to re-assess? *Radiat Res* 179(2): 254-256 (2013).
- M2 MacMullin, S., G.K. Giovanetti, M.P. Green et al. Measurement of airborne fission products in Chapel Hill, NC, USA from the Fukushima Dai-ichi reactor accident. *J Environ Radioact* 112: 165-170 (2012).
- M3 Manolopoulou, M., E. Vagena, S. Stoulos et al. Radioiodine and radiocesium in Thessaloniki, Northern Greece due to the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 102(8): 796-797 (2011).
- M4 Masson, O., A. Baeza, J. Bieringer et al. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. *Environ Sci Technol* 45(18): 7670-7677 (2011).
- M5 Masumoto, Y., Y. Miyazawa, D. Tsumune et al. Oceanic dispersion simulations of ¹³⁷Cs released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Elements* 8(3): 207-212 (2012).
- M6 Mathieu, A., I. Korsakissok, D. Quélo et al. Atmospheric dispersion and deposition of radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Elements* 8(3): 195-200 (2012).
- M7 Matsuishi, T., M. Nagano, Y. Araki et al. Scale properties of the Japanese version of the Strengths and Difficulties Questionnaire (SDQ): a study of infant and school children in community samples. *Brain Dev* 30(6): 410-415 (2008).
- M8 Matsuoka, Y., D. Nishi, N. Nakaya et al. Concern over radiation exposure and psychological distress among rescue workers following the Great East Japan Earthquake. *BMC Public Health* 12: 249 (2012).
- M9 Metso, S., P. Jaatinen, H. Huhtala et al. Long-term follow-up study of radioiodine treatment of hyperthyroidism. *Clin Endocrinol (Oxf)* 61(5): 641-648 (2004).
- M10 Mettler Jr., F.A. and A.C. Upton. Cancer induction and dose-response models. pp.73-112 in: *Medical Effects of Ionizing Radiation*, Second edition. (F.A. Mettler Jr. and A.C. Upton, eds.). Philadelphia, Saunders, 1995.
- M11 MEXT. Result of waters monitoring by the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. [Internet] Available from (<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/238/list-1.html>) on 19 February 2013. (Japanese).
- M12 MEXT. Radiation dose distribution. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. [Internet] Available from (<http://ramap.jmc.or.jp/map>) on 6 December 2013. (Japanese).

- M13 MEXT. Results of analyses of radionuclides (Cs-134 and Cs-137) in soil. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. [Internet] Available from (http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/017/shiryo/___icsFiles/afiedfile/2011/09/02/1310688_1.pdf) on 12 January 2013. (Japanese).
- M14 MHLW. Review meeting on the long-term health management of emergency workers at the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, 26 September 2011. (Grand design of the long term health management system). Ministry of Health, Labour and Welfare. [Internet] Available from (<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001plbx.html>) on 1 October 2011. (Japanese).
- M15 MHLW. Provisional regulation values of radioactive materials in food in accordance with Food Sanitation Act. Ministry of Health, Labour and Welfare. [Internet] Available from (<http://www.mhlw.go.jp/english/topics/foodsafety/dl/110318-1.pdf>) on 4 December 2012.
- M16 MHLW. Press release (July 5, 2013): Results of re-evaluation of internal radiation exposure dose to emergency workers in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Ministry of Health, Labour and Welfare. [Internet] Available from (http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/dl/internal_re-evaluation_OV.pdf) on 22 December 2013.
- M17 MHLW. Press release (5 July 2013): Results of re-evaluation of committed dose of emergency workers at the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Ministry of Health, Labour and Welfare. [Internet] Available from (<http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/workers/tepcor/p/130705.html>) on 6 July 2013.
- M18 MHLW. Re-evaluation results of committed doses for emergency workers at the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Ministry of Health, Labour and Welfare. [Internet] Available from (http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/workers/tepcor/p/130705_a02.pdf) on 5 July 2013.
- M19 MIC. The basic information about the population census for 2010 in Japan. Ministry of Internal Affairs and Communications. [Internet] Available from (<http://www.stat.go.jp/data/kokusei/2010/special/english/index.htm>) on 6 December 2012.
- M20 MIC. 2011 Survey on time use and leisure activities. Table no. 2: Average time spent on activities for all persons, for participants and participation rate by day of the week, sex, usual economic activity and life stage. Ministry of Internal Affairs and Communications. [Internet] Available from (<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/ListE.do?bid=000001040667&cycode=0>) on 6 December 2012.
- M21 MIC. Situation report on the 2011 Great East-Japan Earthquake (1 September 2013). Ministry of Internal Affairs and Communication. [Internet] Available from (http://www.fdma.go.jp/neuter/topics/houdou/h25/2509/250909_1houdou/01_houdoushiryu.pdf) on 17 October 2013. (Japanese).
- M22 Møller, A.P., A. Hagiwara, S. Matsui et al. Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environ Pollut* 164: 36-39 (2012).
- M23 Møller, A.P., I. Nishiumi, H. Suzuki et al. Differences in effects of radiation on abundance of animals in Fukushima and Chernobyl. *Ecol Indicators* 24(0): 75-81 (2013).
- M24 Momose, T., C. Takada, T. Nakagawa et al. Whole-body counting of Fukushima residents after the TEPCO Fukushima Daiichi nuclear power station accident. The 1st NIRS Symposium on Reconstruction of Early Internal Dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. pp.67-82. (O. Kurihara et al., eds.). National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 2012.

