

ICRP

Publication 108

環境防護

標準動物および標準植物の 概念と使用

公益社団法人

日本アイソトープ協会

環境防護

標準動物および標準植物の 概念と使用

2008年10月 主委員会により承認

公益社団法人
日本アイソトープ協会

ICRP
Publication 108

Environmental Protection:
the Concept and Use of Reference Animals and Plants

Editor

C.H. CLEMENT

Copyright © 2017 The Japan Radioisotope Association. All Rights reserved.
Authorised translation from the English language edition published for
the International Commission on Radiological Protection by Elsevier Ltd.
Copyright © 2009 The International Commission on Radiological Protection
Published by Elsevier Ltd. All Rights reserved.

*No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system or
transmitted in any form or by any means electronic, electrostatic, magnetic tape,
mechanical photocopying, recording or otherwise or republished in any form,
without permission in writing from the copyright owner.*



Japanese Translation Series of ICRP Publications
Publication 108

This translation was undertaken by the following colleagues.

Supervised by

Kazuo SAKAI

Translated by

Nobuyoshi ISHII, Isao KAWAGUCHI, Yoshihisa KUBOTA, Keiko TAGAMI,
Shino TAKEDA, Tetsuo NAKAJIMA, Shoichi FUMA, Masatake YAMAUCHI,
Satoshi YOSHIDA, Yoshito WATANABE, Kenzo FUJIMOTO

Editorial Board

The Committee for Japanese Translation of ICRP Publications,
Japan Radioisotope Association

working in close collaboration with Japanese ICRP & ICRU members.

◆ Committee members ◆

Ohtsura NIWA (Chair; ICRP, MC)	Keiko IMAMURA (Vice-chair)	
Reiko KANDA	Michiya SASAKI ¹⁾	Yasuhito SASAKI*
Gen SUZUKI	Kenzo FUJIMOTO ²⁾	Michio YOSHIZAWA

◆ Supervisors ◆

Nobuhiko BAN (ICRP, C1)	Nobuhito ISHIGURE* (ICRP, C2)
Akira ENDO (ICRP, C2)	Yoshiharu YONEKURA (ICRP, C3)
Michiaki KAI (ICRP, C4)	Toshimitsu HOMMA (ICRP, C4)
Kazuo SAKAI (ICRP, C5)	Hideo TATSUZAKI (ICRU)

* Former ICRP member. ¹⁾ From May 2014, ²⁾ To March 2014.

邦訳版への序

本書はICRPの主委員会によって2008年10月に承認され2009年に刊行された、環境の放射線防護を目指して標準動物と標準植物という概念の導入を提案した報告書

Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants
(Publication 108. *Annals of the ICRP*, Vol. 38, No. 4-6 (2008))

を、ICRPの了解のもとに翻訳したものである。

翻訳は、石井伸昌、川口勇生、久保田善久、田上恵子、武田志乃、中島徹夫、府馬正一、山内正剛、吉田聡、渡辺嘉人の諸氏（(独)放射線医学総合研究所）*により素訳がなされ、吉田氏による第1次とりまとめの後、藤元憲三氏（前(独)放射線医学総合研究所）が校閲とともに最終補訳を引き継いだ。*所属は翻訳時

この訳稿をもとに、ICRP勧告翻訳検討委員会において推敲を重ね、第5専門委員会の酒井一夫氏の監修をいただいて、最終稿を決定した。原著の記述に対する疑問は原著者に直接確認し、誤りと判明した場合は修正し、必要と思われた場合は訳注を付した。

放射線防護体系の中で、長年、防護の対象は人間であった。2007年勧告において、主勧告としては初めて環境の防護が取り上げられた。その後、環境の放射線防護の枠組みに具体的に踏み込んだのが*Publication 108*である。この刊行物では、環境中の放射性物質濃度と被ばく線量率や、被ばく線量率と影響とを関連づけるツールとして「標準動物」と「標準植物」という概念が導入されている。線量率については、標準動物や標準植物を拡大したり縮小したり（リスケーリング）して、実際に影響を評価する生物種の大きさに合わせる。また、影響の評価にあたって、すべての線量率にわたって、詳細な情報が揃っているわけではないなか、標準動物や標準植物で得られている情報を出発点として影響評価が行われる。今後へ向けての課題も残っているが、環境の放射線防護という新たな挑戦の出発点として重要な刊行物と位置づけられよう。

委員会事情により刊行まで年月を経たが、大部の翻訳に粘り強く取り組まれた関係各位のご尽力に衷心の感謝を申し上げたい。

平成29年3月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

(公社)日本アイソトープ協会
ICRP 勧告翻訳検討委員会

委員長 丹羽 太貫 (ICRP 主委員会, 福島県立医科大学)
副委員長 今村 恵子 (前 聖マリアンナ医科大学)
委員 神田 玲子 ((独)放射線医学総合研究所)
佐々木道也¹⁾ ((一財)電力中央研究所)
佐々木康人 (湘南鎌倉総合病院附属臨床研究センター)
鈴木 元 (国際医療福祉大学クリニック)
藤元 憲三²⁾ (元 (独)放射線医学総合研究所)
吉澤 道夫 ((独)日本原子力研究開発機構)

監 修 者

伴 信彦 (ICRP 第 1 専門委員会, 東京医療保健大学)
石樽 信人 (前 ICRP 第 2 専門委員会, 名古屋大学)
遠藤 章 (ICRP 第 2 専門委員会, (独)日本原子力研究開発機構)
米倉 義晴 (ICRP 第 3 専門委員会, (独)放射線医学総合研究所)
甲斐 倫明 (ICRP 第 4 専門委員会, 大分県立看護科学大学)
本間 俊充 (ICRP 第 4 専門委員会, (独)日本原子力研究開発機構)
酒井 一夫 (ICRP 第 5 専門委員会, (独)放射線医学総合研究所)
立崎 英夫 (ICRU 委員, (独)放射線医学総合研究所)

(※ メンバーおよび所属は校閲時
1) 2014 年 5 月より 2) 2014 年 3 月まで)

抄 録

「環境防護」には、簡単で単一の普遍的な定義は存在しておらず、概念が国によってもまた状況によっても異なることを委員会は承知していたが、放射線防護体系についての最新の勧告において、委員会は環境防護の問題に直接取り組むために、その適用範囲を拡大することが必要かつ適切であると考えた。それは、非常に大きく、また複雑な問題である。それでも委員会は、環境防護と潜在的な放射線影響の特有の問題に関して、ある種の野心的な目標を掲げることが適切であると考え、その一般的な目標に、環境における有害な放射線影響を、すなわち、生物多様性の維持、種の保全、もしくは自然の生息環境と群集および生態系の健全性の維持、に及ぼす影響を無視できる程度にまで防止、あるいはその頻度を低減することを目指すという目標を組み入れた。委員会はまた、国家当局によっては、自国の法律の枠組内で環境が保護されていることを直接的かつ明らかに証明する必要があることも認識していた。

しかし、委員会はまた、環境防護に対する委員会のアプローチが、リスクレベル全体に合ったものとするべきであり（すなわち最適化）、環境を保護するために行われている他のアプローチと調和すべきであると信じてとも述べた。したがって、何らかの形の数値的ガイダンスが必要であり、被ばくと線量、線量と影響、そして影響と起こり得る結果との間の関係についての知見に基づくそのようなガイダンスは、人間の防護のために開発されたガイダンスと同様のしっかりした科学的体系に基づく必要があり、標準動物および標準植物セットを作成することでこれは最も良く達成できると考えられると委員会は述べた。

したがって、本勧告では標準動物および標準植物という概念を導入し、小さなセットを定義する。それらの被ばく経路について考察しつつ、それらのライフサイクルの異なる段階での線量評価に関して最も利用可能なデータを照合し、その妥当性を考察する。さらに本勧告ではこの情報をさらに発展させて利用し、それぞれの生物の内部または外部に存在するかもしれない75種類の放射性核種について、線量を計算できる表形式のデータセット（ $[(\mu\text{Gy}/\text{日})/(\text{Bq}/\text{kg})]$ ）として表される線量換算係数）を導き出した。

本勧告では、致死、罹患、繁殖成功率の低下および染色体損傷への影響の観点から、そのような生物タイプ（あるいは、より正確なデータが欠如している場合は類似の生物）に対して得られた放射線の影響についての情報を検討する。この情報に基づいて、本報告書では、生物タイプごとに誘導考慮参考レベルのセットを導き出しているが、これは、各生物タイプあるいは同じような種類の生物の環境防護に投じられるであろう労力レベルの最適化を助け、環境防護のため当局が異なる被ばく状況下で実施したいと思われる内容を、より幅広く検討する際の基準点として役立つためのものである。誘導考慮参考レベルに達する可能性がある場合の対応を検討する際に考慮すべき様々な要因についても考察する。

使用した動物と植物のタイプに関してより幅広い背景情報も提示している。線量評価モデルの限られたセットを他の形状や大きさの動植物へ外挿あるいは内挿するための助けとなる

(iv) 抄 録

追加情報も提示している。

多くの状況の中で放射線被ばくは考慮すべき一要素にすぎないことを委員会は承知している。したがって、委員会は、規制当局と事業者が、既に存在する、あるいは近い将来制定されると見込まれる広い範囲の国際および国内環境法規を遵守していることを必要に応じて実証するために参照するであろう高水準のガイダンスと助言を提供することを意図している。委員会はまた、関連する追加データセットや放射線加重係数のような主題に関するさらなるガイダンスにより、この導入的報告書を補完することも意図している。

キーワード：環境防護，標準動物および標準植物

目 次

	頁	(項)
抄 録	(iii)	
招待論説	(ix)	
序 文	(xiii)	
総 括	(xvii)	
用語解説	(xix)	
1. 緒 論	1	(1)
1.1 環境防護に関する委員会の目的	1	(1)
1.2 人間と環境の防護への共通のアプローチの提供	2	(4)
1.3 本報告書の適用範囲	5	(13)
1.4 参考文献	6	
2. 標準動物および標準植物	7	(15)
2.1 概念の紹介	7	(15)
2.2 標準動物および標準植物の定義	8	(20)
2.3 標準動物および標準植物の選択基準	9	(24)
2.4 標準動物および標準植物のセット	11	(30)
2.5 個々の標準動物および標準植物	12	(31)
2.6 個体群と生態系	17	(58)
2.7 参考文献	20	
3. 被ばく経路	23	(66)
3.1 緒 論	23	(66)
3.2 さまざまな被ばく状況におけるデータの必要性	24	(71)
4. 標準動物および標準植物における線量換算係数の計算	27	(78)
4.1 用語の定義	27	(78)

(vi) 目 次

4.2 標準動物および標準植物のために用いられる線量計算において 考慮すべき事柄ならびに計算方法の選択	29 (84)
4.3 標準動物および標準植物に使用された手法の選択	31 (89)
4.4 標準動物および標準植物に対して詳細に考慮すべき事柄	31 (91)
4.5 標準動物および標準植物に対する特有の線量換算係数の計算	35 (102)
4.6 考 察	43 (134)
4.7 参 考 文 献	44
5. 標準動植および標準植物に対する放射線影響とその重要性	47 (139)
5.1 緒 論	47 (139)
5.2 放射線影響全般および人間を動物として見た場合の 放射線影響についての現在の理解	48 (142)
5.3 環境の放射線防護や標準動物および標準植物を考えた時に 関連のある放射線影響	53 (161)
5.4 考 察	62 (183)
5.5 参 考 文 献	64
6. 誘導考慮参考レベルの観点からの影響評価	67 (189)
6.1 緒 論	67 (189)
6.2 誘導考慮参考レベル	68 (194)
6.3 代表的生物	72 (206)
6.4 誘導考慮参考レベルの使用において「考慮」すべき事項	73 (208)
6.5 結 論	74 (211)
6.6 参 考 文 献	74
7. 適用と外挿	75 (213)
7.1 緒 論	75 (213)
7.2 生物学的な差異	77 (222)
7.3 被ばく状況の違い	78 (223)
7.4 放射線線量評価の違い	78 (225)
7.5 放射線影響の違い	79 (230)
7.6 参 考 文 献	80

8. 結 論	81	(233)
8.1 参考文献	83	
付属書 A. 標準動物・標準植物にとっての生物学的背景	85	(A 1)
A.1 生物学的記述のための一般的緒論	85	(A 1)
A.2 哺乳類	86	(A 6)
A.3 鳥 類	88	(A 16)
A.4 両生類	91	(A 29)
A.5 魚	93	(A 37)
A.6 昆 虫	97	(A 53)
A.7 甲 殻 類	101	(A 71)
A.8 環形動物	104	(A 81)
A.9 樹 木	105	(A 88)
A.10 イネ科草本	109	(A 105)
A.11 海 藻	110	(A 109)
A.12 動植物の個体群の動態	112	(A 116)
A.13 参考文献	113	
付属書 B. 線量評価法の比較	115	(B 1)
付属書 C. 線量換算係数	119	
付属書 D. 標準動物・標準植物における放射線影響	163	(D 1)
D.1 緒 論	163	(D 1)
D.2 死	163	(D 2)
D.3 罹 患	173	(D 49)
D.4 繁殖成功率の低下	182	(D 90)
D.5 染色体損傷と突然変異	199	(D 167)
D.6 参考文献	202	
付属書 E. 異なる形状およびサイズの動植物への 基本的な線量評価仮定の外挿および内挿	215	(E 1)

招待論説

環境に関する ICRP の考え方の発展

委員会は、1977 年の勧告において初めて環境防護を取り上げた。

放射線防護の主目標は、人間の被ばくを伴う諸活動に対し、適切に安全な諸条件を作り上げ維持することであるけれども、すべての個々の人間の防護に必要とされる安全のレベルは、ヒト以外の他の種の個々の生物体は必ずしも防護しないとしても、それらの種を防護するには十分妥当であろうと考えられる。委員会は、それゆえ、もし人間が適切に防護されれば、他の生物もまた十分に防護されるであろうと信ずる (ICRP, 1977, 14 項)。

1990 年、委員会は新しい勧告をまとめた。環境防護に関して ICRP は、基本的に 1977 年の勧告と同じ立場を踏襲した。

委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、他の生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている。たまたま、人以外の種の個体に障害を生ずるかもしれないが、その種の全部を危険にさらしたり、あるいは種の間不均衡を生ずるほどのものではないであろう。現在のところ、委員会は、人類の環境については環境を通じての放射性核種の移行に関してのみ関心をもっているが、それは、これが直接に人の放射線防護に影響するからである (ICRP, 1991, 16 項)。

もっとはっきり言えば、ICRP の防護体系は、人間のために防護を提供した。生態学的情報は不完全かもしれないが、その防護体系の全面的な適用は、種全体を危険にさらすか、種の間不均衡を生じさせるとは考えられていなかった。人間の放射線防護体系の一環として設定された環境媒体における放射性核種濃度に対する規制の結果、人間以外の生物に対して間接的な防護処置が十分に与えられてきたかもしれないが、委員会は環境の放射線防護を明示的には取り扱ってこなかった。

1990 年代後期までに、環境の放射線防護をどのように行うかについて適切な評価の考え方、

(x) 招待論説

方法論またはガイドラインについての方法とアプローチがすでに利用可能であった、あるいは個々の国によって開発段階にあったことは明らかである。国際的あるいは国レベルの法的な責務が増加したことから明らかなように、環境リスクに対する社会の懸念は、政策立案者と規制当局に対して、環境を具体的かつ明示的に含んだ防護戦略の策定への圧力となった。これは、人間が存在できる適切な環境を維持するために環境を保護する必要性と、そして環境自体に対する懸念の表れである。さらに、これらの懸念は、広範囲にわたる有害な影響から環境を保護したいという願望とともに、電離放射線が環境に与える影響についての心配の現れである。より広い懸念に応えるため、環境防護に対する戦略は、他の汚染物質だけでなく放射線にも適用可能にすべきとの要求がますます高まってきた。

多くの人々、特に産業界の人々は、すでに環境は、放射線から十分に防護されており、人間以外の生物を防護するための体系の開発に資源を投入する理由はないと主張した。人の居住地が委員会の防護体系の適用によってかなり高いレベルで保護されてきたというのはおそらくその通りであろう。問題は、異なる状況下で環境が現在十分に、あるいは将来十分に防護されることを、説得力を持って実証することができないことである。なぜならば、国際機関によって合意されている有用な評価アプローチ、規準またはガイドラインの系統立ったセットが無いためである。このことが国ごとに異なるアプローチを招き、国際的な調和を難しくしている。

環境防護は、1990年勧告の発表以来その考え方とガイダンスの発展の過程において大きな前進を見た。環境の危険に対する公衆の懸念が高まった結果が多くの国際条約であり、人間の将来の幸福を守るためには環境を保護する必要がある、その必要性がリオ宣言（United Nations, 1992）の1つの基礎となっている。この20年間、環境の放射線防護に対する関心は高まってきており、電離放射線の有害な影響からヒト以外の生物種と生態系もはっきりと防護されるべきであるというのが現在では一般的な見解となっている。

社会では、長らく採用されてきた環境防護に対する人間中心的なアプローチから、環境を構成する生物要素と、時として生物以外の要素の両方を包含するアプローチへと移行してきた。最近の条約、原則、報告書、声明文はすべて、放射線の影響から環境が防護され、また今後防護されることを明らかに証明する必要があるという、現在広く共有されている見解を支持している。

特に重要なのは、すべての生物資源を保護する必要があるという認識を含めた、持続可能な発展の概念であった。そのような概念は、1992年のリオ条約（United Nations, 1992）以来、したがって、1990年勧告（ICRP, 1991）の発表以来世界的に大きな影響を及ぼしてきた。同様に、環境リスクの評価と管理のアプローチは絶えず変化しており、そのような変化は、ヒト以外の生物種の防護アプローチについてのICRPの討議に当然反映させる必要がある。

2000年5月、ICRPの主委員会は、環境防護の方針の策定に関して助言を行い、科学のおよび倫理哲学的原則に基づいて、それを達成しうる枠組みを提示するための専門部会の設置を決定した。それまでは、人間の防護と関係がある場合にのみ、他の生物の電離放射線被ばくを考慮してきたので、これは委員会にとって新しい立場である。人間の放射線防護に関して国際および国レベルでの法的枠組みと目標に影響を及ぼすという大きな役割を果たしてきた委員会の独特の立場とは対照的に、環境防護という問題はより複雑で多面的であり、既に多くの国際および国レベルでの環境法の枠組みと目標が定められている。

委員会は、2003年1月に環境防護を扱った専門部会報告を採択した（ICRP, 2003）。2003年5月の会議で委員会は、この問題に関するICRPの作業を継続するため、2番目の専門部会を設置することを決定した。しかし、この分野の作業に対する関心が高まっていたことから、2003年10月に委員会は、この問題に取り組むにはより体系化された基盤が必要であるとの結論に至り、2005年6月から始まる4年の事業期間に、全く新しい専門委員会である第5専門委員会を設置することを決定した。

2007年勧告（ICRP, 2007）において委員会は、環境における放射線影響の管理を支援するため、ヒト以外の生物種に対する放射線の評価のための体系的なアプローチを導入した。この決定は、環境放射線障害に対する具体的な懸念によるものではない。むしろ、それは放射線防護の概念上の間隙を埋め、科学的そして倫理哲学的原則に基づく防護方針を作成することによって、提案された枠組みが環境防護の社会的目標達成にどのように貢献できるかを明確化するために開発された。

新しいICRP第5専門委員会は、最初の報告書を作成し、その中で、明確に定義された少数の動植物タイプについての被ばくと線量の関係、線量とある種の影響カテゴリー間の関係に対するより基本的な理解と解釈のための基礎として活用するために、標準人の場合と同じような方法で標準動物および標準植物の小さいセットとその関連データベースを開発した。第5専門委員会はまた、人間について考慮する際と同じようなやり方で、影響と関連付けて「バンド」の形式で線量の大きさを設定し、誘導考慮レベルを提案した。そのような情報セットは、国レベルでの必要性や状況が発生した時に、各国の機関が、ヒト以外の生物種のリスクの評価と管理に関してより実用的で具体的な数値アプローチを必要に応じて開発するための基礎として役立つはずである。

委員会が採択した、この推奨された体系は、規制基準を定めることを意図したものではない。むしろ、高水準の助言とガイダンスを提供するための実用的ツールとなることができ、規制当局と事業者が既存の法律を遵守していることを実証するのに役立つ1つの枠組みを推奨している。この体系は、基準からの派生を排除するものではなく、むしろ反対にそうした派生の

(xii) 招待論説

基礎を提供するものである。

第5専門委員会が大きな前進を見せていることに、本招待論説の著者は非常に満足している。

ROGER H. CLARKE

LARS-ERIK HOLM

参考文献

- ICRP, 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1(3).
- ICRP, 1991. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1-3).
- United Nations, 1992. Rio Declaration on Environment and Development. United Nations, New York.
- ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).