- M25 Morino, Y., T. Ohara and M. Nishizawa. Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys Res Lett* 38(7): L00G11 (2011).
- M26 Murakami, M. and T. Oki. Estimation of thyroid doses and health risks resulting from the intake of radioactive iodine in foods and drinking water by the citizens of Tokyo after the Fukushima nuclear accident. *Chemosphere* 87(11): 1355-1360 (2012).
- N1 Nagataki, S. Thyroid consequences of the Fukushima nuclear reactor accident. *Eur Thyroid J* 1(3): 148-158 (2012).
- N2 NAIIC. The official report of the Fukushima Nuclear Accident Independent Investigation Commission. The National Diet of Japan, Tokyo, 2012.
- N3 Nakano, M. and P.P. Povinec. Long-term simulations of the ¹³⁷Cs dispersion from the Fukushima accident in the world ocean. *J Environ Radioact* 111: 109-115 (2012).
- N4 NCRP. Risk to the thyroid from ionizing radiation. NCRP Report No. 159. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD, 2008.
- N5 NCRP. Preconception and prenatal radiation exposure: Health effects and protective guidance. NCRP Report No. 174. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD, 2013.
- N6 NERHQ. Roadmap towards settlement of the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, TEPCO. Step 2 completion report. Nuclear Emergency Response Headquarters, Government-TEPCO Integrated Response Office. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu11_e/images/111216e4.pdf) on 15 December 2012.
- N7 NERHQ. Additional report of the Japanese Government to the IAEA - The accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations (Second Report). Nuclear Emergency Response Headquarters. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/japan-report2/japan-report120911.pdf>) on 31 January 2012.
- N8 NERHQ. Report of Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety. The accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations. Nuclear Emergency Response Headquarters. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/japan-report>) on 6 October 2011.
- N9 Neria, Y., A. Nandi and S. Galea. Post-traumatic stress disorder following disasters: a systematic review. *Psychol Med* 38(4): 467-480 (2008).
- N10 NIRS. External dose estimation. National Institute of Radiological Sciences. [Internet] Available from (<http://www.nirs.go.jp/data/pdf/nirsdose.pdf>) on 31 July 2013. (Japanese).
- N11 NIRS. The 1st NIRS Symposium on Reconstruction of Early Internal Dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident. (O. Kurihara et al., eds.). National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 2012.
- N12 NIRS. MONDAL3 – Support system for internal dosimetry. National Institute of Radiological Sciences. [Internet] Available from (<http://www.nirs.go.jp/db/anzendb/RPD/mondal3.php>) on 18 January 2013.
- N13 NISA. INES (the International Nuclear and Radiological Event Scale) rating on the events in Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station by the Tohoku district - off the Pacific Ocean earthquake, April 12, 2011. Nuclear and Industrial Safety Agency, Ministry of Economy,

- Trade and Industry. [Internet] Available from (http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/files/en2011_0412-4.pdf) on 6 December 2013.
- N14 NISA. Regarding the evaluation of the conditions on reactor cores of Unit 1, 2 and 3 related to the accident at Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station, Tokyo Electric Power Co. Inc. Nuclear and Industrial Safety Agency, Ministry of Economy, Trade and Industry. [Internet] Available from (<http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/press/2011/06/en20110615-5.pdf>) on 17 February 2012.
- N15 Nishihara, K., I. Yamagishi, K. Yasuda et al. Radionuclide release to stagnant water in Fukushima-1 Nuclear Power Plant. Transactions of the Atomic Energy Society of Japan 11(1): 13-19 (2012). (Japanese).
- N16 Nishihara, K., H. Iwamoto and K. Suyama. Estimation of fuel compositions in Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant. JAEA-Data/Code 2012-018. Japan Atomic Energy Agency, Tokaimura, 2012.
- N17 NOAA. World Meteorological Organization (WMO) Atmospheric Dispersion Model Simulations of Fukushima Daiichi Accident. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration. [Internet] Available from (http://ready.arl.noaa.gov/READY_fdnpwmo.php) on 18 June 2013.
- N18 NRA. Monitoring information of environmental radioactivity level. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>) on 4 February 2013.
- N19 NRA. Readings of sea area monitoring. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/205/list-1.html>) on 31 December 2013.
- N20 NRA. Sea area monitoring. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://www.iaea.org/newscenter/news/2013/seamonitoring031213.pdf>) on 4 December 2013.
- N21 NRA. Monitoring information of environmental radioactivity level. Sea area monitoring (weekly report). Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/295/list-1.html>) on 2 December 2013.
- N22 NRC. Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII - Phase 2. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., 2006.
- N23 NSRA. Radiation in living environment - National dose in Japan. Nuclear Safety Research Association, Tokyo, 2012. (Japanese).
- O1 Oatway, W.B., J.R. Simmonds and J.D. Harrison. Guidance on the application of dose coefficients for the embryo, fetus and breastfed infant in dose assessments for members of the public. RCE-5. Health Protection Agency, Chilton, 2008.
- O2 Ohkura, T., T. Oishi, M. Taki et al. Emergency monitoring of environmental radiation and atmospheric radionuclides at Nuclear Science Research Institute, JAEA following the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. JAEA-Data/Code 2012-010. Japan Atomic Energy Agency, Tokaimura, 2012.
- O3 Ohnishi, T. The disaster at Japan's Fukushima-Daiichi nuclear power plant after the March 11, 2011 earthquake and tsunami, and the resulting spread of radioisotope contamination. Radiat Res 177(1): 1-14 (2012).
- O4 Ohta, Y., M. Mine, M. Wakasugi et al. Psychological effect of the Nagasaki atomic bombing on survivors after half a century. Psychiatry Clin Neurosci 54(1): 97-103 (2000).

- O5 Olsen, Y.S. and J. Vives i Batlle. A model for the bioaccumulation of (99)Tc in lobsters (*Homarus gammarus*) from the West Cumbrian coast. *J Environ Radioact* 67(3): 219-233 (2003).
- O6 Ostroumova, E., A. Brenner, V. Oliynyk et al. Subclinical hypothyroidism after radioiodine exposure: Ukrainian-American cohort study of thyroid cancer and other thyroid diseases after the Chernobyl accident (1998-2000). *Environ Health Perspect* 117(5): 745-750 (2009).
- O7 Otsuka, S. and T. Kobayashi. Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environ Monit Assess* 185(7): 5419-5433 (2013).
- O8 Ozasa, K., Y. Shimizu, A. Suyama et al. Studies of the mortality of atomic bomb survivors, Report 14, 1950-2003: an overview of cancer and noncancer diseases. *Radiat Res* 177(3): 229-243 (2012).
- P1 Paatero, J., J. Vira, M. Siitari-Kauppi et al. Airborne fission products in the High Arctic after the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 41-47 (2012).
- P2 Pentreath, R.J. A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas. *J Radiol Prot* 19(2): 117-128 (1999).
- P3 Periañez, R., K.S. Suh and B.I. Min. Local scale marine modelling of Fukushima releases. Assessment of water and sediment contamination and sensitivity to water circulation description. *Mar Pollut Bull* 64(11): 2333-2339 (2012).
- P4 Perrot, F., P. Hubert, C. Marquet et al. Evidence of ¹³¹I and (¹³⁴, ¹³⁷)Cs activities in Bordeaux, France due to the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 61-65 (2012).
- P5 Peters, H., C. Fischer, U. Bogner et al. Radioiodine therapy of Graves' hyperthyroidism: standard vs. calculated ¹³¹iodine activity. Results from a prospective, randomized, multicentre study. *Eur J Clin Invest* 25(3): 186-193 (1995).
- P6 Petoussi-Hens, N., H. Schlattl, M. Zankl et al. Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children. *Phys Med Biol* 57(18): 5679-5713 (2012).
- P7 Pham, M.K., M. Eriksson, I. Levy et al. Detection of Fukushima Daiichi nuclear power plant accident radioactive traces in Monaco. *J Environ Radioact* 114: 131-137 (2012).
- P8 Pilz, J., H. Kazianka and G. Spöck. Some advances in Bayesian spatial prediction and sampling design. *Spatial Statistics* 1: 65-81 (2012).
- P9 Pinero Garcia, F. and M.A. Ferro Garcia. Traces of fission products in southeast Spain after the Fukushima nuclear accident. *J Environ Radioact* 114: 146-151 (2012).
- P10 Pittauerova, D., B. Hettwig and H.W. Fischer. Fukushima fallout in Northwest German environmental media. *J Environ Radioact* 102(9): 877-880 (2011).
- P11 Polyukhov, A.M., I.V. Kobsar, V.I. Grebelnik et al. The accelerated occurrence of age-related changes of organism in Chernobyl workers: a radiation-induced progeroid syndrome? *Exp Gerontol* 35(1): 105-115 (2000).
- P12 Povinec, P.P., K. Hirose and M. Aoyama. Radiostrontium in the western North Pacific: characteristics, behavior, and the Fukushima impact. *Environ Sci Technol* 46(18): 10356-10363 (2012).