序 文

環境防護は、多くの異なる面で人間活動に影響を及ぼす地球規模の問題である。電離放射線を含めた、環境に対するすべての形の現実的あるいは潜在的脅威が存在するために、心配したり、対処したりまたは規制したりしている。2000年5月、委員会は、これらの問題に取り組むため、Lars-Erik Holmを議長とする専門部会の設置を決定した。専門部会の最終報告書は、2002年に受理され、2003年に *Publication 91* として発表された (ICRP, 2003)。環境の放射線防護について、より幅広い枠組みを開発する必要があるとともに、その枠組みは一般的には環境管理、特に環境防護に対する多くの既存のさまざまな世界規模のアプローチの中で適用できる十分な柔軟性を持つべきであると専門部会は考えた。また、そのようなアプローチは、被ばくと線量、線量と影響の関係の明確な理解に基づく人間の放射線防護の現在の体系とできるだけ密接に関連させるべきであり、そして、それは限られた数の標準動物および標準植物を作成することによって十分に適えることができるだろうと考えた。

2003年5月のウィーンでの会議で委員会は、この問題についてのICRPの作業を継続するため2番目の専門部会を設置することを決議した。Lars-Erik Holmが再度議長となったこの専門部会は、ヒト以外の生物種における放射線影響を評価するためのエンドポイントをさらに検討し、環境面での放射線被ばくを評価そして管理するために、合意された標準生物相セットを定義するよう求められた。この専門部会のメンバー構成は、以下のとおりであった。

M. E. Clark	C-M. Larsson
N. Gentner	R. J. Pentreath
L-E. Holm (議長)	

通信メンバーは以下のとおりであった。

R. Alexakhin	J. Loy	P. Strand
F. Brechignac	G. Pröhl	A. Tsela
S. Carroll	C. Robinson	D. S. Woodhead
K. Fujimoto	A. Shpyth	Y. Xuan

(xiv) 序 文

この分野の作業に対する関心が高まってきたため、2003年10月、委員会はこの問題に取り組むにはより体系だった基盤が必要であるとの結論に達し、このため、2005年6月から始まる新しい4年の事業期間に、R. J. Pentreathを議長とする全く新しい専門委員会である第5専門委員会の設置を決定した。したがって、この2番目の専門部会の任務はわずかに修正され、この分野における委員会の将来の作業の基礎をつくり、新しい専門委員会の作業の準備を行うという、より一般的な目的が付与された。こうしたことから専門部会は、将来の環境管理要件を満たすためにICRPが使用できそうな標準動物および標準植物のタイプ、使用できそうな線量モデルのタイプ、そのような生物タイプの放射線影響に関する既存の情報の妥当性、ヒト以外の生物種での異なるレベルの放射線被ばくについての評価と管理ためにそのようなアプローチをどのように使用することができるのか、人間の防護のための委員会の既存のアプローチとどのように調和させることができるのか、といったことを検討した。委員会は、2005年4月、パブリックコメントを求めるため、専門部会の結果としての報告書案を提出した。

2005年9月、新しいICRP第5専門委員会は、初の会合を開き、専門部会報告書案とパブリックコメントの実施に対して寄せられた返答の一揃いを基礎資料として使用した。第5専門委員会は、寄せられた有益なコメントやその他の資料も考慮に入れ、この問題についてより包括的な報告書を作成するための基礎として専門部会報告書案を利用することが最も賢明であろうと結論づけた。

明らかに比較的速く進められることは、線量評価のモデル化の基本的アプローチの厳格化であった。したがって、第5専門委員会は、標準動物および標準植物の線量評価モデル化に関する専門部会を委員会内に速やかに設置した。その目標は次の通りである。第5専門委員会による標準的な幾何学的形状とライフステージの仕様に従って、現在のモデル・アプローチを要約し、有意な違いとその限界を明らかにし、次に望ましいアプローチを選択して正当化し、そのアプローチを使って外部被ばく経路と内部被ばく経路について単位濃度当たりの線量係数セットを計算することであった。そして、検討すべき、さらなる問題を適宜特定することであった。この専門部会の委員構成は以下のとおりであった。

G. Pröhl (第5専門委員会) (議長)	S. Golikov	M. Doi (第5専門委員会)
J. Brown	S. Kamboj	

通信メンバーは以下のとおりであった。

J. Vives i Battle	A. Ulanovsky	K. Beaugelin-Seiller
-------------------	--------------	----------------------

この専門部会は2006年に作業を完了し、その後同年中に米国オレゴン州で開催された第2回会議で第5専門委員会に結果を提出した。その結果は本報告書に取り入れられ、第4章とそ

の付属書の基礎となった。

標準動物および標準植物についての最終報告書が、第5専門委員会によってまとめられた。最初の原案は2007年にベルリンで主委員会によって議論され、その後2008年1月にコメントを募るためICRPのウェブサイトに掲示された。多くの貴重なコメントを受け取り、それらは最終文書の作成にあたって十分考慮に入れられた。第5専門委員会のメンバーは、世界中から提出された充実した率直なコメントに深く感謝している。

悲しいことに、第5専門委員会の委員の1人、M. Doi（土居雅広）が2006年に突然亡くなった。K. Sakai（酒井一夫）がその後を継ぎ、委員に就任した。委員会は、この課題に対するM. Doiの貢献に深い恩義があり、氏の貢献に対する感謝と賞賛の念を正式に記録に留めたい。

この報告書の作成時における第5専門委員会の委員構成は以下のとおりであった。

R. J. Pentreath（委員長）	M. Doi（2006年まで）	A. Real
C-M. Larsson（副委員長）	G. Pröhl	K. Sakai（2007年より）
K. A. Higley（書記）	A. Johnston（2007年まで）	P. Strand
F. Brechignac		

参考文献

ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).

総 括

この報告書は、*Publication 91* (ICRP, 2003) で提示されたように委員会の環境防護の最初の検討を継承し、それをさらに発展させたものである。*Publication 91* では、環境に対する放射線の実際の、または潜在的な影響を評価および管理するための幅広い国際的基盤が必要であると結論した。またそれには、生物相に対する影響の研究とその防護についての包括的アプローチを開発する必要がある、それは標準動物および標準植物の小さなセットの開発という方法で最もよく達成されうると結論した。

その後、委員会は改訂版の主勧告 (ICRP, 2007) を発表し、その中で、環境防護に直接取り組むためにその適用範囲を広げ、生物多様性の維持、種の保全、もしくは自然の生息環境と群集および生態系の健全性の維持、に及ぼす影響を無視できる程度にまで環境における放射線の有害な影響を防止、あるいはその頻度を低減することを一般的な目標に組み入れるのが適切であると考えた。委員会はまた、環境防護に対する委員会のアプローチが、リスクレベル全体に見合ったものとすべきであり、したがって最適化されるべきであり、環境を保護するために行われている他のアプローチと調和すべきであると信じることも述べた。

したがって、本報告書では、標準動物および標準植物という概念を導入し、小さなセットを定義し、その被ばく経路について考察する。本報告書では、標準動物および標準植物のライフサイクルの異なる段階での線量評価に関して最も利用可能なデータを照合し、その妥当性を考察し、更に、この情報を発展させて利用し、それぞれの生物の内部または外部に存在するかもしれない75種類の放射性核種について、線量を計算できる表形式のデータセット ($[(\mu\text{Gy}/\text{日})/(\text{Bq}/\text{kg})]$) として表される線量換算係数を導き出した。

本報告書では、そのような生物タイプ（あるいは、より正確なデータが欠如している場合は類似の生物）に対して得られた放射線の影響についての情報を検討し、それにより、その生物タイプまたは同じような種類の生物の環境防護に投じられるであろう労力レベルの最適化を助けるため、生物タイプごとに1組の考慮参考レベルを導き出している。そのような誘導考慮参考レベルに達するか、それを上回った場合の対応を考える際に考慮に入れるべき様々な要因についても考察している。

使用した動植物タイプに関するより幅広い背景情報も提示している。線量評価モデルの限られたセットを他の形状や大きさの動植物に外挿あるいは内挿することについて追加情報を提示している。

参考文献

- ICRP, 2003. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-Human Species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).

用語解説

〔見出し語は五十音順で配列。⇔ は参照先を示す。〕
〔原著の配列順による見出し語訳は本項末尾を参照。〕

標準動物もしくは標準植物 [Reference animal or plant]

定義された解剖学的、生理学的、ライフサイクルの特性を有し、科という分類レベルの一般性をもって記述される特定タイプの動植物の想定上の基本的生物学的特性をもつ仮想の実体で、そのタイプの現存する生物に対して、被ばくを線量に、線量を影響に関連付けるために使用可能なもの。

誘導考慮参考レベル [Derived consideration reference level]

標準動物もしくは標準植物の個体に電離放射線による有害な影響が生じる危険が存在しそうな（そのタイプの生物に対して予想される一定の生物学的影響についての知識から求められる）線量率範囲であり、この参考レベルは他の関連する情報とあわせて考えることにより、環境防護に費やされる労力レベルを最適化する基準点として、全般的な管理目的および関連する被ばく状況に応じて使用することができる。

線量換算係数 [Dose conversion factor]

簡略化された線量評価を仮定し、生物内または生物外に放射性核種が均一分布すると仮定した場合に、その生物への線量を計算できるように定められた値で ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg) の単位で表される。

1. 緒 論

1.1 環境防護に関する委員会の目的

(1) 委員会は、2007年勧告(ICRP, 2007)において、環境における人間の適正なレベルでの防護に貢献するという初期の目的を超えて防護の枠組みを拡大した。すなわち、環境への有害な影響をもたらすような被ばくに関係があるかもしれない人間にとっては望ましい活動を過度に制限することなく、放射線被ばくの有害な影響から環境自体も含め防護する枠組へと拡大した。人間の防護に関する委員会の目的は比較的単純である。すなわち、確定的影響を防止し、確率的影響のリスクを合理的に達成可能な程度に低減するように電離放射線による被ばくを管理および抑制することである。しかしながら、環境防護に関しては、委員会が以前に指摘したように(ICRP, 2003)、「環境防護」の単純な、あるいは単一の普遍的定義は存在せず、その概念は、国ごと、そして周囲の事情ごとに異なるので、状況はもっと複雑である。それでも委員会は、環境防護について直接的に取り組むためには委員会の適用範囲を拡大し、委員会の一般的目標に、生物多様性の維持、種の保全、もしくは自然の生息環境と群集および生態系の健全性の維持、に及ぼす影響が無視できる程度に環境における有害な放射線影響を防止、あるいはその頻度を低減するというを組み入れるのが適切であると考えた。

(2) 委員会はまた、現在ならびに将来の環境防護に対するアプローチはリスクの全体的レベルに見合ったものとすべきものであり、したがって最適化されるべきであり、環境を防護するために行われている他のアプローチ、特に同じような人間活動から生じるリスクから環境を防護するために行われているアプローチと調和すべきであると信じる。さらに、委員会は、その全体の目標に鑑み、人間の放射線防護と再び比較してのことであるが、早期の個体死、罹患、繁殖成功率の低下といった放射線影響の別のグループ分けがヒト以外の生物種の防護にとってより有用であろうと信じる。

(3) 委員会はまた、多くの状況の中で放射線被ばくが考慮すべき一要素にすぎないことも承知している。したがって委員会は、規制当局と事業者が、既に存在するか近い将来制定されると見込まれる広い範囲の国際および国内環境法規を遵守していることを、必要に応じて実証するために参照するであろう、高水準のガイダンスと助言を提供することを意図している。

1.2 人間と環境の防護への共通のアプローチの提供

(4) しかし、異なる種類の動植物に関する被ばくと線量、線量と影響の関係についての知見に基づく何らかの系統だったアプローチがない限り、そのようなガイダンスと助言の提供は実現できない。また、そのような問題に対処するために費やす必要がある時間と労力の最適化に関する、異なる被ばく状況の枠組みとガイダンスも必要となる。さらに、それは、同じ被ばく状況下にある人間の防護のために使用されるアプローチを補完する必要がある。

(5) したがって、2007年勧告(ICRP, 2007)も、人間と環境の両方に適用する被ばく状況を記述するのに使用される全体的な枠組みについて改善がなされている。ICRPは、現在3種類の被ばく状況を認識している。1つは、計画被ばく状況であり、線源の計画的導入と運用を伴う状況である(これには、従来行為に分類された状況を含む)。2つ目は現存被ばく状況であり、既に被ばくが存在し、そこでは管理についての決定を下す必要のある状況である。もう1つは緊急時被ばく状況であり、計画状況の運用中に、または悪意のある行為やその他の原因から生じる緊急の配慮を必要とする予想外の状況である。該当する値に適合していることを確認するための公衆の線量評価の方法、被ばく管理レベルに関する決定方法、被ばくを低減するために取り得る行為の特定方法、これらに関する助言の提供においては一定の進展があった。このような場合、特に関連性があるのは、緊急時と現存被ばく状況の両方における最適化プロセスに役立つ参考レベルの利用について新しい概念を導入することである。

(6) 人間の防護についての科学的基盤は、被ばくと線量、そして線量と影響とを関連付ける手段に重点を置いてきた。動物研究に裏付けられた、人間に対する放射線影響に関する大規模なデータベースに加えて、「標準人」という元々の概念は、標準男性と標準女性(「標準個人」)の平均吸収線量を計算するためにボクセルファントムの使用へと、次いで、理想化され、性別平均化された標準人についての性別平均臓器または組織の等価線量の計算へと進展してきた。環境に関連して、委員会は、すべての被ばく状況に対するガイダンスと助言を、それぞれの状況に応じて線量限度、線量拘束値、参考レベルの形で提供している。一般公衆については、実在するか仮想的な代表的個人を用いて、関連した数値が遵守されていることを証明している。そのような体系の長所は、新しい知見が得られるにつれて、透明性の高い、かつ科学的基盤の他の要素と論理的に関連づけられた変更が可能であるという点にある(図1.1)。

(7) しかし、生物相に対する放射線の影響に関する科学的基盤は貧弱であり、いかなる全体的枠組みの中でも得られてこなかった。それにもかかわらず、存在する情報の意味を最大限理解し、人間の防護のために行ってきたように、それを何らかの形の概念モデルに変換する必要がある。これは、生物多様性の維持、種の保全、もしくは自然の生息環境と群集および生態系の健全性の維持に及ぼす影響が無視できる程度にまで環境中における有害な放射線影響を

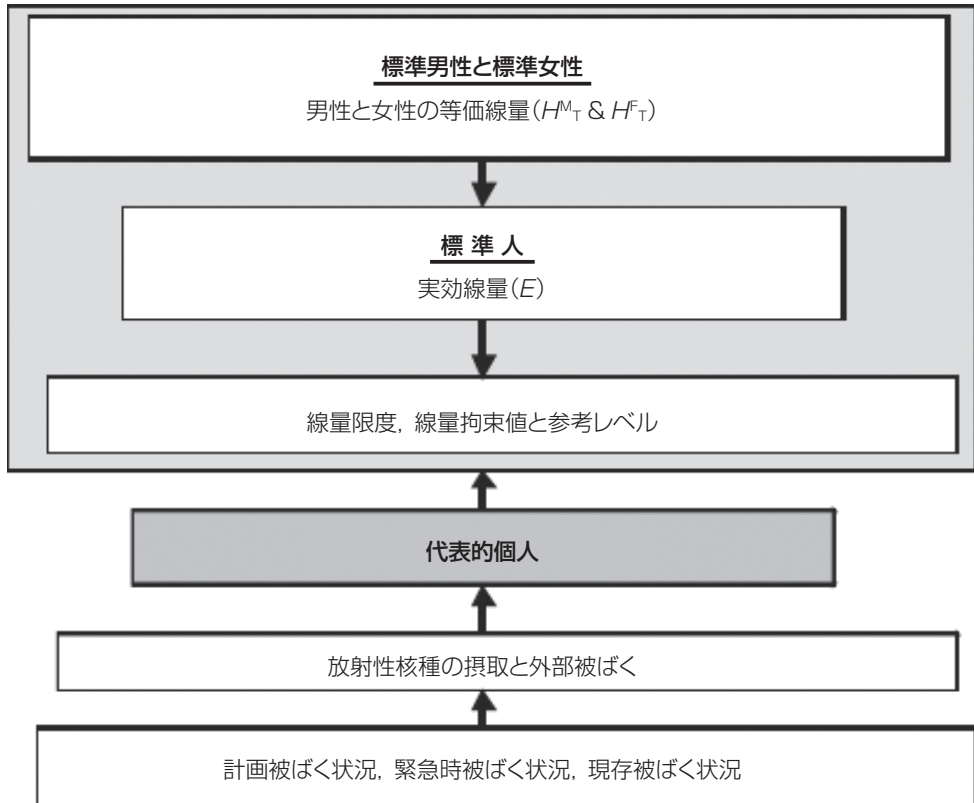


図 1.1 公衆の防護のためのさまざまな基準点間の関係
出典：Pentreath（印刷中）

防止，あるいはその頻度を低減するという委員会の目標を達成するために取るべき第一歩であることは明らかである。言い換えると，たとえ限られた数の生物タイプについてだけであったとしても，人間の防護のために行ってきたように，内部で一貫性のあるやり方で，被ばくを線量と，線量を影響と，影響を結果と関連付ける必要がある。

(8) したがって本報告書は，1つの標準動物および標準植物セットに基づく概念的数値「モデル」や，更に，それらの標準線量評価モデル，参照データセットなどと，標準の，あるいは類似の動植物に対する放射線影響について知られていることとを合わせて使うことにより，上記の被ばくと結果のような相互関係に関する科学的基盤を検証，再検証，解釈できる体系を開発し，動植物の防護のために，標準人に相当するものを作り出すための最初の試みである。この背景には，そのようなセットを確立することによって，新しいデータが生じるのに応じて，その中で将来の反復が可能であるという考えがあり，標準動物および標準植物は，この必要性に留意して選定した。すべてのタイプの動植物への一般化を試みる前に，一部の生物タイプについて，上記の相互関係をいくらか詳しく理解し，探索することも必要と考えられる。

(9) 助言と言うものの性質から，一般化された線量限度を設定することは明らかに不適当

であるが、3つのタイプの被ばく状況下での管理のための判断を提供するためには、何らかの形の数値的ガイダンスが明らかに必要である。ほとんどの通常の被ばく状況下で不必要な努力を避けようとする時、あるいは緊急時被ばく状況や現存被ばく状況下で資源が最も有効に使用されるのを確実にする時には、数値的ガイダンスは特に重要である。言い換えると、生じそうないかなる損傷リスクのレベルや、実施する対策から期待される結果や、利用できそうな資源、これらに見合う形で環境防護に払う努力を最適化する際に考慮すべき「参考」線量レベルを得る必要もある。一般的な状況に関連した、そして国あるいは国際レベルの義務や要件に従った環境防護活動において、もし必要であればどのような活動を実施すべきかを検討する際、他の関連情報と共に、そのような誘導考慮（参考）レベルは使用することができる。

(10) さまざまな国や地域レベルのプログラムにおいてさまざまな生物タイプが既に特定されて来ているが、何らかの特定の状況または研究において誘導考慮（参考）レベルと比較するために使われる実際の生物の選択は多くの要因に依存するものである。それにもかかわらず、代表的個人による法令遵守のための数値の多くが標準個人の数値に由来している人間の防護の場合と同様、標準動物および標準植物のデータも、実際あるいは仮想的な被ばく状況における類似の代表的生物に対して使用することができるであろう。これらの標準動物および標準植物はすべて陸上環境、淡水環境、海洋環境の典型的な生物であるが、他のタイプの生物相に関するデータが欠けているため、基本的に温帯地域の動物相と植物相を代表している。