- P13 Povinec, P.P., I. Sykora, K. Holy et al. Aerosol radioactivity record in Bratislava/Slovakia following the Fukushima accident - a comparison with global fallout and the Chernobyl accident. *J Environ Radioact* 114: 81-88 (2012).
- P14 Preston, D.L., A. Mattsson, E. Holmberg et al. Radiation effects on breast cancer risk: a pooled analysis of eight cohorts. *Radiat Res* 158(2): 220-235 (2002).
- P15 Preston, D.L., E. Ron, S. Tokuoka et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors: 1958-1998. *Radiat Res* 168(1): 1-64 (2007).
- P16 Preston, D.L., H. Cullings, A. Suyama et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors exposed in utero or as young children. *J Natl Cancer Inst* 100(6): 428-436 (2008).
- R1 Rahu, K., M. Rahu, M. Tekkel et al. Suicide risk among Chernobyl cleanup workers in Estonia still increased: an updated cohort study. *Ann Epidemiol* 16(12): 917-919 (2006).
- R2 Rahu, K., A. Auvinen, T. Hakulinen et al. Chernobyl cleanup workers from Estonia: follow-up for cancer incidence and mortality. *J Radiol Prot* 33(2): 395-411 (2013).
- R3 Rahu, M., M. Tekkel, T. Veidebaum et al. The Estonian study of Chernobyl cleanup workers: II. Incidence of cancer and mortality. *Radiat Res* 147(5): 653-657 (1997).
- R4 Reiners, C. Thyroid cancer in 2013: Advances in our understanding of differentiated thyroid cancer. *Nat Rev Endocrinol* 10(2): 69-70 (2013).
- R5 Richardson, D.B. Exposure to ionizing radiation in adulthood and thyroid cancer incidence. *Epidemiology* 20(2): 181-187 (2009).
- R6 Romanenko, A.Y., S.C. Finch, M. Hatch et al. The Ukrainian-American study of leukemia and related disorders among Chornobyl cleanup workers from Ukraine: III. Radiation risks. *Radiat Res* 170(6): 711-720 (2008).
- R7 Ron, E. and A. Brenner. Non-malignant thyroid diseases after a wide range of radiation exposures. *Radiat Res* 174(6): 877-888 (2010).
- S1 Safecast. SAFECAST MAP. [Internet] Available from (<http://blog.safecast.org/maps/>) on 12 January 2013.
- S2 Sato, O., S. Nonaka and J.I. Tada. Intake of radioactive materials as assessed by the duplicate diet method in Fukushima. *J Radiol Prot* 33(4): 823-838 (2013).
- S3 Saunier, O., A. Mathieu, D. Didier et al. An inverse modeling method to assess the source term of the Fukushima Nuclear Power Plant accident using gamma dose rate observations. *Atmos. Chem. Phys.* 13(22): 11403-11421 (2013).
- S4 Sazykina, T.G. ECOMOD — An ecological approach to radioecological modelling. *J Environ Radioact* 50(3): 207-220 (2000).
- S5 Schollnberger, H., J.C. Kaiser, P. Jacob et al. Dose-responses from multi-model inference for the non-cancer disease mortality of atomic bomb survivors. *Radiat Environ Biophys* 51(2): 165-178 (2012).
- S6 Sekiya, T. Progress on offsite cleanup efforts in Japan. Side event by Government of Japan at 56th IAEA General Conference, Vienna, 17 September 2012. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (<http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/files/P-2-1.pdf>) on 6 May 2013.

- S7 Shigemura, J., T. Tanigawa, I. Saito et al. Psychological distress in workers at the Fukushima nuclear power plants. *JAMA* 308(7): 667-669 (2012).
- S8 Shigemura, J., T. Tanigawa, S.Y. Sano et al. Psychological trauma risks among disaster workers: perspectives on their mental health following the Great East Japan Earthquake. *Seishin Shinkeigaku Zasshi* 114(11): 1267-1273 (2012). (Japanese).
- S9 Shimizu, Y., K. Kodama, N. Nishi et al. Radiation exposure and circulatory disease risk: Hiroshima and Nagasaki atomic bomb survivor data, 1950-2003. *Br Med J* 340: b5349 (2010).
- S10 Sinclair, L.E., H.C. Seywerd, R. Fortin et al. Aerial measurement of radioxenon concentration off the west coast of Vancouver Island following the Fukushima reactor accident. *J Environ Radioact* 102(11): 1018-1023 (2011).
- S11 Stohl, A., P. Seibert, G. Wotawa et al. Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Atmos Chem Phys* 12(5): 2313-2343 (2012).
- S12 Sugiyama, G., J. Nasstrom, B. Pobanz et al. Atmospheric dispersion modeling: challenges of the Fukushima Daiichi response. *Health Phys* 102(5): 493-508 (2012).
- S13 Suzuki, T., T. Nakano and E. Kim. Development of integrated whole body counter. *Radiat Prot Dosim* 127(1-4): 297-302 (2007).
- S14 Swift, D.J. The accumulation of plutonium by the European lobster (*Homarus gammarus* L.). *J Environ Radioact* 16(1): 1-24 (1992).
- T1 Tagami, K., S. Uchida, Y. Uchihori et al. Specific activity and activity ratios of radionuclides in soil collected about 20 km from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant: Radionuclide release to the south and southwest. *Sci Total Environ* 409(22): 4885-4888 (2011).
- T2 Tagami, K., S. Uchida, N. Ishii et al. Estimation of Te-132 distribution in Fukushima Prefecture at the early stage of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant reactor failures. *Environ Sci Technol* 47(10): 5007-5012 (2013).
- T3 Takahara, S., M. Iijima, K. Shimada et al. Assessment of radiation doses to the public in areas contaminated by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. pp.212-220 in: *Proceedings of International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents after Accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station*, Shiran Hall, Kyoto, 14 December 2012. Japan Atomic Energy Agency, Tokaimura, 2012.
- T4 Tanigawa, K., Y. Hosoi, N. Hirohashi et al. Loss of life after evacuation: lessons learned from the Fukushima accident. *Lancet* 379(9819): 889-891 (2012).
- T5 Taniguchi, N., N. Hayashida, H. Shimura et al. Ultrasonographic thyroid nodular findings in Japanese children. *J Med Ultrasonics* 40(3): 219-224 (2013).
- T6 TEPCO. Results of monitoring at Fukushima-Daiichi nuclear power station. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu11_e/images/110528e14.pdf) on 14 December 2012.
- T7 TEPCO. Press releases (several): The results of nuclide analyses of radioactive materials in the air at the site of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (<http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/index1103-e.html>) on 17 December 2013.

- T8 TEPCO. Press release (Nov 30, 2011): Evaluation status of internal exposure dose of emergency workers. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (<http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11113013-e.html>) on 11 April 2013.
- T9 TEPCO. Press release (June 10, 2011): Status of improvement on working environment of workers in Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (Attachment 2: About cool vest). Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (<http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11061013-e.html>) on 11 June 2011.
- T10 TEPCO. Dose estimation for three workers whose feet were exposed from contaminated water. Officially submitted to the UNSCEAR secretariat. Tokyo Electric Power Company, 2012.
- T11 TEPCO. Fukushima nuclear accident analysis report. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120620e0104.pdf) on 20 June 2012.
- T12 TEPCO. Radiation dose measured at monitoring post of Fukushima Daiichi nuclear power station. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (<http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/f1/index-e.html>) on 31 December 2013.
- T13 TEPCO. Press release (May 24, 2012): Attachment: Estimation of the released amount of radioactive materials into the atmosphere as a result of the accident in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (Estimation made as of May 2012). Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0201.pdf) on 6 December 2013.
- T14 TEPCO. Press release (August 13, 2012): Report on the APD misuse by TEPCO subcontractor at Fukushima Daiichi nuclear power station to the Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA) of the Ministry of Economy, Trade and Industry. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/2012/1211803_1870.html) on 4 December 2012.
- T15 TEPCO. Press release (May 24, 2012): Attachment: Result of estimation of the released amount of radioactive materials into the ocean (in the vicinity of a port) as a result of the accident in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (Estimation made as of May 2012). Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0202.pdf) on 6 October 2013.
- T16 TEPCO. Press release (Nov 30, 2012): Exposure dose evaluation of the workers at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/2012/1223443_1870.html) on 4 May 2013.
- T17 TEPCO. Press release (December 13, 2013): First progress report: The results of the investigation and examining on the unidentified and unsolved matters of the Fukushima nuclear accident. Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/2013/1233101_5130.html) on 14 December 2013.
- T18 TEPCO. Nuclide analysis results of fish and shellfish (The ocean area within 20 km radius of Fukushima Daiichi NPS). Tokyo Electric Power Company. [Internet] Available from (http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/f1/smp/2013/images/fish_130315-e.pdf) on 4 July 2013.
- T19 Terada, H., G. Katata, M. Chino et al. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *J Environ Radioact* 112: 141-154 (2012).