(11) したがって、図 1.2 に示したように、環境防護のために現在開発が進められている全体的枠組みは人間の防護の全体的枠組みと非常に類似している。しかし、重要な相違点がある。公衆の防護の場合、最もリスクがあるであろう人、したがって代表的個人を特定することは通常可能である。しかし、環境の場合、関連するデータの欠如と動植物の野生集団の動態の性質のために、これは必ずしも可能ではない。

(12) また、採用されているアプローチが、いかなる意味でも、他のタイプの生物、群集または生態系全体に対する懸念や関心を欠いている、あるいは価値を認めていないことを示唆するものではないことも注意すべきである。それは純粹に実際的アプローチである。いかなる種類の生物も、それが一部を構成している生態系全体を防護することなしに、防護することができないのは明らかである。しかし、現在のところ、放射線の数多くの複雑な影響についての十分な理解が得られているか、あるいは得られることがかなり期待できる生物は数種類にとどまっている。したがって、基礎的で根本的な科学を最初に調べて理解することなく、存在する限られたデータセットをその他の様々な生物タイプ、群集、生態系に外挿あるいは内挿しようとするのは賢明でないと思われる。いずれにせよ、この選択的ではあるが、実際的なアプローチは、環境中の関連要素をすべて測定することが不可能なことから、典型的な生物相集団のデータを収集することによって特定の環境の状態を確かめるために生物学的モニタリング計画で使用されているアプローチと同じである。

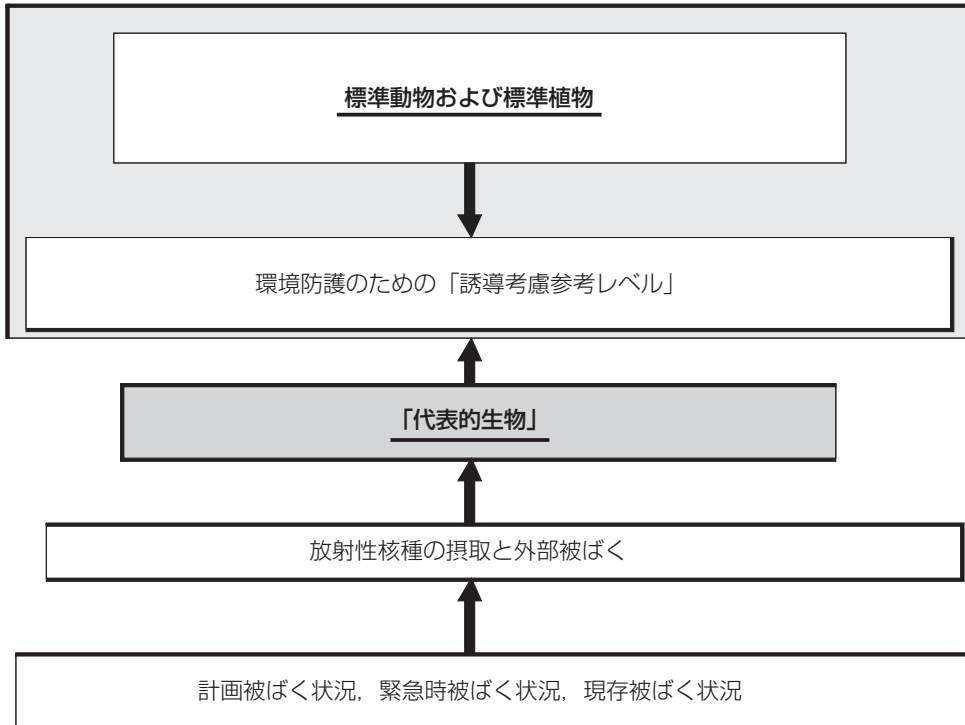


図 1.2 環境防護のためのさまざまな基準点の間関係
出典：Pentreath (印刷中)

1.3 本報告書の適用範囲

(13) したがって、本報告書では、標準動物および標準植物という概念を導入し、小さなセットを定義し、その被ばく経路について考察する。本報告書では、各標準動物および標準植物のライフサイクルの異なる段階での線量評価に関して最も利用可能なデータを照合し、その妥当性を考察し、更に、この情報を発展させて利用し、それぞれの生物の内部または外部に存在するかもしれない75種類の放射性核種について、線量を計算できる表形式のデータセット ($(\mu\text{Gy}/\text{日})/(\text{Bq}/\text{kg})$) として表される線量換算係数を導き出した。本報告書ではまた、そのような生物タイプ (より正確なデータが欠如している場合は、同じような生物) に対して得られた放射線影響についての情報も検討し、そのような生物タイプのあるいは同じような種類の生物の環境の防護に投じる労力レベルの最適化を助けるために、生物タイプごとに一組の考慮 (参考) レベルを導き出している。

(14) しかし、まだ対処する必要がある問題が多くある。本報告書で表にまとめた線量評価データは、生物相における放射性核種の外部濃度と内部濃度が (直接測定によって) 判明しているか、または、他の関連したデータから予測できる状況では妥当である。後者の場合、大

きな変動が存在するであろうから、そのようなモデル化された被ばく状況に対応する、濃縮係数や移行係数データのような、さらなる参照データセットの開発が進められている。また、例えば、生物効果比のような要素を考慮する必要性の有無と放射線加重係数の使用可能性に対するその意味合い、異なる被ばく状況への基本的標準動物および標準植物アプローチの適用、環境防護への委員会アプローチが、他の大規模産業行為に関して一般的に使用される他のアプローチに大体どのように匹敵するのか、といった問題が残っていることも認識されている。これらの問題は、更なる報告書の主題となろう。実際、この主題全体が、関心が高まり進展しつつあるもののひとつであり、委員会は、原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR)、国際原子力機関 (IAEA)、国際放射生態学連合 (IUR)、原子力機関 (NEA) などの機関や国際および国レベルの研究プログラムによって並行してなされている進展に関与するとともに、しっかりと注目している。

1.4 参考文献

- ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).
- Pentreath, R.J., in press. Radioecology, radiobiology, and radiological protection : frameworks and fractures. J. Environ. Radioact.

2. 標準動物および標準植物

2.1 概念の紹介

(15) 標準人という概念は人間が電離放射線に被ばくすると思われる、あるいは被ばくする可能性のある多くのさまざまな状況を管理する手段として委員会において長い間使用され、認められてきた。委員会が最初の標準個人（「Standard Man」）の定義づけ作業を開始したのは1940年代であり、1975年には標準人（Reference Man）についての最初の包括的報告書を発表している（ICRP, 1975）。標準人の目的は、線量評価手順のため、人体のさまざまな部位の線量とその影響の関係を考慮するため、そして、人の放射線防護との関連で各線量の解釈用に線量や単位を導き出すための基準点（または「ベンチマーク」）を作り出すことであった。委員会は、標準人に関する最新の数値情報を提供する報告書（ICRP, 2003 a）を作成し、上記のように、それ以降この概念は、標準個人群の中の1人および標準人（Reference Person）へと発展してきた（ICRP, 2007）。

(16) 委員会は、人間以外の生物における放射線影響を評価する方法として、Pentreath（1998, 1999, 2002 a,b, 2003, 2004, 2005, 印刷中）が開発した概念に基づいて、個別に明確に定義された同様のシステムである標準動物および標準植物の使用を決定した（ICRP, 2003 b, 2007）。このアプローチは、被ばくを線量に、線量を異なる影響カテゴリーに関連付ける基準点をつくるための体系的な基盤として限られた数の異なったタイプの動植物を使用するというものであり、このアプローチは、環境状況におけるこれら特定の種類の動植物を通常の生物学の観点から解釈することも可能であろう。既知の確率的あるいは非確率的な線量効果関係から生じたものか否かに関係なく関連があると考えられる影響は、早期の個体死、罹患、繁殖成功率の低下、何らかの形の観察可能な染色体損傷である。

(17) 同じような「標準」アプローチは、海洋環境に関連する放出率限度について国際レベルでの助言を提供する目的で、さまざまな種類の動物相における被ばくと線量の標準化に関してこれまでも使用されてきた（Pentreath と Woodhead, 1988）。これは、ロンドン条約の趣旨に基づき年間放出率限度を再定義するためにIAEAによって利用された（IAEA, 1988）。これは、生態リスク評価の枠組みで使用された評価概念と測定エンドポイント（Suter, 1999）とも類似しており、また、北極や欧州の環境状況における生態学的放射線被ばくを評価するために「標準生物」（多重系統発生集団から一般化された系統発生タイプ、さらには個々の種にまでも至る一定範囲の生物タイプにわたってさまざまに記述される）の形で最近使用されたアプ

ローチにも似ている (Brown ら, 2003; Larsson, 2004)。

(18) したがって、標準動物および標準植物の目的は、一義的には、内部的に一貫性のあるやり方でこれらの関係を検討、探究できる枠組みを構築し、それによって意思決定に対する助言の基礎を提供することにある。対象となる関係は、さまざまな被ばく状況下における被ばくと線量の関係、異なる様々な生物タイプおよび起こりうるさまざまな放射線影響に対する線量評価モデル化の適合性、さらに、異なる放射線影響がそれら生物の生態ひいては生存に対してどのように様々な影響を及ぼすのか、などである。内部的に一貫性のあるやり方でそのような情報をまとめることによって、様々な被ばく状況下の環境防護に費やす努力を最適化するために、どの程度の線量評価値を使用すべきかについて、誘導考慮参考レベルの形で助言を提供できるのではないかというのがその構想であった。

(19) 標準動物および標準植物は状況に応じて (標準人が理論的計算で代表的個人の代わりに使用できるのと同じように) 代表的生物として使用することができる。実際、同じような生物相セットが、サイトと状況の評価目的で既に導き出されている (Larsson, 2004)。同様に、標準動物および標準植物はさらなる詳細研究の必要性を除外するための「スクリーニング」機構としても使用することができる。ここで留意すべき点は、これらいずれのケースにおいても、よく定義された基本的な標準データセットは、他の、より地域特異的な (しかしおそらくはより不完全な) データセットと比較、対比できるという理由から存在価値がある。

2.2 標準動物および標準植物の定義

(20) 人の防護において、標準個人 (reference individuals) と標準人 (Reference Person) は、被ばくを線量に、線量を影響に関連付けるといった特定の目的のために開発された理想化されたモデルである。これらはどの特定の種類の人間をも代表するものではないが (標準個人はファントムであり、標準人は両性具有者である)、しかし、それでも、それらの基本的目的に役立てようとするなら個別に定義する必要がある。したがって、動植物に関して、同じような目的を達成するために実体を造る場合、漠然としていて影響の数値的評価と解釈にほとんど意味をもたなくなる事態と、あまりにも厳密で特定の種にしか適用できない事態との間でバランスが保たれなければならない。

(21) 地球上の過去と現在の生命に対する分類学的枠組みは、常に柔軟な部分があり、まだ多くの議論の対象となっている。それでも、実質的には、すべての生命の形は、単に便宜上であれ、動物界か植物界に分けることができ、ウイルスおよび類似の微生物は別個に分類されている。さらに、細菌はしばしば別個の「界」とみなされているが、これまでは、そして今もまだ時として植物に分類されている。菌類にも同じことが当てはまる。単細胞生物もまた原生動物界として分けて考えられるようになってきている。

(22) 動植物の分類は、主に形態的な特徴の反映であり、それにプラスして、生理学的、生化学的特徴が考慮され、しばしば、それぞれの進化の過程について既知の事実や、想定上の事実が加味される。このようなアプローチは、DNA解析によって大いに強化されている。動物は門 (phylum) に分類される。これは、それぞれの門が、おおよそ同様の「体形」(例えば脊索動物、棘皮動物または節足動物)を持っているという根拠に基づいている。それぞれの門の中で、動物はさらに綱、目、科(「典型的な」形質 (trait) と特徴 (feature) を共有する) に分類され、次いで属に分類される。細分化されるにつれて共通して有する特徴も増加する。最後に、属は種に分けられる。種が実際に何であるかという絶対的な定義はない。しかし、それは通常、(確認されている場合であれ、予想される場合であれ) 同じような個体との交合の結果として繁殖力のある子孫を産むことができる個体群であると説明される。場合によっては、亜種、品種または変種にさらに区別される場合もある。植物は、解剖学的構造、胚の特性、生化学的特徴などによって同じように分類されるが、通常は、まず門 (divisions) に分類される。綱または目のレベルで動植物を区別する特徴はしばしばかなり詳細であり、それぞれの一般的な今日の生物学に関連する要因よりむしろそれぞれの進化の歴史の反映と考えられる。そのような分類はかなり変化しやすく、学術的な研究と議論の対象となっている。このように、科レベル以上(もしくは「上科」)の分類には国際的に認められた「ルール」はない。よって科が、動植物のタイプについては最も適当な一般化のレベルとして提案されている (Pentreath, 2002 b, 2005, Pentreath と Woodhead, 2001)。

(23) 標準人という当初の概念との一貫性を確保する試みとして、標準動物または標準植物は次のように記述することができる (ICRP, 2007)。

標準動物あるいは標準植物とは、分類学上の科のレベルの一般概念に従う特定のタイプの動物又は植物に想定される基本的生物学的特性を備え、そのタイプの生物に関して、被ばくを線量に、また線量を影響に関連付ける目的で使用できる解剖学、生理学、およびライフスタイルの特性を備えた仮想的実体である。

2.3 標準動物および標準植物の選択基準

(24) 標準動物または標準植物の候補を選ぶ単純な方法はないが、選択において何らかの基準を使用しなければならなかったのは明らかである。これまで多くの要素が考慮され、委員会は、この一般的な話題について開催されたさまざまな研究、セミナー、会議、研究プログラムを参考にすることができたことは大きな助けとなった。具体的には、電離放射線からの環境防護に関するストックホルム (Amiro ら, 1996)、カナダ (著者名なし, 2001)、ダーウィン (IAEA, 2003)、ストックホルム (IAEA, 2005)、ニース (Børretzen ら, 2005) でのシンポジウ

ム、IAEA 報告書 (IAEA, 1999, 2002), IUR (Strand ら, 2000; Strand と Oughton, 2002), NEA (2002), EPIC と FASSET プロジェクトの結果 (Brown ら, 2003; Williams, 2004) が挙げられる。

(25) 選択基準では、利用できる良質のデータの量と、それらの潜在的な有用性に関する点を考慮する必要がある。したがって、さまざまな運用上、規制上の要件を満たすという点と将来の必要性や新しい知識の取得に対応できる柔軟な枠組みの開発という観点において実用的でなければならないという点の両方を反映した動植物の混合体が必要と考えられた。

(26) それゆえ、現在あるいは今後予想される環境規制の観点から期待される要件との関連において、考えられる候補タイプのリストには、特に野生生物と生息環境の保全を勧告して哺乳類や鳥類などのいくつかの脊椎動物、および、おそらくは爬虫類または両生類を含める必要があると思われる。湿地の生息環境は、しばしば地理的領域内での野生生物（例えば野生の渡り鳥）の越境移動の観点から、特に国際的にも、国レベルでも関心事の対象となりやすいように思われる。環境影響評価の観点からは、これらが特に他の環境管理形態と結びついている場合は、いかなるリストにも、例えば漁業、農業、林業といった業務に関連した動植物の実例がどうしても必要となるだろう。他の規制アプローチとの一貫性を目指すという観点から、他の形態の汚染管理において、かなりの「毒性試験」用の生物が既に日常的に使用されているため、一部の標準動物および標準植物がそのような種類の生物と重なることが望ましいと気が付いた。標準セット全体は、陸域生態系と水域生態系の主要な生態学的コンパートメントを合理的にカバーするようにすることが重要であると思われた。

(27) そのような要件はあるものの、実際的であることも必要である。保護対策の対象となる、魚の対象となる、もしくは水域や陸域環境で商業的に収穫の対象となるようなある種の野生生物に対する放射線影響について必要な情報を実験によって得ることは絶対に不可能である。これにより、例えば、水生哺乳類は多くの保護対策の対象となっているが、候補から除外される。計画被ばく、現存被ばく、緊急時被ばくの各状況下において、環境中の動植物の幅広い潜在的被ばく状況を代表するような十分な情報を得ることも不可能である。しかし、幸い、適当量の情報が既に存在している。商業的価値を有する多くの種の魚やその他の水生動物など、いけすで維持できるさまざまな動物について研究が行われている。いくつかの農作物やその他の植物についても、かなり詳細な研究が行われている。これらは、それぞれが一定範囲の生態的ニッチを占有している。

(28) このセットには、さまざまなライフサイクルの範囲を含む必要がある。すなわち、卵を産む鳥類や爬虫類がライフサイクル全体を通して経験するさまざまな被ばく状況は、体内で胎児を育てる哺乳類や、水中で産卵しオタマジャクシとして育ち、成長すると主に陸上に住む両生類とは非常に異なる。同様に、漂泳性の魚の中には、海底や川床に卵を産むものもある一方で、底生性の魚の中には、卵や稚魚の時期に漂泳性のものもある。一部の動物、特に昆虫

の中には、ライフサイクルが数日間または数週間で終わるものがある一方で、人をはるかにしのぐ寿命を持つ動物もいる。1年以内にライフサイクルが終わる植物もあれば、何百年も生きる植物もある。さらに、合理的な期間内に、有用なガイダンスを作成するのに十分な情報を収集することが本当に実際的であるかどうかを考慮することも必要である。

(29) 以上のことを踏まえ、数としては少ないが実用的な標準動物および標準植物セットを選ぶ際、以下の点を考慮した。すなわち、(i) 蓋然性の高い放射線影響に関するデータ等も含め、それらの動植物について、ある程度の放射線生物学的情報が発表されていること、(ii) 特に放射線影響に関して、将来の研究によって、現在欠落しているあるいは不正確である必要なデータを入手することができること、(iii) 特定の生態系に特有の代表的な動物相または植物相であり、広い地理的バリエーションを有していると見なされること、(iv) 生物濃縮と環境の性質の両方の結果として、また、寿命全体、ライフサイクル、一般的生態により、ある状況でさまざまな放射性核種からの放射線に被ばくする可能性が高いと考えられること、(v) ライフサイクルが、総線量または線量率の評価に対して、また、さまざまな種類の線量効果反応を示す上で何らかの関連性を有すること、(vi) 比較的単純なジオメトリーを使って放射線被ばくをモデル化できること、(vii) 生物個体レベルにおいて放射線被ばくと関連付けられそうな何らかの影響を確認できる合理的可能性が存在すること（バクテリアと単細胞生物は放射線に対する耐性が高いため除外した）、(viii) 意思決定者と一般公衆が、普通の言葉で、これらの生物が実際に何であるかについて理解できるよう、公衆あるいは政治的に反響がある、幾つかの種が含まれることなどである。

2.4 標準動物および標準植物のセット

(30) 以上のようにして標準動物および標準植物「セット」を同定し、以下に記述している。しかし、このセットが絶対的なものではないという点に留意すべきである。他の生物タイプも選択することができたであろう。これらの標準動物および標準植物がさまざまな環境で見つけられると期待するという意味では、これらはすべて、それぞれの環境での「典型的」な生物であると考えられる。すなわち、土壌中のミミズ、河口域のカモ、沿岸域の扁平魚、カニ、および褐藻、川や湖のマス、沼地のカエル、地球の温暖地域に広く存在するシカ、マツ、イネ科草本とハチ、ほとんど至る所に存在するラットなどの小さな哺乳類が該当する。この動植物セットは、多くが一部の国で何らかの方法で「飼育（栽培）」されているとしても、基本的に、家畜（栽培）化された動植物というより「野生の」動植物セットである。典型的な家畜、基本的に人間環境で暮らしている主に大型哺乳類に関しては、おそらくそのような管理された環境や生態学的な状況には動物としてのヒトそのものの使用で十分であろうと考えられた。