- T20 Tokonami, S., M. Hosoda, S. Akiba et al. Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 2(507): 1-4 (2012).
- T21 Tokyo Metropolitan Government. Radionuclides in air dust samples. [Internet] Available from (<http://www.metro.tokyo.jp/INET/CHOUSA/2011/12/DATA/60lcq101.pdf>) on 24 December 2012. (Japanese).
- T22 Tositti, L., E. Brattich, G. Cinelli et al. Comparison of radioactivity data measured in PM10 aerosol samples at two elevated stations in northern Italy during the Fukushima event. *J Environ Radioact* 114: 105-112 (2012).
- T23 Tronko, M.D., G.R. Howe, T.I. Bogdanova et al. A cohort study of thyroid cancer and other thyroid diseases after the Chornobyl accident: thyroid cancer in Ukraine detected during first screening. *J Natl Cancer Inst* 98(13): 897-903 (2006).
- T24 Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama et al. Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *J Environ Radioact* 111: 100-108 (2012).
- U1 Ulanovsky, A. and G. Prohl. A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota. *Radiat Environ Biophys* 45(3): 203-214 (2006).
- U2 Ulanovsky, A., G. Prohl and J.M. Gomez-Ros. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota. *J Environ Radioact* 99(9): 1440-1448 (2008).
- U3 Ulanovsky, A., P. Jacob, S. Fesenko et al. ReSCA: decision support tool for remediation planning after the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys* 50(1): 67-83 (2011).
- U4 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1988 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with annexes. United Nations sales publication E.88.IX.7. United Nations, New York, 1988.
- U5 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1993 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publication E.94.IX.2. United Nations, New York, 1993.
- U6 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1996 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1996 Report to the General Assembly, with scientific annex. United Nations sales publication E.96.IX.3. United Nations, New York, 1996.
- U7 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects. UNSCEAR 2000 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publication E.00.IX.4. United Nations, New York, 2000.
- U8 UNSCEAR. Hereditary Effects of Radiation. UNSCEAR 2001 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2001 Report to the General Assembly, with scientific annex. United Nations sales publication E.01.IX.2. United Nations, New York, 2001.
- U9 UNSCEAR. Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2006 Report. United Nations Scientific Committee

- on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.08.IX.6. United Nations, New York, 2008.
- U10 UNSCEAR. Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Scientific Annexes C, D and E. UNSCEAR 2006 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.09.IX.5. United Nations, New York, 2009.
- U11 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources. Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2008 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.10.XI.3. United Nations, New York, 2010.
- U12 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects. Scientific Annexes C, D and E. UNSCEAR 2008 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.11.IX.3. United Nations, New York, 2011.
- U13 UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2010. UNSCEAR 2010 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication M.II.IX.4. United Nations, New York, 2011.
- U14 UNSCEAR. Uncertainties in risk estimates for cancer due to exposure to ionizing radiation (A/AC.82/R.687). Document for the UNSCEAR 59th Session, Vienna, 21-25 May 2012. Distr. Restricted. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2012.
- U15 UNSCEAR. Biological Mechanisms of Radiation Actions at Low Doses. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. [Internet] Available from (http://www.unscear.org/docs/reports/Biological_mechanisms_WP_12-57831.pdf) on 1 June 2013.
- U16 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Volume II: Scientific Annex B. UNSCEAR 2013 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.14.IX.2. United Nations, New York, 2013.
- U17 USDOE. US DOE/NNSA Response to 2011 Fukushima Incident - raw aerial data and extracted ground exposure. US Department of Energy. [Internet] Available from (<https://explore.data.gov/d/prn-6s35>) on 21 March 2013.
- V1 Viel, J.F., E. Curbakova, B. Dzerve et al. Risk factors for long-term mental and psychosomatic distress in Latvian Chernobyl liquidators. *Environ Health Perspect* 105(Suppl 6): 1539-1544 (1997).
- V2 Viinamaki, H., E. Kumpusalo, M. Myllykangas et al. The Chernobyl accident and mental wellbeing - a population study. *Acta Psychiatr Scand* 91(6): 396-401 (1995).
- V3 Vives i Batlle, J., R.C. Wilson, P. McDonald et al. A biokinetic model for the uptake and depuration of radioiodine by the edible periwinkle *Littorina littorea*. pp. 449-462 in: *Radioactivity in the Environment*. (P. Povinec and J.A. Sanchez-Cabeza, eds.). Elsevier Ltd, 2006.
- V4 Vives i Batlle, J., R.C. Wilson, S.J. Watts et al. Dynamic model for the assessment of radiological exposure to marine biota. *J Environ Radioact* 99(11): 1711-1730 (2008).

- V5 Von Korff, M.R., K.M. Scott and O. Gureje, eds. *Global Perspectives on Mental-Physical Comorbidity in the WHO World Mental Health Surveys*. Cambridge University Press, Cambridge, 2009.
- W1 Wada, K., T. Yoshikawa, T. Hayashi et al. Emergency response technical work at Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: occupational health challenges posed by the nuclear disaster. *Occup Environ Med* 69(8): 599-602 (2012).
- W2 Wakeford, R. Childhood leukaemia following medical diagnostic exposure to ionizing radiation in utero or after birth. *Radiat Prot Dosim* 132(2): 166-174 (2008).
- W3 Wakeford, R. The silver anniversary of the Chernobyl accident. Where are we now? *J Radiol Prot* 31(1): 1-7 (2011).
- W4 Wakeford, R. And now, Fukushima. *J Radiol Prot* 31(2): 167-176 (2011).
- W5 Wakeford, R. The risk of childhood leukaemia following exposure to ionising radiation - a review. *J Radiol Prot* 33(1): 1-25 (2013).
- W6 Weathers, F.W., B.T. Litz, J.A. Huska et al. *PTSD CheckList - Civilian version (PCL-C)*. National Center for PTSD, Behavioral Science Division, Boston, 1994.
- W7 Webb, C.P., E.J. Bromet, N.L. Tintle et al. Smoking initiation and nicotine dependence symptoms in Ukraine: findings from the Ukraine World Mental Health survey. *Public Health* 121(9): 663-672 (2007).
- W8 Wetherbee, G.A., D.A. Gay, T.M. Debey et al. Wet deposition of fission-product isotopes to North America from the Fukushima Dai-ichi incident, March 2011. *Environ Sci Technol* 46(5): 2574-2582 (2012).
- W9 WHO. Health effects of the Chernobyl accident and special health care programmes. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Health". (B. Bennett et al., eds.). World Health Organization, Geneva, 2006.
- W10 WHO. Use of potassium iodide for thyroid protection during nuclear or radiological emergencies. World Health Organization. [Internet] Available from (http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/tech_briefings/potassium_iodide/en/index.html) on 8 May 2012.
- W11 WHO. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami. World Health Organization, Geneva, 2012.
- W12 WHO. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. World Health Organization, Geneva, 2013.
- W13 Wilson, R.C., J. Vives i Batlle, P. McDonald et al. Uptake and depuration of ¹³¹I by the edible periwinkle *Littorina littorea*: uptake from labelled seaweed (*Chondrus crispus*). *J Environ Radioact* 80(3): 259-271 (2005).
- W14 Wilson, R.C., J. Vives i Batlle, S.J. Watts et al. Uptake and depuration of ¹³¹I from labelled diatoms (*Skeletonema costatum*) to the edible periwinkle (*Littorina littorea*). *J Environ Radioact* 96(1-3): 75-84 (2007).
- W15 Winiarek, V., M. Bocquet, O. Saunier et al. Estimation of errors in the inverse modeling of accidental release of atmospheric pollutant: Application to the reconstruction of the cesium-137 and iodine-131 source terms from the Fukushima Daiichi power plant. *J Geophys Res* 117(D5): 1-16 (2012).