2.5 個々の標準動物および標準植物

(31) ここで、選択した標準動物および標準植物のタイプすべてについて包括的な生物学的背景を述べることは不可能であるが、生物学および生態学に関するいくつかの一般的追加情報を、個体群に関して、より一般的な議論と共に、付属書 A に示している。この情報は、特定の標準動物もしくは標準植物を何らかの特異的な状況に適用する場合にも関連があると考えらるべきである。したがって、以下は、それぞれのタイプの簡単な紹介と説明にすぎない。値は単に特定の「タイプ」の動植物の「典型的」データにすぎないが、それでも数値的に正確に定義されており、そのような値にどうしても差が生じる場合（例えば、大きさや形状において、あるいは線量率が蓄積されるライフサイクルのさまざまな段階の期間において、あるいは繁殖様式や生まれる子孫の数などにおいて）には、その計算に対して、すなわち任意の特定の動植物を記述するために他の者が使用するであろういかなるバリエーションに対しても、既知の参考基盤となる。

(32) いずれのタイプも分類学上の科レベルに一般化されているが、それぞれを科の名前で呼ぶとすれば（例えば標準 Cervid（セルビド、シカ科）、標準 Anatid（アナティド、ガンカモ科）など）、多くの読者はすぐそれとは分からない恐れがある。したがってそれぞれをより一般的な名称（標準シカ、標準カモなど）によって表しているが、これは特定の種や属を指していない。

2.5.1 大型陸生哺乳類—標準シカ

(33) シカは有蹄類の哺乳類であり、シカ科に属している。シカは北半球全域のツンドラ地帯、森林地帯、そして赤道南部地域に特徴的な有蹄動物である（Corbet, 1966; Nowark, 1991）。北米、南米、欧州、アジア、北アフリカには約 45 の種の存在が認められている。多くの種は、在来種が既に存在している地理的地域に外来種として入ってきた（欧州では、シカの在来種は 5 種類あり、5 種類は他所からの外来種である）。一部の種は、在来種としてシカが全くいない国、例えばキューバ、ニューギニア、オーストラリアとニュージーランドにも外来種として持ち込まれている。

(34) したがって、シカは生態系の重要な構成要素である。実際、移動するトナカイとカリブーなどいくつかのシカは、広大な土地にわたって生息する主要な大型哺乳類である。捕獲された状態では、優に 20 年以上生存する。国によっては、シカは特別な保護立法の対象となっており、文化的・宗教的信仰で重要な役割を演じる場合もある。シカは、さまざまな放射生態学的研究の対象ともなってきた。

(35) 標準シカは、林地に住む大型のシカで、平均寿命 15 年の特徴を有し、雌は平均して

10年間にわたり毎年1匹の仔を産む（妊娠期間250日）と想定している。

2.5.2 小型の陸生哺乳類—標準ラット

(36) ラットは、マウス、ハムスター、ハタネズミ、レミングとスナネズミなどと共に、ネズミ科に属する齧歯動物である。人間を除いて、おそらく他のどの哺乳類に対する放射線影響よりも多くの情報が齧歯動物について集められている。ラットとマウスは、特に、放射性核種の代謝に関する数多くの研究を含む人の医療に関連した研究、そして、内部線源と外部線源両方からの放射線の影響についての研究の実験室レベルの実験で非常に広範囲に使用されてきた。環境中においてラットは世界中のほとんどどこにでも存在している。ラットは一般に人間にとって有害と考えられているが、種によっては稀少であり、絶滅が危惧され、したがって、法的に保護している国がある。

(37) 標準ラットは、夜間摂食し、日中は巣穴で休み、コロニー（大家族）で生活する特徴がある。寿命は2年、妊娠期間は24日である。生後100日から繁殖が始まる。平均産仔数は7匹であり、生涯の間に7回出産する。

2.5.3 水生鳥類—標準カモ

(38) カモ、ガチョウ、白鳥は、いずれもガンカモ科に属している。カモは農村部でも都市部でも生息しており、多くの種が世界各地で家畜化され、したがって囲われて飼育されてきた。国によっては野ガモも食用と考えられているが、多くの種は保護されており、「猟鳥」は一般に、「湿地」生態系の不可欠な構成要素と考えられている。さらに「湿地」は渡りをする種の繁殖地であり、渡りをする種のえさ場や休息地なので、猟鳥の生息環境を提供するためさまざまな保護されている。このように、カモは、一般に、湿地帯における「典型的な」鳥類と見なすことができる。カモの放射線被ばくはライフサイクルを通して生じるが、外部的には、土壌、淡水、汽水、海水中の放射性核種から、内部的にはいろいろな水生小動物の摂取、水生および陸生植物の摂取から生じると考えられる。

(39) 標準カモは、典型的な「水面摂食性の」カモの特徴を有すると仮定する。カモは、最も広く存在し、都市でも農村でも見られる。1日おきに1個ずつ計10個の卵を産み、孵化までに30日かかる。雛は60日で巣立つ。幼鳥の期間は1年であり、その後初めて繁殖する。10年間毎年繁殖し、よって全寿命は11年間である。

2.5.4 両生類—標準カエル

(40) カエルやヒキガエルは世界の多くの地域の湿地帯の典型的な生物である。種によっては非常に稀少なものもあり、多くは現在保護されている。水中での卵、オタマジャクシ段階、さらに成熟後陸上での生活からなる典型的ライフサイクルで、カエルは、淡水および陸上

環境において広範囲にわたる潜在的被ばく状況に遭遇すると考えられる。

(41) 標準カエルはアカガエル科の特徴を有すると仮定され、淡水周辺の温暖な地域に生息し、非繁殖時を水の外で過ごし、冬の間16週間泥の中で冬眠する。肉食性である。性的成熟期には3年で到達する。毎春平均して3000個の卵を複数の卵塊として浅瀬で産卵し、1卵塊の卵数はおよそ400個である。10日後にはオタマジャクシとなる。「小カエル」への変態は、孵化から100日後に完了し、若いカエルは体長1.5 cmに成長して水から出てくる。寿命は10年である。

2.5.5 淡水魚—標準マス

(42) サケとマスは、サケ科に属している。サケ科の魚は海でも淡水でも見られ、遡河性の種も存在する。淡水のものは基本的に北半球の魚であるが、いくつかの種は今では世界中の淡水に広く導入されている。サケとマスは、水質が良好であるという生物指標と考えられており、多くの環境法、漁場法の対象となっている。サケとマスは、魚類生理学のため、そして、放射性核種の代謝と放射線影響のために多く実験室での研究に用いられる他、多くの環境汚染物質の蓄積と影響を調査するためにも使用されてきた。幅広い汚染物質の毒性試験にも使用されている。特にマスは、また世界中至る所で広く養殖されている。

(43) 標準サケ科の魚種は、サケが淡水から海洋環境へ移動することによる影響の複雑化を避けるため、サケよりもむしろマスとした。したがって、標準マスは、生涯を「軟」水で過ごすマスの特徴を有すると仮定する。卵は晩秋に産卵され、100日で孵化する。成熟期に4年で到達し、6年で死ぬまでに2回産卵する（毎年の産卵数1500個）。

2.5.6 海洋魚類—標準扁平魚

(44) 硬骨魚類（硬骨魚）扁平魚の種は世界各地の商業沿岸漁業の基礎であり、多くの種が商業的に養殖されている。特に重要なのは、カレイ科であり、大西洋、太平洋、インド洋の冷温海域に広く分布している。大多数は、水深の浅い海の底生魚である。多くの種は、河口にも汽水域にも侵入する。典型的カレイ科の魚は、プレイス、ヒラメ、カレイ、オヒョウである。これらは多くの実験の対象となっており、放射性核種の蓄積と放射線の影響に関して広範囲に研究されてきた。サケ科の魚と対照的に、硬骨魚類の扁平魚は水中を浮遊する卵を生む。稚魚は数週間水中にとどまり、それにより卵と共にプランクトンの一部を形成する。稚魚は変態して海底に沈下し、幼魚と成魚は主に、海底堆積物中かその上で生息する。扁平魚は、海と汽水域に生息する。

(45) 標準扁平魚は、浅瀬に生息する典型的なカレイ科の特徴を有すると仮定する。雌は、毎年平均300,000の卵を産む。卵は15日で孵化し、50日目で成魚の形に完全に変態し、それと共に海底に住みついて、成魚へと成長していく。生涯を通じて成長しつづけ、4年で成熟し

て、寿命は10年である。

2.5.7 地上の昆虫類—標準ハチ

(46) 地球上には、おそらく他のすべての生物種を併せたよりもより多くの種の昆虫が存在している。昆虫は、捕食者と被捕食者として、寄生生物と腐食（性）昆虫として、顕花植物の花粉媒介動物として、陸域生態系の生態において不可欠な役割を果たしている。ごくわずかなものであるが、病気を運ぶことで人に直接害を及ぼす種もあるが、作物や建築物に対する膨大な間接的な被害を与える種もある。しかし、同時に、多くの種は、作物の授粉、ひいては人の食糧生産において必須の存在である。昆虫自身に「価値」がある（例えば蝶）、あるいは昆虫が他の「有用な」動植物種の生態を維持する上で不可欠な役割を担っているなどの理由から、多くの種が法的に保護されている。最も研究され簡単に育てられる昆虫はハチである。ほとんどのハチは単独行動をとり比較的短命であるが、最も研究が進んでいるのは社会性のハチ、特にミツバチである。

(47) 標準ハチは、ミツバチ科の典型的な社会性のハチの特性を有すると仮定する（ハチをどの科に分類するかはしばしば多くの議論の対象となってきた。付属書A参照）。女王バチは秋に交尾し、自身のコロニーを築き、その中で3年間生きる。女王バチは、年間200,000個の卵を産み、生涯で600,000個の卵を産む。卵は4日後にかえる。幼虫は6日後に蛹になり、20日後に成虫となる。働きバチの平均寿命は100日である。働きバチの中にも（受精していない）卵を産むものがある。そして、その卵の一部は成熟して（雄の）成虫になる。女王バチの卵のいくつかは若い女王バチに成長する。晩夏、若い女王バチと雄バチは、巣を出る。女王バチと雄バチは交尾し、雄バチは死ぬが、女王バチは越冬し、同じサイクルが翌年も繰り返される。

2.5.8 海洋甲殻類—標準カニ

(48) カニとロブスターは、かなり大きなサイズに成長する無脊椎動物の数少ないタイプの1つであり、比較的寿命が長い。カニの幼虫はプランクトンの一角を形成しており、サイズと食餌パターンは、ライフサイクル全体をプランクトンの一部として過ごす他のタイプの甲殻類と非常に類似している。大多数のカニは海洋種であるが、汽水域や淡水域に生息するカニも多数存在する。また、一部基本的に陸上で生息するカニも存在する。多くの種が商業的に飼育されており、したがって、カニの生態はよく研究され、多くの放射線生物学研究と放射化学分析の対象となってきた。

(49) 標準カニは、イチョウガニ科の適度に大きな温暖水域のカニの特徴を有すると仮定する。雌は晩秋に平均200万個の受精卵を産み、幼虫が放出されるまでの6ヶ月間体の下に卵をしっかりと抱え込む。幼虫は水の中で60日を過ごした後、水底に沈下する。雌のカニが10年で成熟するのに対し、雄のカニは5年目で成熟し、両者とも平均寿命は15年である。成体

として1年に一度だけ脱皮すると考えられる。

2.5.9 陸生環形動物－標準ミミズ

(50) ミミズは世界中で見られるが、砂漠や雪と氷の下に常にある地域、土壌や植生が全く無い地域ではほとんどいない。ミミズの土壌の全バイオマスへの寄与は非常に大きく、特に温暖地域でその傾向は著しい。ミミズはまた、土壌と森林の落葉落枝の中で死んだ植物性物質と動物性物質の分解を行っていて、したがって土壌肥沃化および土壌構造と通気の維持にも重要な役割を果たしている。ミミズは、多種多様な哺乳類と鳥の食物源となっている。ミミズは、特に殺虫剤、殺菌剤、除草剤と重金属といった無機および有機化学物質の毒性試験で広範囲に使用されてきた。種によっては有機廃棄物の中でよく成長・繁殖し、魚や家畜の餌として使用されている。ミミズはまた、汚染された土地（例えば鉱山廃棄物）の改良や環境汚染の指標としても使用されてきた。

(51) 標準ミミズは、ツリミミズ科としての特徴を有すると仮定し、欧州、西アジア、北米で自然に存在する。標準ミミズは、1週間に5個の卵囊を生むと仮定する。卵囊から4週後に孵化し、孵化した幼生が性的成熟に達するまでに10週かかる。寿命は4年である。

2.5.10 大型陸生植物－標準マツ

(52) マツ（マツ科）は北極圏から赤道のすぐ南側まで多種多様な環境で北半球全域にわたって自生している。マツは、南半球の多くの国にも外来種として移植されている。マツは、建材、燃料、樹脂として幅広く人間に使用されてきた。マツは、生理学と生物学全般の観点からよく研究されており、簡単に栽培できる。加えて、放射線被ばくとその影響に関する非常に多くの情報がある。

(53) 標準マツは、温帯地域で育つ大木の特徴を有すると想定する。標準マツは、10年で生殖成熟期に達し、寿命は200年である。若木の生長速度は1 m/年である。卵形の球果を形成し、熟すまで18か月を要する。

2.5.11 小型陸生植物－標準イネ科草本

(54) すべてのイネ科草本は、同じ科、イネ（Poaceae）科（以前はGramineae科）に属する。何らかの形態のイネ科草本が陸上環境の多くで優占植物となっている。イネ科草本は世界中に分布し、葦と竹のみならず、馴染み深い穀物など多種多様な形で自然に存在し、天然の牧草地で支配的な植物である。イネ科草本は、家畜化された牛、羊、馬の場合（牧草として）を含め、いろいろな草食哺乳類の食物として用いられている。イネ科草本は、世界中で人間にとって基本的な食用作物でもある。したがって、イネ科草本の生態は、多くの化学物質の蓄積を含め、詳細に研究されている。イネ科草本のライフサイクルは季節に強く依存している。

(55) 標準イネ科草本は、「オオムギタイプ」の野草の特徴を有すると仮定しており、地上部の茎の上に花を咲かせる小穂を持つ特徴を有すると仮定する。多年生植物である。

2.5.12 海藻－標準褐藻

(56) 海藻は海洋環境の肉眼で見える主要な「植物」であり、世界中の沿岸水域で生息する。海藻は、複雑なライフサイクルを持つ。種によっては人の食料、肥料または家畜の飼料として商業的に収穫されるものもあれば、アルギン酸塩やゴムの抽出のために採取されるものもある。海藻は、海または汽水環境に存在するさまざまな化学物質、特に金属の吸着、吸収を調べる場合にも幅広く用いられてきた。したがって、海藻の化学組成はよく研究されており、水生環境における放射性核種の拡散の指標として幅広く使用されてきた。一部の種は、人の食用となっているため、海岸に隣接する核施設付近で幅広くモニターされてきた。褐藻類は、非常に広い地理的範囲に生息している。褐藻類は、潮間帯または下潮間帯のどこにでも生える可能性があるため、様々な期間に互って海水に曝されたりシルトや泥に覆われたりすることもある。

(57) 海藻の分類は、今だ議論の対象となっている。標準褐藻は、円胞子綱の潮間帯に生息する褐藻類の特徴を有し、75%の時間を海水によって覆われ、25%の時間は乾燥して、そしてシルトの被覆で覆われて生息していると仮定する。成熟した褐藻が二倍胞子体であるという点で、ライフサイクルは単純である。褐藻は毎年繁殖し、寿命は5年である。

2.6 個体群と生態系

2.6.1 緒 論

(58) 上記のように、環境の防護は、いろいろな形態を取り得るし、その実施理由も数多くあると考えられる。その範囲も個々の動物または植物を防護する必要性から、個体群レベルで個々の種を防護する必要性、あるいは群集と生態系全体を防護する必要性に至るまでに及ぶであろう。群集と生態系は、多くの複雑な関わり合いを持つ個体群から構成され、どのような生態系であれ、その中のすべての種について知ることは、明らかに不可能である。このような限界はすべての形の生態系管理に当てはまり、地域の「健全性」はしばしばその地域を構成する諸要素の部分的なセットを研究することによって評価されている。こうしたことから、特定地域の状態または生態系タイプを評価するためには、個体群の構造や、生態系の典型的な構成員と考えられる種の数进行研究することが生態学的な管理において一般的な慣行となっている。もしこれらが予想される範囲、あるいは望ましい範囲を超えて変化している場合、根本原因を調べるためのさらなる研究が行われることとなる。これらはおのずと、生息環境の物理的（または化学的）変化、もしくは個体群に影響を及ぼす可能性のある生物学的因子（例えば食物供

給や捕食者／被捕食者関係の変化) の変化, そしてその結果としての早期個体死, 繁殖成功率の低下などを起こしそうな変化に通常は関係している。

(59) このように, 標準動物および標準植物のアプローチは, 「典型的」な代表的生物種を選択することに加え, 生物学的影響の「エンドポイント」を選択したものであり, 放射線影響に関する限られた情報を, 実際のなやり方で現在の環境管理の実践に結び付けようとする意図的な試みである。しかし, 留意すべき重要な点は, 人の防護の場合, 焦点は個人の防護に置かれるが, 確率的影響から得られる知識の多くが, 被ばくした人「集団」から得られた疫学的データに由来しているという点である。対照的に, 動植物の防護では, 通常動植物個体群またはそれ以上の構成レベルに焦点が置かれているにもかかわらず (そのみではないが), 放射線の影響に関するほとんどのデータは, 個体の小さな群れの研究から得られている。

(60) したがって, 標準動物および標準植物の基本的生物学的特徴を記述することのみならず, 以下のセクションで述べるように, 想定上の基本的な個体群の特性についても記述することが有用であり, その際, 実際の評価においては, 個体群の異なる部分が異なる線量率で被ばくすることを考慮すべきである。

2.6.2 個体群の定義

(61) 個体群は, 同時に同じ場所に生息する同じ種の個体の群れとして記述するのが最も有用かつ簡単である。空間規模については, 個体群の維持に重要と思われる広さは, 一般に, その生物が通常の機能 (移住性動物の場合は, 移動を含め) を行えるだけの十分な広さがあり, 移入率と移出率のバランスがほぼ保たれる広さと考えられる (Berryman, 1999)。個体群は, 出生率, 致死率, 性比と年齢構成などの要素の観点から意味のある特徴をもつ遺伝的に同じような個体の集まりと見なすこともできる (Emmel, 1976)。

(62) 個体群生物学のテーマは, 多くの共通の基本的特徴を持っているが, 個体群の放射線被ばくの時期と程度, およびそれによって起こりうる影響の特徴に関連するであろう大きな違いを認識することも重要である。種によっては一生のうちに数回にわたり繁殖し (多数回繁殖), その繁殖が一年のうちいつかはほとんど関係ないものもあれば, 特定の季節に限られているものもある。このような個体群はしたがって, 世代が重なり合っているだろうが, 後者の場合, 通常は個体群の中の個別の群れを特定することができる。けれども, 種によっては, 生涯一度しか繁殖しないものもあり (単回繁殖), その繁殖が周期的に生じる場合, それぞれの個体群全体は (遺伝子的に) 個別の世代から構成されることになる。

(63) したがって, 個体群レベルで放射線影響を考慮する際には, 対象となっている個体群の正確な特徴を具体的に指定することが不可欠である。すなわち, その個体群の特徴とは, 既知の場合と想定上の場合があるが, 異なる線量率, 総線量に被ばくする個体群の割合, その該当する線量を受けるライフサイクルの段階, そしてその他の関連事項である。よって, 以下

では、前のセクションで記述したような個体について想定上の特徴と共に、標準動物および標準植物のセットについて考慮する必要のある想定上の基本的な個体群特性の概要を述べる。

2.6.3 標準動物および標準植物の個体群

(64) 標準動物および標準植物は、生涯を通じた繁殖、性比、繁殖力、全体の規模などの項目から表 2.1 に示したような一般的な個体群特性を有すると仮定する。

(65) これらの個体群特性は、想定上のまたは観察されたいかなる放射線影響による潜在的結果を考慮する際にも、留意されるべきである。その規模の個体群を支えるのに必要な地理的面積も関連している。この報告書の後段で述べるように、個体または個体の群において観察されるさまざまな放射線影響カテゴリーを、個体群レベルまたはさまざまな個体群からなる群集レベルで予想される影響に関連付けるために、将来、いかなる生態系モデルを構築するにせよ、表 2.1 に示したような個体群パラメータを基本的仮定として用いるべきであると勧告する。

表 2.1 標準動物および標準植物について想定した基本的な個体群特性

標準動物もしくは標準植物	個体群特性
シカ	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、高い雄に対する雌の比、低繁殖力、個体群の個体数<500
ラット	多数回繁殖性、等しい雌雄比、高繁殖力、個体群の個体数<1000
カモ	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、等しい雌雄比、低繁殖力、個体群の個体数<500
カエル	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、等しい雌雄比、高繁殖力、個体群の個体数<500
マス	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、等しい雌雄比、高繁殖力、個体群の個体数<500
扁平魚	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、等しい雌雄比、高繁殖力、個体群の個体数>10,000
ハチ	一回繁殖性（雄）、高い雄：雌比、高繁殖力、個体群の個体数<10,000
カニ	多数回繁殖性、世代識別可能な群れ、等しい雌雄比、高繁殖力、個体群の個体数>500
ミミズ	多数回繁殖性、雌雄同体、高繁殖力、個体群の個体数>10,000
マツ	多数回繁殖性、林冠形成、高繁殖力、個体群の規模>1000
イネ科草本	多数回繁殖性、高繁殖力、毎年再生長する多年草、個体群の規模>1000
褐藻	多数回繁殖性、成体個体群への低補充率、個体群の規模>1000

2.7 参考文献

- Amiro B.D., Avadhanula R., Johansson G., Larsson C.-M., Luning M. (1996). Protection of the natural environment. In : Proceedings of the International Symposium on Ionizing Radiation, vols 1 and 2, Stockholm, May 20–24, 1996 : 745 pp. Akademitryck AB, Edsbruk, Sweden.
- Anonymous, 2001. Environmental Protection Approaches for Nuclear Facilities. Second International Symposium on Ionising Radiation, Ottawa, 1999, Canadian Nuclear Safety Commission, 432 pp.
- Berryman, A.A., 1999. Principles of Population Dynamics and their Application. Stanley Thornes, Gloucester.
- Børretzen, P., Brown, J., Strand, P., et al., 2005. The ERICA assessment tool. In : Strand, P., Børretzen, P., Jølle, T. (Eds.), Proceedings of the Second International Conference on Radioactivity in the Environment, 2–6 October 2005, Nice. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, pp. 43–46.
- Brown, J.E., Thørring, H. & Hosseini, A. (Eds) (2003). The “EPIC” impact assessment framework. Towards the protection of the Arctic environment from the effects of ionising radiation. Deliverable Report for the EC Project EPIC. EC Inco-Copernicus project ICA 2-CT-2000-10032. Statens Stralevern, Oslo.
- Corbet, G.B., 1966. The Terrestrial Mammals of Western Europe. Foulis & Co., London.
- Emmel, T.C., 1976. Population Biology. Harper and Row, New York.
- IAEA, 1988. Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources. Technical Reports Series No. 288. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1999. Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. IAEA-TECDOC-1091. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2002. Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionising Radiation. IAEA-TECDOC-1270. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2003. Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (Darwin Symposium). Proceedings of the Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation, 22–26 July 2002, Darwin. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 2005. International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6–10 October 2003, Stockholm. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP, 1975. Reference Man : Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 2003 a. Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection : Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32(3–4).
- ICRP 2003 b. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-Human Species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33(3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2–4).
- Larsson, C.M., 2004. The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems—an overview. J. Radiol. Prot. 24, A 1–A 12.
- NEA, 2002. Radiological Protection of the Environment. Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Nowark, R.M., 1991. Mammals of the World, Vol. II. John Hopkins University Press, Baltimore.
- Pentreath, R.J., 1998. Radiological protection criteria for the natural environment. Radiat. Prot. Dosim. 75, 175–179.
- Pentreath, R.J., 1999. A system for radiological protection of the environment : some initial thoughts and ideas. J. Radiol. Prot. 19, 117–128.

- Pentreath, R.J., 2002 a. Radiation protection of people and the environment : developing a common approach. *J. Radiol. Prot.* 22, 1-12.
- Pentreath, R.J., 2002 b. Concepts, methods and models to assess environmental impact. In : *Radiological Protection of the Environment*. Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, pp. 121-130.
- Pentreath, R.J., 2003. Evaluating the effects of ionising radiation upon the environment. In : *Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (Darwin Symposium)*. Proceedings of the Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation, 22-26 July 2002, Darwin. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 204-212.
- Pentreath, R.J., 2004. Ethics, genetics and dynamics : an emerging systematic approach to radiation protection of the environment. *J. Environ. Radioact.* 74, 19-30.
- Pentreath, R.J., 2005. Concept and use of reference animals and plants. In : *Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation*. IAEA-CN-109. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 411-420.
- Pentreath, R.J., in press. Radioecology, radiobiology, and radiological protection : frameworks and fractures. *J. Environ. Radioact.*
- Pentreath, R.J., Woodhead, D.S., 1988. Towards the development of criteria for the protection of marine fauna in relation to the disposal of radioactive wastes into the sea. In : *Radiation Protection in Nuclear Energy, Vol. 2*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 213-243.
- Pentreath, R.J., Woodhead, D.S., 2001. A system for protecting the environment from ionising radiation : selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometries that could be applied to them. *Sci. Total Environ.* 277, 33-43.
- Strand, P., Brown, J.E., Woodhead, D.S., Larsson, C.-M., 2000. Delivering a system and framework for the protection of the environment from ionising radiation. 10th International Congress of the IRPA, 14-19 May 2000, Hiroshima. p. 2a-116.
- Strand, P., Oughton, D.H., 2002. *Radiation Protection in the 21st Century : Ethical, Philosophical and Environmental Issues*. NRPA/AUN, Ostersund.
- Suter II, G.W., 1999. Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 5, 375-396.
- Williams, C. (Ed), 2004. Special Issue : Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems. *J. Radiol. Prot.* 24, 4 A, 1-177.

3. 被ばく経路

3.1 緒 論

(66) 放射線を環境という面において、他の場合と同様に、線源と関連づけて考慮することは有用であり、この「線源」という語は、潜在的に定量可能な放射線量を生じる物理的実体または手順を指している。複数の放射性物質が1つの施設から環境に放出される場合は、その施設全体を1つの線源と見なすことができ、またすでに複数の放射性物質が環境中に既に散在している場合は、問題にしている被ばくの原因となる放射性物質の部分を線源と見なすことができる。

(67) 1つの線源からの人の被ばくに関して、委員会はすべて考えうる被ばく状況をまとめて取り扱える3種類の状況、すなわち、計画被ばく状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況に分けて認識することが実用的であると考え。計画被ばく状況は、線源の計画的導入と運用を伴う状況である。この状況には、線源の廃止措置、それに伴う放射性廃棄物の処分、施設の場合は以前に使われていた土地の復旧も含まれる。緊急時被ばく状況は、計画被ばく状況での運用中にまたは悪意のある行為から起こる緊急対応を必要とする予期しない状況である。現存被ばく状況は、自然に存在するバックグラウンド放射線や、人の放射線防護に関する委員会の勧告から外れて営まれてきた過去の行為からの残物を含む、放射線管理についての決定を行わなければならない時点で既に存在する被ばく状況、もしくは緊急時被ばく状況後における長期の被ばく状況である。したがって、委員会がこれまで「行為」と呼んできたものは、計画被ばく状況、緊急時被ばく状況、現存被ばく状況の起源となりうる。

(68) したがって動植物の被ばくのいかなる検討や、受けた被ばくへのいかなる対応も、環境との関連でこれら3つのカテゴリーのいずれかに該当すると考えられる。しかし、環境防護に関して言えば優先順位が幾分異なる。

(69) 動植物が環境中で電離放射線に被ばくする場合、線源も被ばく状況のタイプも様々であると考えられる。これらすべての中で、受けた被ばく線量に影響する因子の変動幅は非常に大きい。環境中に存在する放射性核種は、汚染された媒体内またはその近くに生息する生物に外部被ばくをもたらし。その受ける線量は、下記のさまざまな因子の複合かつ非線形な相互作用の結果による。その因子とは、環境中の汚染レベル、放射線タイプ、放出エネルギーおよび収率によって特徴付けられる放射性核種固有の壊変特性、放射線源と標的の間の位置関係(ジオメトリー)、周囲媒体内の物質の組成と遮蔽特性および周囲の媒体の性質、ライフサイク

ルの特定の段階における生物の位置と大きさなどがある。

(70) 内部被ばくは、生物の組織と器官への放射性核種の蓄積から、そして、腸を通過するか一時的に生物の体腔へ進入する放射性核種からもたらされる。内部被ばくは、放射性核種の物理的壊変特性、その性質、そして、全身または器官レベルでの放射性核種の生物学的半減期の特徴の両方に依存する。

3.2 さまざまな被ばく状況におけるデータの必要性

(71) 人の放射線被ばくと同様に、実際に被ばくしたあるいは被ばくすると思われる線量を推定する根拠は、被ばく状況によってそれぞれ異なる。多くの計画被ばく状況や現存被ばく状況下では放射性核種は環境中に存在しており、外部線源からの生物への線量を推定するためには、水、堆積物または土壌の直接測定が可能である。また、内部線源からの線量を推定するために、直接放射性核種濃度データを得ることも通常可能となるはずである。しかし、他の状況下では、異なったアプローチが必要であり、モデル化のアプローチとそれに付随するデータベースの利用が必要となる。これは特に、計画被ばく状況下で将来生み出される線源から予想される被ばくや、潜在的な緊急時被ばく状況下で当てはまる。環境影響評価は国によって異なるが、上記の作業のすべては通常、「環境影響評価」全体の一部を形成するものである。モデル化のアプローチでは、また、被ばくを線量と関連付けるために、種々のデータセットが必要になるだろう。

(72) したがって、外部、内部の放射性核種濃度間との関係は、3つの被ばく状況タイプのそれぞれで著しく異なる。便宜上そのような関係は、「定常平衡状態」か、何らかの動的な非定常状態のどちらかにあると通常見なされる。前者の場合、データは、生物と周囲媒体との間の濃度比（実際には導出された比率）として表されることが多い。したがって、例えば、水生生物の場合、定常状態では、生物内の放射性核種濃度とその周囲の（ろ過もしくは未ろ過の）水の濃度との比率を表す「濃縮係数」値として表される。陸生生物の場合、この関係は生物中の放射性核種濃度と土壌中での放射性核種濃度の比である「移行係数」値によってしばしば表されてきた。特に水生生物の場合、そのような値についてこれまで多くの集計がなされてきたが、これらは通常、人の被ばくに至る経路を推定するために纏められてきたものである。したがってこれらの値は、生物の特定の部位、すなわち人間によって通常消費される部位内における放射性核種の濃度に関係していることが多い。したがってそのようなデータは生物そのものが受ける線量を計算する上では、必ずしもあまり重要ではなく、対象の臓器または組織に対する特定の種類の放射線影響を推定する場合には特にそうである。

(73) またそのようなデータは、通常成体生物を対象としている。したがって標準動物および標準植物の選択からも分かるように、重要な被ばく経路、特にライフサイクルで最も敏感

な段階に関係した被ばく経路は、全く推定されない可能性がある。このように、被ばくが汚染された土壌、堆積物、水、もしくは大気からもたらされるものだとしても、その被ばくは生物のライフサイクル全体を通じて変化すると考えられる。カエルの卵は水中で生まれ、オタマジャクシも水中で生息するし、いずれも堆積物と接触する。しかし、成体となったカエルは水から離れてかなりの時間を過ごすと考えられ、地上ではかなりの距離を移動すると考えられる。マスは水中で生息しているが、敏感な卵の段階では湖や小川の底のごく近くで過ごす。逆に扁平魚は、海底と接触して成魚期の大部分を過ごすと考えられるが、卵や稚魚の時代は水の中の上部で過ごしている。陸上の被ばく状況の特徴づけることは同様に難しい。すなわち、大気や土壌の放射性核種濃度と、松の芽または球果内の放射性核種の濃度、あるいは（例えばラットのような）穴に住む動物の組織中の放射性核種の濃度、との関係を定義することなどが難しい。

(74) 残念なことに、さまざまな形態の水生生物のライフサイクルにおけるこれらの敏感な時期と、あるいは成体ですらその時期と、環境媒体との関係を表すために使用できるデータは極めて少ない。しかしながら、さまざまな被ばく状況の結果生じた環境中の放射性核種の分布を記述するための多くのモデルは存在する。したがって、最初の近似として、多くのさまざまな種類の動植物にとって可能性のある線量率との関連を推定することは合理的に可能である。

(75) したがって、「標準」データベースの設定は非常に有用である。ここでもやはり、被ばく状況の違いに留意し、次に示すようないくつかの因子を考慮する必要がある。

- 汚染された土壌、堆積物、大気または水からの外部被ばく
- 毛皮、羽および皮膚の汚染
- (再) 浮遊した汚染微粒子または気体状放射性核種の吸入
- 放射性核種の経口摂取
- 水生生物の場合の水からの直接的な取り込み

(76) そのようなデータベースは慎重に検討し集約する必要があるため、したがって、標準動物および標準植物に関する次の報告書のテーマになると思われる。

(77) 環境影響評価は、通常、考えられるさまざまな緊急時被ばく状況の結果として生じる蓋然性の高い被ばくの結果を検討する必要にも対応している。そのような状況では、検討対象となる事象の変遷を反映させるため、モデルとデータベースは、必然的に幾分異なるものとなる。

4. 標準動物および標準植物における線量換算係数の計算

4.1 用語の定義

4.1.1 線量概念

(78) 吸収線量は、生物もしくは臓器中の組織における単位質量あたりに吸収されるエネルギー量と定義されるもので、電離放射線の被ばく量を計算する基礎的な量である。単位はグレイ (Gy) である。線量は、アルファ線、ベータ線、ガンマ線、中性子線、重イオン、核分裂片のような異なる種類の放射線に起因する、生体組織内でのエネルギー付与によりもたらされる。多くの種類の生物において、放射線の種類が異なれば、同じ組織、同じ吸収線量であっても影響の程度が異なることが知られている。したがって、人間の放射線防護の場合、等価線量と実効線量という別の単位を使用すると有用であることが知られている。等価線量については、主に様々な放射線の種類に対する生物効果比に基づいて委員会が放射線加重係数を選択している。放射線影響が通常線量に関係するのに対し、被ばくは一般的に線量率で記録されることに留意すべきである。したがって、標準動物および標準植物の異なるライフサイクル段階における時期に特有な参考値が必要である。

4.1.2 吸収割合

(79) 内部線量を推定するための鍵となる量は吸収割合 ϕ であり、放射線源から放出されたエネルギーのうち標的組織、臓器、もしくは生物に吸収された割合として定義される。最も単純な場合は、無限に均質に広がる媒体の中に生物があり、生物体内に放射能が均一に分布し、媒体と生物の体の密度が同じであると仮定する場合である。これは、Loevinger と Berman (1976) により「均一平方モデル」と命名されたものである。これらの状態下で、単一エネルギー放射線の内部線量換算係数 (DCF_{int}) および外部線量換算係数 (DCF_{ext}) は (DCF は、生物体内のもしくは体外にある媒体中の単位放射能濃度あたりの吸収線量率として定義される)、吸収割合の関数として以下のように表される：

$$DCF_{int} = E \times \phi(E) \quad (1a)$$

$$DCF_{ext} = E \times (1 - \phi(E)) \quad (1b)$$

ここで、 E は単一エネルギー線源のエネルギーを表す。数式 (1b) は近似式であり、厳密な意味では、生物と周囲の媒体が同一の密度と元素組成を有している場合にのみ適用できる。

(80) 等方放射線源が均一に分布する無限均質媒体において単位線源強度あたりの線量は、均一無限媒体の吸収線量と等価な全吸収限度を超えることはできない (NCRP, 1991)。したがって、ある単一エネルギー粒子もしくは光子に対する線量の上限は次式で表される。

$$DCF_{\infty} = 1.384 \times 10^{-2} E \text{ (}\mu\text{Gy/day)} / \text{(Bq/kg)} \quad (2)$$

ここでは、 E は単一エネルギー線源のエネルギー (MeV) である。

(81) もし生物の形状が媒体中の放射線の飛程より十分に小さければ、放射線が体から“抜けていく”ため、内部線量は0に近似され、外部線量は D_{∞} に近似される。対照的に、生物の体サイズが放射線の飛程よりはるかに大きい場合、外部線量は0に近づく ($D_{\text{ext}} \rightarrow 0$) のに対して、生物全体の内部線量は D_{∞} に近づく。図4.1は飛程の異なる放射線を比較したものであり (Ulanovsky と Pröhl, 2006), 「連続減速近似 (continuous slowing-down approximation)」(CSDA) による電子の飛程 $\Lambda(E_{\beta})$, アルファ粒子の飛程 $\Lambda(E_{\alpha})$ および光子の平均自由行程 $\lambda(E_{\gamma})$ を示している。飛程と平均自由行程はいずれも, Hubbel と Seltzer (1995) と Berger (1999) により導出されており, 10 keV から 10 MeV までのエネルギーを持つ粒子についてメートル単位で与えられている。

(82) 図4.1は、実用的には妥当であると見なすことができる多くの場合において、アルファ粒子と低エネルギー電子の飛程が短く ($\leq 50\text{--}100 \mu\text{m}$), 吸収割合が高い ($\phi \approx 1$) ことを示

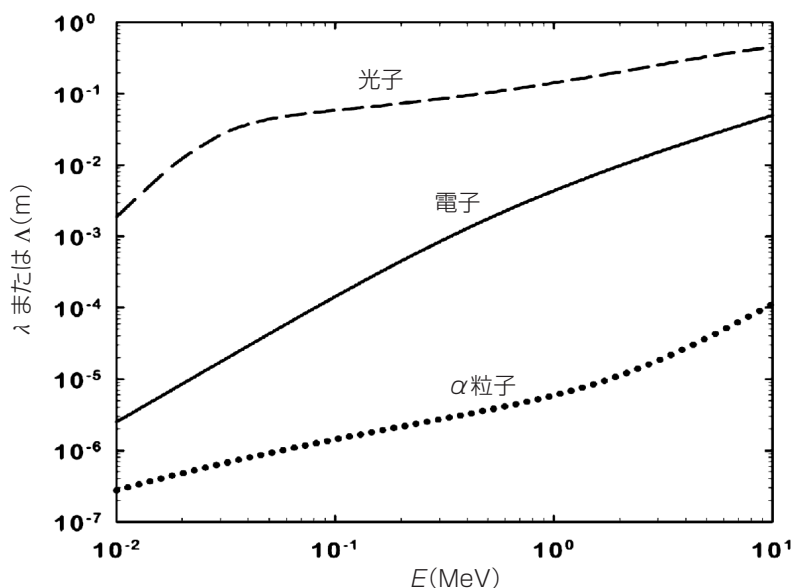


図 4.1 水中におけるアルファ粒子および電子の連続減速近似飛程 (Λ) と光子の平均自由行程 (λ) の比較 飛程と平均自由行程はともに, Hubbel と Seltzer (1995) と Berger (1999) に基づく。出典: Ulanovsky と Pröhl (2006)。

している。したがって、方程式（1および2）により、 $D_{\text{int}} \approx D_{\infty}$ であり、 $D_{\text{ext}} \approx 0$ となる。しかしながら、極端に小さい生物で、かつ、長い飛程を持つ放射線（高エネルギー電子および光子）については吸収割合が非常に小さく（ $\phi \ll 1$ ）、したがって $D_{\text{int}} \approx 0, D_{\text{ext}} \approx D_{\infty}$ となる。

4.1.3 モデリングにおける共通の仮定

(83) 生物への線量の推定に含まれる過程の複雑さや、生物とその自然生息環境の非常に大きな多様性のために、すべての放射線被ばく状況をカバーすることは不可能である。そのため、モデルは、詳細な検討のために使用される、エネルギー、汚染媒体、生物サイズについて選択された典型的な仮定に基づかなければならない。そのような詳細な計算が利用できないような被ばく状況では、複数の妥当な状況間の内挿によって決定される。モデルが異なるため全く同じではないが、次の状況が通常考慮される。