- W16 WMO. Meeting of the WMO Task Team on Meteorological Analyses for Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, Geneva, 30 November–2 December 2011. Final report. World Meteorological Organization. [Internet] Available from (http://www.wmo.int/pages/prog/www/CBS-Reports/documents/FinalRep_TT_FDnpp_v6.pdf) on 4 August 2013.
- W17 WMO. Meeting of the WMO Task Team on Meteorological Analyses for Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, London, 1-3 May 2012. Final report. World Meteorological Organization. [Internet] Available from (www.wmo.int/pages/prog/www/CBS-Reports/documents/FinalReport_TTMetAnalyFDnpp.pdf) on 20 June 2012.
- W18 WMO. Third meeting of WMO Task Team on Meteorological Analyses for Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant Accident, Vienna, 3-5 December 2012. Final Report. World Meteorological Organization. [Internet] Available from (<http://www.wmo.int/pages/prog/www/CBS-Reports/documents/FINAL-REPORT-Vienna-Dec2012.pdf>) on 31 May 2013.
- Y1 Yamada, M. and S. Izumi. Psychiatric sequelae in atomic bomb survivors in Hiroshima and Nagasaki two decades after the explosions. *Soc Psychiatry Psychiatr Epidemiol* 37(9): 409-415 (2002).
- Y2 Yamaguchi, I. Radioactive concentration of food caused by Fukushima nuclear power plant disaster and new radiological standards for foodstuffs in the existing exposure situation in Japan after a severe nuclear accident. *Jpn J Health Phys* 47(2): 144-147 (2012).
- Y3 Yang, W. and L. Guo. Depositional fluxes and residence time of atmospheric radioiodine (¹³¹I) from the Fukushima accident. *J Environ Radioact* 113: 32-36 (2012).
- Y4 Yasumura, S. Newsmaker interview: Seiji Yasumura. Fukushima begins 30-year odyssey in radiation health. Interview by Dennis Normile. *Science* 333(6043): 684-685 (2011).
- Y5 Yasumura, S., M. Hosoya, S. Yamashita et al. Study protocol for the Fukushima Health Management Survey. *J Epidemiol* 22(5): 375-383 (2012).
- Y6 Yasumura, S., A. Goto, S. Yamazaki et al. Excess mortality among relocated institutionalized elderly after the Fukushima nuclear disaster. *Public Health* 127(2): 186-188 (2013).
- Y7 Yokogawa, T., K. Takahashi, T. Nagata et al. Suboptimal radiation protection for municipal employees operating in the Fukushima designated zone. *Occup Environ Med* 69(6): 453-454 (2012).
- Y8 Yoshizawa, Y. and T. Kusama. Weight, iodine content and iodine uptake of the thyroid gland of normal Japanese. *Jpn J Health Phys* 11(2): 123-128 (1976). (Japanese).
- Z1 Zablotska, L.B., T.I. Bogdanova, E. Ron et al. A cohort study of thyroid cancer and other thyroid diseases after the Chernobyl accident: dose-response analysis of thyroid follicular adenomas detected during first screening in Ukraine (1998-2000). *Am J Epidemiol* 167(3): 305-312 (2008).
- Z2 Zablotska, L.B., D. Bazyka, J.H. Lubin et al. Radiation and the risk of chronic lymphocytic and other leukemias among chernobyl cleanup workers. *Environ Health Perspect* 121(1): 59-65 (2013).
- Z3 ZAMG. Accident in the Japanese NPP Fukushima: Spread of radioactivity/first source estimates from CTBTO data show large source terms at the beginning of the accident/weather currently not favourable/low level radioactivity meanwhile observed over U.S. East Coast and Hawaii (Update: 22 March 2011 15:00). Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

[Internet] Available from (http://www.zamg.ac.at/docs/aktuell/Japan2011-03-22_1500_E.pdf) on 11 April 2013.

- Z4 Zava, T.T. and D.T. Zava. Assessment of Japanese iodine intake based on seaweed consumption in Japan: A literature-based analysis. *Thyroid Res* 4(14): 1-7 (2011).
- Z5 Zheng, J., T. Aono, S. Uchida et al. Distribution of Pu isotopes in marine sediments in the Pacific 30 km off Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Geochem J* 46(4): 361-369 (2012).
- Z6 Zvonova, I.A. Dietary intake of stable I and some aspects of radioiodine dosimetry. *Health Phys* 57(3): 471-475 (1989)



この刊行物の内容

第 I 巻

原子放射線の影響に関する国連科学委員会による国連総会報告書

科学的附属書

附属書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

附属書 A: データの編集

附属書 B: 放射性核種の放出、拡散および沈着

附属書 C: 公衆に対する線量評価

附属書 D: 作業者の線量評価

附属書 E: 作業者と公衆における健康影響

附属書 F: ヒト以外の生物相の線量と影響の評価

補足資料(英文)はwww.unscear.orgにて公表

情報にもとづく意思決定のための、放射線に関する科学的情報の評価

1955年、国連総会は、電離放射線の人体と環境への影響に対する懸念に応えるため、原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)を設置した。当時、大気圏内核兵器実験によって発生した放射性降下物が、大気、水および食物を通じて人々のもとに到達しつつあった。UNSCEARは、電離放射線のレベルと影響に関する情報の収集及び評価のために設けられた。最初の一連の報告書が科学的根拠となり、大気圏核実験を禁止する部分的核実験禁止条約が1963年に調印されている。

以降、数十年を経てUNSCEARは地球規模の原子放射線レベルとその影響に関する世界的権威となるまで発展を遂げた。UNSCEARは科学的情報を独自にかつ客観的に評価するが、その目的は、放射線リスクと防護についての政策決定と意思決定に取り組むことではなく、それら決定のための情報を提供することである。