- ベータ線放出体とガンマ線放出体について DCF を計算する。アルファ放射線の飛程は短いためアルファ粒子からの外部被ばくは通常考慮されない（1つのモデルを除いて）。
- 地中で生息する生物か地上で生息する生物かの区別を行う。
- 入力される量は生物体内もしくは生物に接している媒体での、放射能濃度の測定値もしくは計算値のいずれかとする。次に、核種に特有の線量率換算値は、生息地、標的の大きさ、被ばく経路（内部または外部）の関数として求められる。
- すべてのモデルにおいて、放射線の輸送は単一エネルギーの電子もしくは光子（エネルギーの範囲：約 0.01-5 MeV）に対して計算される。この範囲内の他のエネルギーに対するデータは内挿により求められる。
- 土壌中に生息している標的の DCF の計算には、一様に汚染された体積線源を仮定する。いくつかのモデルでは体積線源の厚みは無限であると仮定されるが、他のモデルでは、厚みの値は、10, 20, または 50 cm であると仮定される。体積線源に加えて、凹凸のある表層での真新しい沈着を近似するために、深さ 0.5 g/cm² の位置での面線源が一般的に用いられる。

標準動物および標準植物への適用のために現存のモデル技術で最適なものを選ぶ際には、これらの要素をすべて考慮した。

4.2 標準動物および標準植物のために用いられる線量計算において考慮すべき事柄ならびに計算方法の選択

(84) 動物および植物が内部および外部線源の両方から被る線量を評価するために多くのさまざまなアプローチが使用されてきた。それらには多くの共通の特徴がある（IAEA, 1976, 1979, 1992; Woodhead, 1979; Pentreath と Woodhead, 1988; NCRP, 1991; Amiro, 1997; エネルギー省, 2002; Golikov と Brown, 2003; Higley ら, 2003; Battle ら, 2004; Taranenko ら,

2004; Beaugelin-Seiller ら, 2006; Ulanovsky と Pröhl, 2006)。すべてにおいて、理論的に可能なモデリングの複雑さと適用するデータの入手可能性との間のバランスを取らなければならなかった。

ここに問題が2つある。1つは動物界、植物界全体で見られる生物の形状とサイズの範囲が非常に幅広いことであり、もう1つは、動植物の放射性核種濃度は人間がそうであるように組織や臓器の間で大きな違いがあるが、動植物のどのタイプに対しても内部的に一貫したデータセットがほとんど存在しないという事実である。したがって、生物全体を単純な形で表す、極端な単純化がしばしば行われてきた。それでも、この単純化は、異なる生物タイプ間における総線量に対する異なる放射性核種の相対的な寄与の比較を引き出す上で非常に有用であった。

(85) したがって、現在数学ファントムとボクセルファントムを使ってさまざまな臓器を有する年齢と性別の異なる人間を表している人の線量評価モデルと比べ、生物相の線量評価モデルは非常に単純化されている。しかし、例えば発生中の魚卵での胚の被ばくという特別なケースを記述するために Woodhead (1970, 1979) が作成したモデルのような、より詳細なモデルもいくつか開発されている。

(86) 近年、さまざまな異なる目的のために動植物への線量率を計算する、いくつかの異なる解析的なアプローチが、使用されたり提案されたりしてきた。その多くは、均一立方モデルを用いたり、単純化された解析もしくは準解析モデルを用いたりしている。これらは次の引用文献においていくぶん詳細に記述されている (NCRP, 1991; IAEA, 1992; Amiro, 1997; Coplestone ら, 2001; エネルギー省, 2002; Higley ら, 2003; Battle ら, 2004)。このようなモデルは、水域環境での被ばくを評価するには多くの場合で十分であり、それは生物と外部媒体間の密度の差が小さいためである。

(87) しかし、陸域環境では、放射線源が地中にある場合もあれば地表にある場合もあり、被ばく対象が地中に生息している場合 (例えばミミズ) もあれば、地上に生息している場合 (例えばシカ) や、地表の上に生息している場合もある (鳥あるいは林冠)。土壌や空気、有機物質も組成と密度がかなり異なっており、一般に、単純な解析的または準解析手法では十分に考慮することができない。したがって、陸域環境での外部被ばくの推定はより複雑である。放射線輸送方程式はたくさんの媒体を横切る粒子の輸送を数値シミュレーションで行うモンテカルロ法で解かれる。そのようなシミュレーションには、以下のようないくつかの利点がある。

- 組成や密度が異なる物質を考慮することができる。
- 線源や対象に複雑で現実的なジオメトリーを用いることができる。
- 放射線輸送の物理的過程を十分に考慮に入れることができる。
- 自己遮蔽が暗黙のうちに考慮される。
- 評価の不確実性をかなり低減させることができる。

(88) これらの利点により、ごく最近のアプローチのほぼすべて、少なくとも一部ではモ

ンテカルロ法を適用している。したがって、これらはさらに詳細に検討されている。

4.3 標準動物および標準植物に使用された手法の選択

(89) EPIC プロジェクト (Golikov と Brown, 2003), 米国エネルギー省の「段階的アプローチ方法論」を実装する RESRAD-BIOTA コンピュータ・コード (米エネルギー省, 2002), フランスの EDEN コード (Beaugelin-Seiller ら, 2006), および FASSET および ERICA プロジェクト内で使用されるコード (Taranenko ら, 2004; Ulanovsky と Pröhl, 2006) で利用されているごく最近のモンテカルロ・ベースのモデルを検討し比較するための解析を行った。その結果は付属書 B に挙げている。

(90) 試験したモデルのうち、線量評価手法の柔軟性から判断すると、最もさまざまなジオメトリー (線源との位置関係) と被ばく状況を含むものは、FASSET-ERICA プログラムであった (Taranenko ら, 2004; Ulanovsky と Pröhl, 2006)。このモデルにより、標準動物および標準植物の特定の形状を含む十分に広い範囲の生物の DCF の計算を行うことができた。したがって、すべての標準動物および標準植物の値の包括的セットを計算するために FASSET-ERICA プログラムを使用した。

4.4 標準動物および標準植物に対して詳細に考慮すべき事柄

(91) 選択されたモデルを標準動物および標準植物に適用することに関連して、以下に示すようないくつかの他の要因も考慮している。

- 比較に基づく形状やサイズ
- 全身ジオメトリーのみに基づく線量評価の必要性か、もしくは内部の臓器を含める必要性
- からだの組成、密度
- 環境ジオメトリー
- 同じジオメトリーを1つのケース以上に使える可能性
- 外部被覆の斟酌
- 計算に組み入れる放射性核種の選択
- 線量率計算における適切な時間積分
- モデルとデータの他の生物相への外挿の可能性

(92) 生物内もしくはその周りの媒体の放射性核種の放射能濃度 (Bq/単位重量) と吸収線量率 ($\mu\text{Gy}/\text{単位時間}$) とを関連付けることができる核種固有の換算係数が提供される必要がある。このアプローチが最初に使用されたのは、海洋への放射性核種の処分限度の定義に関連して生物の潜在被ばくを計算する場合においてであった (IAEA, 1988; Pentreath と Wood-

head, 1988)。

(93) 形状の問題は別として、以下に記すように関連のある有用な時間単位を考慮することも必要である。標準動物・標準植物によっては寿命が1年未満のものもあり、ライフステージがせいぜい数日程度しか存続しない場合もあるが、1日未満の線量率には有意な差がないため（もしくはどの状況でも考慮に入れることができないため）、関連する値としては ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg) の単位で DCF が表される。

(94) 形状に関しては、線量評価についての初期のアプローチの多くは、標準動物および標準植物が例えば固体の球形または円筒形 (IAEA, 1976) または固体の楕円体 (IAEA, 1988; Pentreath と Woodhead, 1988; NCRP, 1991) のような単純な形状であると仮定することによって複雑なジオメトリーを単純化しようと試みてきた。このアプローチは、単に数学的単純さということではなく、同じ単純化した形状を、今度は同程度のサイズのさまざまな生物を表すのにも使用できるといった多くの利点を持つ。このアプローチをここでは魚の卵と甲殻類の幼生について用いている。

(95) しかし、考慮すべき他の側面がある。幅広い種類の楕円体と球について吸収割合を推定する実用的な方法は、Ulanovsky と Pröhl (2006) によって開発されている。内部にある光子および電子線源からの生物体内へのエネルギー付与割合をモンテカルロコードである MCNP 4 C (Briesmeister, 2000) を用いてモンテカルロシミュレーションにより計算している。身体組成は、ICRU (1989) によって定義された4成分構成に等しいとし、そして体密度は 1.0 g/cm^3 であると仮定する。二次光子の輸送に対して媒体が十分存在することを確保するため、生物は無限の水媒体中にいると仮定する。電子と光子の輸送は、それぞれのエネルギーが光子の場合 1 keV 、電子の場合 10 keV のエネルギー・カットオフ値以下に低下するまで追跡している。そして、局所のエネルギー付与は光子、電子、それぞれの短い平均自由行程や飛程によるものであると仮定する。対象生物の体重は1桁ごとの間隔で 10^{-3} g から 10^6 g の範囲をカバーした。光子と電子の場合、エネルギーはともに 10 keV から 5 MeV までの範囲である。吸収割合の推定方法は、水中にある組織での吸収割合からのリスケーリングに基づいている (Ulanovsky と Pröhl, 2006)。

(96) さらに球体ではない形の楕円体に関しては、体質量と長軸短軸の相対的な長さで定義される。これらの量から、球体の表面積とそれと同質量の非球体の表面積の比で定義される、“非球体度”のパラメータ $\eta = A_0/A$ が導かれる。光子線源および電子線源は別々にシミュレーションされるが、二次電子と二次光子の輸送はどちらの場合も考慮されている。

(97) Ulanovsky と Pröhl (2006) によると、リスケーリング係数は線源粒子の与えられた質量とエネルギーに対する非球体度パラメータ η の関数として表現される：

$$RF(\eta) = \left(1 - \left|1 - \eta\right|^{\frac{1}{5}}\right)^5 \quad (3)$$

表 4.1 非線形最小二乗フィッティングによって導きだした数式 (6) の各パラメータの値

パラメータ	値	
	電 子	光 子
a	0.783	0.677
b	0.549	1.830
x_0	0.506	4.97
c	0.235	0.079
d	0.495	0.247
x_1	0.940	9.90
C	0.0147	0.071

ここで、 s は近似パラメータである。このパラメータは線源粒子のタイプやエネルギー、および生物の質量にも依存することがわかっている。すなわち、これは、同一質量の球体に「サイズ調整された半径」(r_0) に対する近似である。

$$r_0 = \frac{R_0}{\Lambda(E_\beta)} \quad (\text{電子}) \quad (4)$$

$$r_0 = \frac{R_0}{\lambda(E_\gamma)} \quad (\text{光子}) \quad (5)$$

ここで R_0 は同じ質量の球体の半径、 $\Lambda(E)$ は電子の水中での CSDA 飛程、 $\lambda(E)$ は水中での光子の平均自由行程である。 R_0 は生物質量に関連があるだけなのに対し、電子の飛程と光子の平均自由行程はエネルギーおよび物質の密度と組成に依存する。以下の近似式がパラメータ s に対して導出されている：

$$s(r_0) = C + \frac{a}{1 + (r_0/x_0)^b} + \frac{c}{d + \log^2(r_0/x_1)} \quad (6)$$

ここで、近似パラメータ C 、 a 、 b 、 x_0 、 c 、 d 、 x_1 は表 4.1 に与えられている。

(98) パラメータ s の値の r_0 に対するプロットおよび、式 (6) の近似式との比較を、図 4.2 と 4.3 に示す。

(99) Ulanovsky と Pröhl (2006) のリスケーリング方法により、さまざまな楕円体形状をした水生生物について、幅広い範囲にわたる体質量 (10^{-6} から 10^3 kg) の 10 keV から 5 MeV の線源粒子エネルギーにおける内部および外部被ばく DCF の評価が可能になる。これにより *Publication 38* (ICRP, 1983) に列挙されているすべての放射性核種がカバーされることになる。近似値の不確実性は、線源粒子の種類とエネルギー、生物の質量に依存する。

Ulanovsky と Pröhl (2006) による評価では、変動係数の絶対値の平均は電子で 10%、光子で 15% を超えないことを示している。多くの実用上妥当な場合では、不確実性は電子の場合

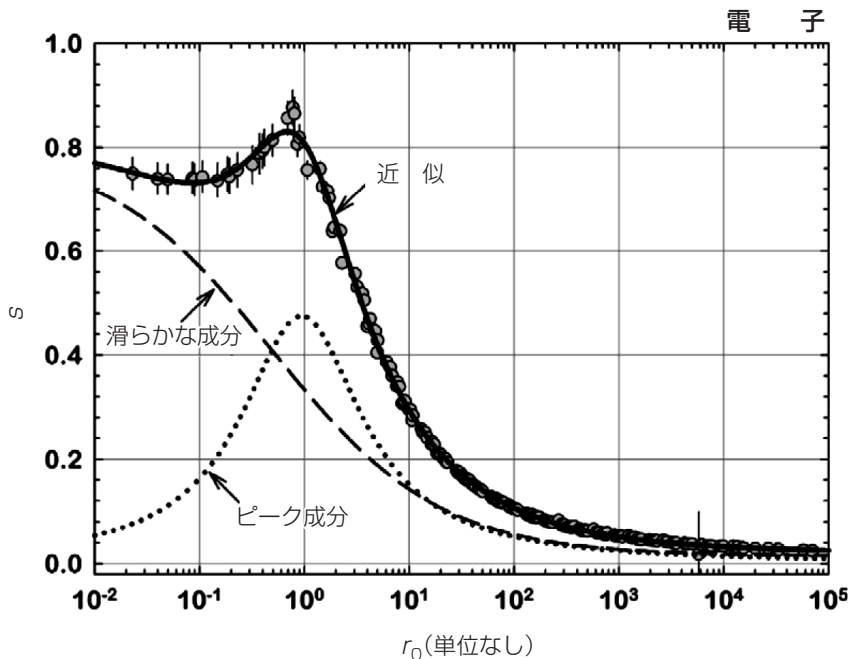


図 4.2 電子のリスケージング係数 $RF(\eta)$ の近似式 [式(3)] 中におけるパラメータ s の同じ質量の球体にサイズ調整された半径 r_0 に対する依存性
 実線は、2成分 'logistic+Lorentzian' 関数 [式(6)] による最小二乗近似を表している。

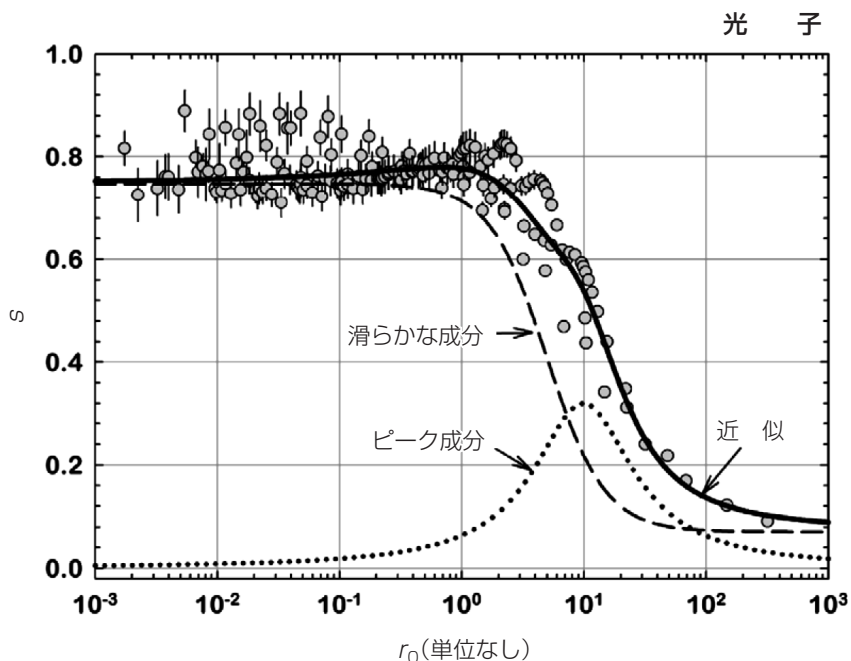


図 4.3 光子のリスケージング係数 $RF(\eta)$ の近似式 [式(3)] 中におけるパラメータ s の同じ質量の球体にサイズ調整された半径 r_0 に対する依存性
 実線は、関数 [式(6)] による最小二乗近似を表している。

3%を上回らず、光子の場合5%から10%の範囲内である。

(100) 最後に、光子および電子の吸収割合は以下の式のように見積もられている。

$$\phi(E) = RF(\eta) \times \phi_0(E) \quad (7)$$

ここで $\phi_0(E)$ は「球体」における吸収割合の値である。数式(3)によって算定されるリスケーリング係数 $RF(\eta)$ とパラメータ s の値は、ある与えられた質量とエネルギーに対して数式(6)で表される近似式によって評価される。

(101) エネルギーに関する核種固有の壊変データと放射性核種によって放出される放射線の収率は、*Publication 38* (ICRP, 1983) の電子版 (Eckerman ら, 1994) から抜粋した。連続エネルギーベータ線スペクトルは数値的に積分される。DCFには、親核種と(もしあれば)娘核種の両方からの寄与を含める。半減期が10日未満の放射性娘核種のみを含めた。これらの場合、親核種と娘核種は、永続平衡にあると仮定した。

4.5 標準動物および標準植物に対する特有の線量換算係数の計算

(102) 標準動物および標準植物の想定上の形と寸法を表4.2に示している。カニの卵に関して「かたまり」(卵塊)で考えている以外は、すべて1つの生物であると仮定する。カエルの卵は一個体と卵塊のどちらも扱う。他の例外として、イネ科草本の分裂組織は土壌表層と平行にある均質な層としてモデル化している。

(103) 水生生物のDCFは均一立方モデルを使って評価してきた。すなわち水生生物は無限の均一な媒体の中で存在し、放射能は体全体を通して一様に分布すると仮定している。媒体と生物体の密度は等しいと仮定する。この近似のもとで、特定の線源放射能当たりの吸収線量率 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)として定義される外部および内部被ばくに対するDCFは、吸収割合 $\phi(E)$ を用いて以下のように表すことができる。

$$DCF_{int} = 1.384 \times 10^{-2} \sum_{\nu} \left(\sum_i E_i Y_i \phi_{\nu}(E_i) + \int N_{\nu}(E) E \phi_{\nu}(E) dE \right) \quad (8)$$

$$DCF_{ext} = 1.384 \times 10^{-2} \sum_{\nu} \left(\sum_i E_i Y_i (1 - \phi_{\nu}(E_i)) + \int N_{\nu}(E) E (1 - \phi_{\nu}(E)) dE \right) \quad (9)$$

ここで、 ν は、放射線の種類 (アルファ線、ベータ線、ガンマ線、自発発生の核分裂片) を表す。 E_i (MeV) と Y_i (壊変当たり) はそれぞれ、放射性核種の壊変当たりの不連続なエネルギーを持つ放射線のエネルギーと収率である。 $N_{\nu}(E)$ (壊変当たり, 1 MeV 当たり) は放射線の種類 ν (ここではベータ粒子のみ) の連続エネルギーを持つ放射線のエネルギースペクトル

表 4.2 標準動物および標準植物の寸法、生息環境と線量率の積算のための期間

生物	長軸 (cm)	第1単軸 (cm)	第2単軸 (cm)	体質量 (kg)	生息環境	期間または 寿命
シカの成体	130	60	60	245	陸生	15年
ラット	20	6	5	0.314	陸生	2年
カモの卵	6	4	4	0.0503	陸生	30日
カモ	30	10	8	1.26	水生/陸生	11年
カエルの卵	1	1	1	5.24×10^{-4}	水生	10日
カエルの卵塊	20	6	5	0.314	水生	10日
オタマジャクシ	1.5	0.75	0.75	4.42×10^{-4}	水生	100日
カエル	8	3	2.5	0.0314	水生/陸生	10年
マスの卵/カニの幼生	0.4	0.4	0.4	3.35×10^{-5}	水生	100日
マス	50	8	6	1.26	水生	6年
扁平魚の卵	0.2	0.2	0.2	4.19×10^{-6}	水生	15日
扁平魚	40	25	2.5	1.31	水生	10年
ハチ	2	0.75	0.75	5.89×10^{-4}	陸生	100日
ハチのコロニー (自然)	60	30	30	28.3	陸生	3年
カニの卵塊	6	4.0	1.0	0.0126	水生	0.5年
カニ	20	12	6	0.754	水生	15年
ミミズの卵	0.5	0.5	0.5	6.54×10^{-5}	陸生	50日
ミミズ (伸びた状態)	10	1	1	5.24×10^{-3}	陸生	5年
マツの幹	1000	30	30	471	陸生	200年
イネ科草本 (穂)*	5	1	1	2.62×10^{-3}	陸生	1年
褐藻	50	50	0.5	0.652	水生	5年

*イネ科の分裂組織は、1つの均質な層としてモデル化。

を表す。 $\phi_v(E)$ は吸収割合を表す。

(104) 等方放射線源で一様に満たされた無限均一媒体の場合、単位線源強度当たりのDCFは、均一無限媒体の吸収線量である総吸収限度を超えることはできない。したがって、どの与えられた核種についても、DCFの上限は総吸収限度値で表現される。

$$DCF_{\infty} \approx 1.384 \times 10^{-2} \bar{E} (\mu\text{Gy/day}) / (\text{Bq/kg}) \quad (10)$$

ここで、 \bar{E} は線源放出スペクトル(不連続および/または連続)を平均した線源エネルギー(MeV)を表す。

$$\bar{E} = \sum_v \left(\sum_i E_i Y_i + \int N_v(E) E dE \right) \quad (11)$$

(105) 陸生動物の外部被ばくは Pröhl ら (2003) によって求められた結果に基づいて評価され、Taranenko ら (2004) の論文の中で紹介されている。FASSET から得られた外部 DCF は、体質重が $1.7 \times 10^{-4} \text{g}$ から 550kg までの様々な形状の陸生動物の成体について求められた。光子線源だけが動物の外部被ばくに寄与すると仮定した。ここで、外部 DCF は、動物の体で占有された領域における自由空気カーマ (K_a) と、事前に計算された線量-カーマ比 $R(E_i, M)$ の積として計算される：

$$DCF_{ext} = \sum_i K_a(E_i) \times R(E_i, M) \times Y_i \quad (12)$$

ここで、 Y_i は特定の光子の収率 (壊変当たり) であり、 M は動物の質量 (kg) である。

(106) カーマの値は 2 つの線源、すなわち 0.5g/cm^2 の深さでの地中の無限平面線源および厚さ 10cm の無限均一体積線源について計算されている。植物の外部被ばくは密度の異なるいくつかの無限均質の層について推定している。Taranenko ら (2004) で与えられているように、平面線源と体積線源の両方に対する DCF が用いられている。

(107) 吸収割合の根底にある基本的な計算は水中にいる生物のために作られたものだというところに気をつけなければならない。これらの値は、周りの媒体の密度が高いときには、よりはっきりと光子の後方散乱が異なるため、値が若干違ってくるが、土壤中、空气中など他の媒体中や土壌と空気の境界に生息している生物にも適用できる。その影響が最大になるのは生物の質量が小さく光子のエネルギーが高いときである。しかし、吸収割合に与える周囲の物質の総体的な影響は小さい。 1mg の質量の球形生物が水中と空中にいる場合についてモンテカルロシミュレーションを行うと 1.5MeV の光子エネルギーに対してその吸収割合の差はおよそ 6% であり、光子エネルギーが 0.15MeV の場合、差は < 1% である。

(108) DCF の計算は、ERICA 評価ツール (Børretzen ら, 2005) に組み込まれたプログラムとの互換性を有する専用プログラム (Ulanovsky と Pröhl, 2006) を使って行われた。標準動物および標準植物の DCF は、付属書 C で示されており、75 種類の放射性核種リストについて計算されている。半減期が ≤ 10 日である放射性子孫核種は、親核種との永続平衡にあるものとして組み入れている。しかし、娘核種壊変率が親核種壊変率より小さい (すなわち、永続平衡が達成されない) 場合は、娘核種は除外されている。

(109) 内部被ばく DCF は、無限均質の層として考えるイネ科草本の分裂組織を除くすべての生物について、単位放射能濃度あたりの吸収線量率として示される。内部 DCF におけるアルファ粒子や自発核分裂片の割合 (f_1)、低エネルギー (< 10keV) 電子とベータ粒子の割合 (f_2) も、付属書 C に示されている。貫通力の弱い短い飛程の放射線は、体の外側の保護層に吸収されるため、これらの割合は内部被ばくに対してのみ与えられている。光子および高エ

エネルギー電子（10 keV 以上）の割合（ f_3 ）もまた、付属書 C に示されている。これらは上記の補完物として、 $f_3 = 100\% - f_2 - f_1$ を使って簡単に求めることができる。

(110) 外部被ばくの DCF を導く際、水生動植物と陸生動植物とを区別した。水没している水生生物については、水の密度と生物の密度の間には実質的な差はない。放射線輸送に対する条件は、したがって、比較的均一である。これらの状況下では、解析的アプローチを適用すれば十分な精度を持って評価される。しかし、陸生標準動物および標準植物の場合、外部被ばくの評価はもっと複雑である。

(111) 外部被ばくの DCF は、動植物の想定上の生息地に依存する形で求められる。水生生物は無限の水媒体に水没しているとして扱う。境界（空気-水や水-堆積物）に生息する生物については、DCF はそのジオメトリーを考慮して列挙した DCF 値を半分に分けることで簡単に導きだすことができる。陸生生物と底生性水生生物にとって、ありうる照射ジオメトリーは、汚染された土壌または堆積物の上にいるか、完全にその中にいるかの 2 つある。陸生生物の場合、土壌上部での被ばくは、放射性線源が次の 2 つの深さ、すなわち、(a) 0.5 g/cm^2 の深さに埋まっている無限等方平面線源か (b) 深さ 10 cm の無限等方体積線源のうちいずれか 1 つであるとして扱う。前者は、真新しい放射性沈着物をよく表しており (Jacob ら, 1990)、後者は、古い汚染、あるいは自然放射性核種による汚染の優れた近似として利用されている。土壌中での被ばくは、深さ 50 cm の無限等方均一土層の中央で起こると考える。

(112) 付属書 C の DCF 表は、さまざまな生息環境における結果をまとめたものである。しかし、いくつかの生物はライフサイクルの中で異なる生息環境で生活する。異なる生息環境での混合被ばくを考慮するためには、独立した生息環境における DCF を単純に合計することで可能となる。例えば、カモはライフサイクルの中で、土壌の上、土壌の上空、水面の異なる 3 つの生息環境を渡り歩く。したがって、カモの被ばくの総量を評価するには、どれくらいの時間を異なる生息環境で過ごすかを考慮する必要がある（これらの生息環境での放射能汚染は既知と仮定して）。これにより、もしカモが土壌表面上でライフサイクルの 30%、水面で 50%、水中での移動に 3%、空を飛ぶのに 17%（これらは、任意に選んだ値である）を費やすとして、空気中、水中、土中の放射性核種 r の濃度が知られており、それぞれが q_a 、 q_w 、 q_s と等しいならば、カモの外部被ばくの吸収線量率は以下のように計算することができる。

$$D = q_s(0.3DCF_{ext,s} + 0.17DCF_{ext,a}) + 0.28q_wDCF_{ext,w} \quad (13)$$

ここで $DCF_{ext,s}$ 、 $DCF_{ext,a}$ 、 $DCF_{ext,w}$ はそれぞれ、土壌の上、土壌の上空、水中での外部被ばくの DCF である。これは暗に水と水面の境界の DCF は媒体（水）中の半分であることを仮定している。堆積物と水の境界に生息する生物相（扁平魚のような）については、この式をそれに合うように応用しても良いだろう。

(113) 最後に、DCF が線量率に関する値である点に留意すべきである。線量を推定する

には、線量率を特定の時間範囲で積分しなければならない。場合によっては、その期間は寿命あるいはライフサイクルのある段階の期間に限られることもある。したがって、例えばカモの卵の線量は、放射性核種のレベルや壊変特性に関係なく30日間の積算量のみであり、その後はもはや卵ではなくなる。同様に、カエルの卵とオタマジャクシも、完全に水中にいる状態にあるのは2,3か月の間だけである。しかし時間スケールのもう一方の端では、マツは非常に長い間生きると仮定しているので、そのような期間にわたる線量の積分については注意が必要である。標準動植物および標準植物についての生物学的な積算期間に関連した値は表4.2に記している。

(114) 以下は標準動植物および標準植物の線量評価についての簡単な紹介であり、DCFの値は付属書Cに記載する。被ばく状況の概要は表4.3に示す。

4.5.1 標準シカ

(115) 成体の標準シカは質量が245 kg、130×60×60 cmの寸法の楕円体として表される。シカは陸生動物であり、したがって、地上での外部被ばくは平面放射線源と体積放射線源との関連で検討される。そのような大きな動物のために、肝臓や生殖腺のような内部臓器の相対的な線量評価について、いくつかの暫定的な考察も行った(図4.4)。しかし、基本的には、決定的なモデルのためというよりは説明目的のためである。その他の詳細なレベルについても、大型哺乳類での放射線影響に関する情報の範囲であると考えられた。

(116) したがって、2つの場合が考えられる。最初の場合は、 A (Bq)の放射能を有する放射性核種が質量 m_{wb} を有する生物体の全身に均一に分布する場合である。第2のケースは、同じ放射能が質量 m_{org} の臓器に集中する場合である。これらの状況の下で、かつ放出されたエネルギーの吸収割合が1に等しい場合、以下のように表される。

$$\frac{D_{org}}{D_{wb}} \approx \frac{m_{wb}}{m_{org}} \quad (14)$$

ここで D は、生物全体および考慮対象としている臓器の吸収線量を、 m はそれぞれの質量をあらわす。この関係式は、アルファ線およびベータ線の吸収割合の仮定を正当化するのに十分な大きさを持つ生物と臓器にあてはまる。

(117) ガンマ線の場合は状況がさらに複雑になる。より長い飛程のために、特定のジオメトリーによっては、光子エネルギーのかなりの部分はガンマ線源から離れた場所に付与されるかもしれない。吸収線量におけるガンマ線放出体の不均一分布の影響を推定するために、以下に記述されるような一定の仮定の下でのモンテカルロシミュレーションが行われた。

(118) 上で定義したように、線量評価のために、シカは軸が130 cm、60 cm、60 cmの楕円体に近似され、体質量は245 kgであるとした。肝臓の質量は全体重の2% (4.9 kg)に相当すると仮定し、軸が14.4×9×9 cmの楕円体で近似された。精巣の質量は、全体の $5.3 \times 10^{-2}\%$

表 4.3 被ばくのジオメトリーに対する仮定の要約

標準動物および 標準植物	水域環境	陸域環境		
		土壌の上		土壌中
		平面線源	体積線源	
シカの成体		●	●	
ラットの成体		●	●	●
カモの卵		●	●	
カモ	●	●	●	
カエルの卵	●			
カエルの卵塊	●			
オタマジャクシ	●			
カエルの成体	●	●	●	
マスの卵	●			
マス	●			
扁平魚の卵	●			
扁平魚	●			
カニの卵塊	●			
カニの幼生	●			
カニ	●			
ハチ		●	●	
ハチのコロニー		●	●	
ミミズの卵				●
ミミズ				●
マツ		●	●	
イネ科草本		●	●	
褐藻	●			

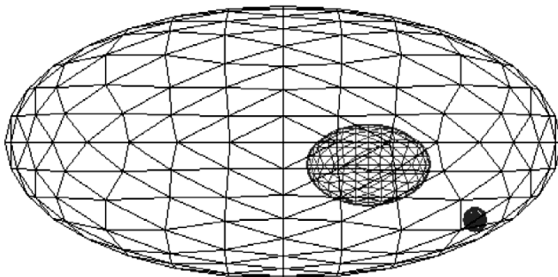


図 4.4 肝臓（内部の大きな楕円体）と精巣（内部の小さな楕円体）を有するシカの体の幾何学的なモデル

(129 g) に相当するとし、軸が $4.3 \times 2.7 \times 2.7$ cm の楕円体で近似された（これらは標準人で使用されるものと同じ比率である）。

(119) 4つの光子エネルギーにおける、異なる線源標的関係についての吸収線量率の相対線量分布を表 4.4 に要約してある。もし、シカの体内における放射線源が肝臓であった場合、全身および精巣での吸収線量率は、肝臓での吸収線量率の値と比較して、それぞれおおよそ 4%と 2%になる。もし全身が均一に汚染されていれば、肝臓は線源に囲まれているため、肝臓での吸収線量率は平均の全身線量に比べておおよそ 14% 高くなる。精巣の吸収線量は、この臓器が体の周辺部にあるため、おおよそ 14% 全身線量より低くなる。

(120) この結果から、このサイズの動物のある特定の臓器に蓄積された放射性核種の他の臓器あるいは全身の吸収線量への寄与は、ごくわずかであると推察される。これらの知見は光子エネルギーにあまり依存しない。

4.5.2 標準ラット

(121) 標準ラットは質量が 0.314 kg で寸法が $20 \times 6 \times 5$ cm の楕円体で表現される。ラットは陸生で穴を掘って生息する動物で、したがって、土壌上での平面および体積放射線源からの外部被ばくと共に土壌中では 50 cm の深さの汚染層の中心での外部被ばくを考慮する。

4.5.3 標準カモ

(122) 標準カモは質量が 1.26 kg で $30 \times 10 \times 8$ cm の寸法の楕円体で表現される。カモは陸生および水生生物の例として考えられ、よって、土壌上での平面および体積放射線源による外部被ばくに加えて、水中での外部被ばくも考慮される。後者の状況（水中）は 4π ジオメトリーを考慮しているが、水面上に浮かんでいる時（ 2π ジオメトリー）には、DCF を半分にしな

表 4.4 シカにおける放射性核種分布が不均質な場合の相対線量率
値は、それぞれの光子エネルギーについて「全身」(線源) - 「全身」(標的) または
「肝臓」(線源) - 「肝臓」(標的) の組合せに標準化している。

光子エネルギー (keV)	放射線源	標的における相対線量率		
		全身	肝臓	精巣
60	肝臓	0.04	1.00	0.02
	全身	1.00	1.14	0.86
122	肝臓	0.04	1.00	0.02
	全身	1.00	1.14	0.84
662	肝臓	0.04	1.00	0.02
	全身	1.00	1.13	0.85
1250	肝臓	0.04	1.00	0.02
	全身	1.00	1.13	0.85

ければならない。

(123) 標準カモの卵についてもモデルが作成された。これは質量が 5.03×10^{-2} kg で $6 \times 4 \times 4$ cm の寸法の楕円体で表現される。土壌上の外部被ばくは平面および体積放射線源の観点から考慮する。

4.5.4 標準カエル

(124) 標準カエルの個々の卵（水生）は質量が 5.24×10^{-4} kg で直径が 1 cm の球で表現される。標準カエルの卵塊は質量が 0.314 kg で寸法が $20 \times 6 \times 5$ cm の楕円体で表現される。標準カエルのオタマジャクシは質量が 4.42×10^{-4} kg で $1.5 \times 0.75 \times 0.75$ cm の寸法の楕円体で表現される。オタマジャクシは水生である。

(125) 標準カエルの成体は質量が 3.14×10^{-2} kg で、寸法が $8 \times 3 \times 2.5$ cm の楕円体で表現される。カエルは陸生、水生いずれとも考えられ、したがって、土壌上での外部被ばくは平面および体積放射線源の観点から考慮し、水中での外部被ばくも考慮する。

4.5.5 標準マス

(126) 標準マスは質量が 1.26 kg で寸法が $50 \times 8 \times 6$ cm の楕円体で表現される。標準マスの卵は質量 3.35×10^{-5} kg で直径 0.4 cm の球で表現される。

4.5.6 標準扁平魚

(127) 標準扁平魚の卵は質量が 4.19×10^{-6} kg で直径 0.2 cm の球で表現される。標準扁平魚の成体は質量 1.31 kg で寸法 $40 \times 25 \times 2.5$ cm の楕円体で表現される。

4.5.7 標準ハチ

(128) 標準ハチは質量が 5.89×10^{-4} kg で寸法が $2 \times 0.75 \times 0.75$ cm の楕円体で表現される。土壌上の外部被ばくは、平面および体積放射線源の観点から考慮する。標準ハチのコロニーは、自然環境では、質量 28.3 g と仮定してモデル化され、寸法が $60 \times 30 \times 30$ cm の楕円体で表現される。

4.5.8 標準カニ

(129) 標準カニの卵塊は質量が 1.26×10^{-2} kg で寸法が $6 \times 4 \times 1$ cm の楕円体で表現される。標準カニの幼生は標準マスの卵とほぼ同じサイズと考えて、したがって直径 0.4 cm の球体で表現される。標準カニの成体は質量 0.754 kg で寸法が $20 \times 12 \times 6$ cm の楕円体で表現される。

4.5.9 標準ミミズ

(130) 標準ミミズの卵は質量が 6.54×10^{-5} kg であり、直径 0.5 cm の球で表現される。標準ミミズの成体は質量が 5.24×10^{-3} kg で寸法が $10 \times 1 \times 1$ cm で表現される。ミミズの卵は土壌中に位置するが、その質量は、現段階では陸域環境の標準動物および標準植物の外部被ばくに対する DCF の計算の考慮可能な限度よりも軽い。したがって、計算の目的のために、ミミズの卵は土壌でなく水に囲まれていると仮定しており、外部被ばくに対する DCF は若干低くなる。

4.5.10 標準マツ

(131) 標準マツは 471 kg の質量を持ち、寸法が $1000 \times 30 \times 30$ cm の楕円体で表現される。この形状は内部 DCF の計算のみに使用される。外部被ばくに対する DCF は、地上 1 から 10 m の間に位置する高さ 9 m で密度 2.6 kg/m^3 の均質な層として評価される。

4.5.11 標準イネ科草本

(132) 標準イネ科草本の穂は質量が 2.62×10^{-3} kg で寸法が $5 \times 1 \times 1$ cm の楕円体で表現される。イネ科草本の分裂組織は無限均質で密度が 13.7 kg/m^3 の層によりモデル化される。この層は厚さ 10 cm で、空気/地表境界を覆っている。DCF は外部被ばくシナリオのみに与えられる。

4.5.12 標準褐藻

(133) 標準褐藻は寸法が $50 \times 50 \times 0.5$ cm で質量 0.652 kg の楕円体で表現される。被ばく線量率は様々な液浸期間について考慮できる。

4.6 考 察

(134) 上述の通り、12 種類から成る標準動物と標準植物のセットについて行う計算はすべて、利用できる最善の線量評価手法を使って行った。標準動物と標準植物のセットを作製する理由の 1 つは、それらを使って、被ばく経路に照らしてさまざまな種類の動物と植物の線量評価モデリングが適切かどうかを吟味・調査し、加えて、その結果被ると仮定される線量率と線量を、対象の生物学的エンドポイントを使って関連付けることにあった。この生物学的エンドポイントが早期致死（枯死）、罹患、繁殖成功率の低下、何らかの形態の染色体損傷であることから、これらに対して現在のモデルが上記の役割をどの程度まで果たしているか述べる必要がある。

(135) 動物について、被ばくと線量の関係について 4 つの変化させた場合について考え

た。表 4.3 に示したように、これらは特定の期間中の被ばくに対する限度と見なすことができる。時々土壌表面で生活しているかもしれないけれども、ミミズは恒常的に土壌中にいるるように、いくつかの場合ではそのような被ばく状況が多かれ少なかれ全時間に適用できると期待される。成体のカエルでは、季節や局所的な環境状況やえさの供給量に応じて、ほとんどの時間を水の中で過ごすかもしれないし、地上でほとんどの時間を過ごすかもしれない。しかし、1日ベースであれ、それより若干長い時間ベースであれ、さまざまな外部線源からの吸収線量の各部分を対象の期間全体に割り当てていくことは比較的単純なことである。

(136) しかし、線量を対象となる生物学的エンドポイントに関連付けようとする場合に、アルファ粒子と低エネルギー電子について必要となる非常に重要な情報は、対象となる組織または臓器内の関連のある放射性核種の濃度である。これが既知であれば（そのようなことはめったにないが）、既に与えられている内部 DCF 値は吸収線量の良好な評価を得るために十分なものである。しかし、光子では、体質量がおよそ 1 kg 以上ある動物（シカの成体、カモ、マス、扁平魚、カニ）の場合、生殖腺に関してより正確なジオメトリーが分かっていることが望ましいのは明らかである。もうひとつの適合性の問題点は、メスのカニが 6 ヶ月間卵塊をメスの体とその下の堆積物の間に保持していることである。

(137) しかし、陸生植物の場合の被ばくと線量の関係や、線量と影響の関係は、特にマツの場合、十分に記述されていない。個々の樹木や関連する組織、例えば、芽や根の先端の生長点、樹皮の下の師管部や木部の輪（木の幹の中心部の大部分は文字通り「死んだ木」である）、松かさの中にある種子、土壌表面より下にある根部、などについての線量評価モデルは存在しない。樹木に対する放射線影響の大きなデータベースを考慮すると、線量評価が行えないことに対して、何らかの対処が必要な領域である。

(138) 詳細に検討する必要があるもう 1 つの手法は、人間ですでに使用されており、現在ラットとマウスを使った小さな実験室哺乳類研究のために開発が進められている、ボクセルファントムの使用である (Stabin ら, 2006; Bitar ら, 2007; Dogdas ら, 2007; Tascereau と Chatziioannou, 2007; Kinase ら, 2008)。

4.7 参考文献

- Amiro, B.D., 1997. Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts. *J. Environ. Radioact.* 35, 37-51.
- Beaugelin-Seiller, K., Jasserand, F., Garnier-Laplace, J., Gariel, J.C., 2006. Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application. *Health Phys.* 90, 485-493.
- Berger, M.J., 1999. ESTAR, PSTAR, and ASTAR: Computer Programmes for Calculating Stopping-power and Range Tables for Electrons, Protons, and Helium Atoms. National Institute of Standards and Technology Report NISTIR 4999. NIST, Gaithersburg, MD. Available at: <http://physics.nist.gov/Star>.

- Bitar, A., Lisbona, A., Thedrez, P., Maurel, C.S., Forestier, D.L., Barbet, J., Bardies, M., 2007. A voxel-based mouse for internal dose calculations using Monte Carlo simulations (MCNP). *Phys. Med. Biol.* 52, 1013–1025.
- Briesmeister, J.F., 2000. MCNP 4 C—a General Monte Carlo N-particle Transport Code. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, NM.
- Børretzen, P., Brown, J., Strand, P., et al., 2005. The ERICA assessment tool. In: Strand, P., Børretzen, P., Jølle, T. (Eds.), *Proceedings of the Second International Conference on Radioactivity in the Environment*, 2–6 October 2005, Nice. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, pp. 43–46.
- Copplestone, D., Beilby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I., 2001. *Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife*. R&D Publication 128. Environment Agency, Bristol.
- Department of Energy, 2002. *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota*. DOE-STD-1153-2002, Dept. Energy, Washington, D.C.
- Dogdas, B., Stout, D., Chatziioannou, A.F., Leahy, R.M., 2007. Digimouse: a 3 D whole body mouse atlas from CT and cryosection data. *Phys. Med. Biol.* 52, 577–587.
- Eckerman, K.F., Westfall, R.J., Ryman, J.C., Cristy, M., 1994. Availability of nuclear decay data in electronic form, including beta spectra not previously published. *Health Phys.* 67, 338–345.
- Golikov, V., Brown, J., 2003. *Internal and External Dose Models—a Deliverable Report for EPIC (Environmental Protection from Ionizing Contaminants in the Arctic)*. Contract EU: ICA 2-CT-2000-10032, NRPA, Oslo, Norway.
- Higley, K., Domotor, S., Antonio, E., Kocher, D., 2003. Derivation of screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota. *J. Environ. Radioact.* 66, 41–59.
- Hubbel, J.H., Seltzer, S.M., 1995. *Tables of X-ray Mass Attenuation Coefficients and Mass Energy-absorption Coefficients from 1 keV to 20 MeV for Elements Z = 1 to 92 and 48 Additional Substances of Dosimetric Interest*. National Institute of Standards and Technology Report NISTIR 5632. NIST, Gaithersburg. Available at: <http://physics.nist.gov/PhysRefData/XrayMassCoef/cover.html>.
- IAEA, 1976. *Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems*. Technical Reports Series No. 172. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1979. *Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Organisms*. Technical Reports Series No. 190. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1988. *Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources*. Technical Reports Series No. 288. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1992. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. Technical Reports Series No. 332. IAEA, Vienna.
- ICRP, 1983. *Radionuclide transformations. Energy and intensity of emissions*. ICRP Publication 38. Ann. ICRP 11–13.
- ICRU, 1989. *Tissue Substitutes in Radiation Dosimetry and Measurement*. International Commission on Radiation Units and Measurements, Bethesda, MD.
- Jacob, P., Rosenbaum, H., Petoussi, N., Zankl, M., 1990. *Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods. Part II: Radionuclides Distributed in the Air or Deposited on the Ground*. GSF-Bericht 12/90. Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg.
- Kinase, S., Takahashi, M., Saito, K., 2008. Evaluation of self-absorbed doses for kidneys in a voxel mouse. *J. Nucl. Sci. Technol. Suppl.* 5, 268–270.
- Loevinger, R., Berman, M., 1976. *A Revised Schema for Calculating the Absorbed Dose from Biologically Distributed Radionuclides*. NM/MIRD Pamphlet No. 1. Society of Nuclear Medicine, New York.
- NCRP, 1991. *Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms*. Report. No. 109. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.
- Pentreath, R.J., Woodhead, D.S., 1988. *Towards the development of criteria for the protection of marine*

- fauna in relation to the disposal of radioactive wastes into the sea. *Radiation Protection in Nuclear Energy*, Vol. 2. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 213–243.
- Pröhl, G., Brown, J., Gomez-Ros, J.M., et al., 2003. Dosimetric Models and Data for Assessing Exposures to Biota. FIGE-CT-2000-00102, SRPI, Stockholm, Sweden.
- Stabin, M.G., Peterson, T.E., Holburn, G.E., Emmons, M.A., 2006. Voxel-based mouse and rat models for internal dose calculations. *J. Nucl. Med.* 47, 655–659.
- Taranenko, V., Pröhl, G., Gómez-Ros, J.M., 2004. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference biota for external photon and internal exposures. *J. Radiol. Prot.* 24, A 35–A 62.
- Taschereau, R., Chatziioannou, A.F., 2007. Monte Carlo simulations of absorbed dose in a mouse phantom from 18-fluorine compounds. *Med. Phys.* 34, 1026–1036.
- Ulanovsky, A., Pröhl, G., 2006. A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota. *J. Environ. Biophys.* 45, 203–214.
- Vives i Batlle, J., Jones, S.R., Gomez-Ros, J.M., 2004. A method for calculating dose per unit concentration values for aquatic biota. *J. Radiol. Prot.* 24, A 13–A 34.
- Woodhead, D.S., 1970. Assessment of the radiation dose to developing fish embryos due to the accumulation of radioactivity by the egg. *Radiat. Res.* 43, 582–597.
- Woodhead, D.S., 1979. *Methods of Dosimetry for Aquatic Organisms*. IAEA Technical Report Series 190. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 43–96.

5. 標準動植物および標準植物に対する放射線影響とその重要性

5.1 緒 論

(139) 動植物の放射線影響に関する大きなデータベースが存在し、その多くはおよそこの10年でさまざまな観点から検討されてきた (IAEA, 1992; Pentreath, 1996; UNSCEAR, 1996; Whicker と Hinton, 1996; Woodhead, 1998; Copplestone ら, 2001; Real ら, 2004)。多数の異なるアプローチが可能であり、それに基づいてデータがまとめられてきた。特に有用なのは、ERICA プロジェクトの一環として開発された FREDERICA 放射線影響データベースである (Larsson, 2004; Real ら, 2004; Copplestone ら, 2008)。

(140) 検討されたデータが導き出された方法はさまざまであり、またその目的も異なる。短い期間に高線量率で実施された実験もあれば、長期間にわたり低線量率で行われた実験もある。実験によっては、野外で動植物に放射線を照射して行われたものもあれば、注意深く制御された実験室環境下で実施されたものもある。少数の個体の集団を対象としたものもあれば、つがいを同時に被ばくさせた実験もある。注意深く校正された外部線源を使用した研究もあれば、放射性核種を外部的または内部的に被ばくさせていても、実際の被ばく線量については必ずしもきちんと記述されていないものもある。さまざまな要因で汚染した環境で、特定の生物学的影響を周囲の放射性核種の濃度あるいは周囲の線量率と関連付けようとした研究もある。このように、研究対象となった生物種の範囲が極めて広いだけでなく、被ばくの方法、線量率が測定値であるのかまたは推定値であるのか、記録された「生物学的影響」の選択などにも極めて大きな幅がある。したがって、大半の検討では結論として線量効果関係について幅広い推定値を与えていることは驚くにあらず、また、この幅広い推定値は、相当程度の不確実性と重複の存在を示していることも驚くにはあたらない。

(141) しかしながら、より広いテーマを対象とする放射線生物学においては、人間の放射線防護の裏付けを得るために非常に数多くの研究が行われた結果、電離放射線が少なくとも哺乳類においては、生きている細胞、組織、臓器にどのような影響を及ぼすかについての詳細な全体像が明らかになりつつある。そのような情報は、第2章で選択された標準哺乳類タイプについては興味のあるところであり、哺乳類の細胞内、細胞、組織、臓器の各レベルでの放射線影響を基本的に理解するための糸口となる。本章のその他の部分では、他の動植物に対する電離放射線の影響に関する現在の知見を要約している。その影響は、選択した標準動物および標準植物に直接関連付けて述べられるが、そのような情報がない場合は、最も近いタイプの動植

物に関連付けて述べられる。場合によっては、信頼できる情報が全くないこともある（考慮した情報はすべて付属書 D でさらに詳細に検証している）。ただし、この検証の目的は、第 6 章で述べるように、さまざまな被ばく状況下で管理上の助言を与える上で後に役立つと期待される線量に関連した影響に関する幅広い範疇を確認することにある点に留意する必要がある。

5.2 放射線影響全般および人間を動物としてみた場合の放射線影響についての現在の理解

5.2.1 細胞内レベルにおける影響

(142) *Publication 103* (ICRP, 2007) でも議論されているように、放射線によって DNA 中に誘発された損傷の大部分は、化学的変性の複雑なクラスターの発生によって表わされることは現在では合理的に考えて明らかである（これは、モンテカルロ飛跡構造解析コードの更なる進歩によるものである）。そのようなクラスター化した損傷は、1 つまたはそれ以上の主たる電離飛跡、二次電子、または二次反応性ラジカル化学種が生じた結果として発生し得るものである。DNA の糖リン酸構造における二重鎖切断や単鎖切断は、さらにさまざまな損傷 DNA 塩基も加わり、両者が結合してクラスターを形成し得るので、その結果生じる損傷の全体の相当な部分は近接して存在することになる。このようなクラスター化した損傷の頻度と複雑さが放射線の線エネルギー付与 (LET) に依存することもまた比較的明らかになっている。これらが合わさることで、低 LET 放射線や高 LET 放射線の照射後に起こる複雑なクラスター損傷が、それぞれ DNA 損傷全体の 60% ならびに 90% にも及ぶ場合がある。この点において、放射線に誘発された DNA 損傷は、自然発生的に生じる反応性を持つラジカル化合物の酸化的攻撃による DNA 損傷とはかなり異なる。後者はランダムに分布し、化学構造は比較的単純である。

(143) 単純な DNA 損傷と複雑な損傷における DNA 修復の有効性の違いは、低線量の放射線被ばくを受けた後の影響の発現において重要な要素である。現在、染色体 DNA が生物学的影響の主要な細胞標であることを示唆する多くの直接的証拠が報告されている。この問題に関して早期に得られた証拠の多くは、概して細胞のタンパク質に取り込まれた場合に比べて、細胞核内の DNA に取り込まれた放射性核種の生物効果比 (RBE) が高いという点に関するものであった (UNSCEAR, 1993)。しかし、最近になり、あらかじめ設定した線量を細胞の異なる部分に照射できるマイクロビーム放射線照射装置を使うことにより、細胞核は特別な放射線感受性を示すことが完全に確認されている。

(144) 発がんを含めた放射線生物学的影響にとって、DNA 損傷が極めて重要であることは、DNA 損傷応答に遺伝的な欠損のある細胞や動物を用いた数多くの研究によっても強調されている。これらの特殊な遺伝的欠損の多くは、放射線生物学的影響の頻度を高める (UN-

SCEAR, 1993, 2000; ICRP, 1998; NAS/NRC, 2005)。さらに、化学的に複雑な DNA の二重鎖損傷の修復には誤りが多いという事実によって、染色体異常、遺伝子突然変異、細胞死などの誘発のようによく知られた細胞放射線生物学的反応をうまく説明できるようである。

(145) DNA 損傷応答の活性や修復プロセスは、線量、線量率、放射線の線質の影響などの細胞における主要な決定要素である。放射線誘発 DNA 二重鎖切断を誤りなく組換え修復する潜在能力は認められるものの、そのような組換え修復は細胞周期の後期の段階に制限されると考えられるので、放射線リスクへの影響は全体的には大きいとは考えられていない。したがって、防護効果という観点からは、放射線によって損傷を受けた細胞のアポトーシスによる除去は、修復の代替とみることでもできる。言い換えれば、アポトーシスによる細胞死により、突然変異をもつ生存細胞の頻度は低下する。また、さらに DNA の損傷応答／修復とアポトーシス／細胞周期制御の混乱は、腫瘍の増殖と密接に関係する場合が多いことを示す説得力のある証拠もある。こうした考え方は、これらの細胞活動が哺乳類において照射後の腫瘍発生に対する細胞防御機構として組み込まれているという仮説の信頼性を高めるものである。

(146) 哺乳類を対象とした多くの研究では、一般に、突然変異の線量反応は、低 LET の場合線形二次反応であること、LET が増加するにつれ線形性に向かう傾向があることを示している。低 LET 放射線の場合、線量率が低下すると、通常は哺乳類の体細胞や生殖細胞の誘発遺伝子突然変異または染色体突然変異の頻度も低下する。最大線量率低減係数は、通常 3 から 4 であるが、人間のリンパ球における染色体異常誘発については幾分それより高くなる。哺乳類では、突然変異誘発において RBE と LET の間でそれなりに整合性のある関係が記録されており、RBE の最大値は LET が 70-200 keV/ μ m の範囲で通常見いだされており、およそ 10-20 である。

(147) 「染色体ペインティング」技術を用いた最近の研究から得られた興味深い発見は、低線量の低 LET 放射線では 2 つ以上の切断点の相互作用を伴う複雑な染色体交換の頻度はあまり高くないが、高 LET ではすべての線量域において誘発事象のかなりの割合を占める場合が多いという点である。細胞 DNA に及ぼす放射線の作用についての理解の進展には、染色体交換が形成される過程のモデル化のようなものもあるが、このような交換が 2 つの損傷部位の相互作用を必要とするのか、あるいは損傷部位と非損傷部位の相互作用に由来するものが多いのか、まだ明らかではない (UNSCEAR, 2000)。近年、低線量での遺伝子突然変異や染色体突然変異の誘発に関する研究に相当の労力が注ぎ込まれている。このような低線量影響の解明を制限する技術的要素は数多く存在する。

(148) 注目すべき興味深い特徴のひとつは、従来の DNA 損傷応答が照射後 1 回目か 2 回目の細胞周期の中でゲノム損傷を発現することが知られているのに対して、「誘発ゲノム不安定性」という用語は照射後に細胞周期が何度も繰り返された後で、ゲノム損傷やその結果として細胞で起こる一連の現象を広く表していることである (Little, 2003; Morgan, 2003)。この

不安定性は、培養細胞中で発現されるように、染色体異常や、遺伝子突然変異とアポトーシス、あるいは細胞死の頻度を上昇させるという形で現れる。さらに、その他の発現形態もまた同様に記録されている (ICRP, 2005)。

5.2.2 組織と器官への影響

(149) 電離放射線によるエネルギーの付与はランダムなプロセスである。非常に低い線量でさえ、細胞の変化や細胞死をもたらすのに十分なエネルギーを細胞内の感受性の高い部位に付与することは可能である。1つまたは少数の細胞の死は、ほとんどの場合、組織に影響を及ぼさない。しかしながら、1つの細胞における修飾が、遺伝的な変化や形質転換のように最終的には悪性腫瘍につながるような場合は、深刻な結果を生じるかもしれない。単独の細胞内での損傷から生じる影響は「確率的」影響と呼ばれ、非常に低い線量であっても、そのような確率的な事象が発生する微小な可能性がある。したがって、ある線量レベルまですべてのこのような事象が修復されるのでなければ、しきい線量は存在しない。線量が高くなるにつれ、そのような事象の頻度は上昇するが、その他の修飾因子が存在しなければ、結果として生じる影響の深刻さが高まるとは考えられない。

(150) 更に線量が高くなると、かなりの量の細胞死が生じ、検出可能な組織反応を生じるのに十分となるだろう。これらの反応は、照射後早期に起こる場合もあれば、遅れて起こる場合もあるだろう。検出レベルに達するためには、所定の割合の細胞が減少しなければならぬ。これがしきい値を構成し、しきい値は損傷設定レベルに依存する。

(151) 「確率的」という語が、単一の細胞への影響を考慮して、初めて導入された当時、細胞集団における傷害に起因する影響は「非確率的」影響 (ICRP, 1984) と呼ばれていた。その後、これは不適切な用語であると判断され、「確定的」という語に置き換えられたが、「確定的」とは、「先行する事象との因果関係によって決定された」ことを意味するものであった (ICRP, 1991)。しかし、現在では、早期ならびに晩発性の組織反応は、必ずしもあらかじめ決まっているわけではなく、照射の後でも修飾されうるものであると認識されている。このようにして、それ以降は、これらの影響を「早期」あるいは「晩発性」の組織反応または器官反応というのが望ましいと考えられている。これらの反応は、被ばくした体細胞からの発がんや、両親の生殖細胞の被ばくによる子孫の遺伝的病気のような単一細胞での確率的影響とは区別される

(152) 組織や器官の構造が照射に対する反応において大きな役割を果たしていることもまた哺乳類の研究から明らかになっている。ほとんどの組織においては、照射された体積が大きいほど、反応も大きくなる。早期の皮膚反応では、体積の効果は、主として広い面積を治癒する能力の低下に帰結するが、これは周辺領域から移動してくる細胞が限られることによる。晩発性反応では、体積の効果は、器官の構造に関係する。

(153) 対になっている器官や、機能的なサブユニットが一連ではなく平行する形で存在する器官は、一方の器官に相当な予備能力と代償能力があるため、臨床的な徴候を伴うことなく多くの機能的サブユニットの不活性化に耐えることができる。これが、顕在的な傷害にしきい値線量が存在する主な理由の1つであり、特に体の一部への照射における高い耐性はこのためであり、これは器官の重要な部分が傷害を免れることができるからである。

(154) 晩発性の組織傷害は進行性であり、線量に強く依存する。人間では放射線治療後に発症する遅発性疾患への罹患は、10年後まで、またはそれ以降においても、徐々に増加し続けることが示されている (Jung ら, 2001)。組織は、一時的な反応性だけでなく、全般的な放射線感受性においても多様である。最も放射線感受性の高い組織の中には、卵巣と精巣、骨髄、そして眼の水晶体などがある。一般に、これらの組織における線量と発生率の関係を一次直線軸にプロットするとS字型になり、線量が増加するにつれて、その影響はより頻繁にみられるようになる。

5.2.3 放射線腫瘍形成

(155) リンパ造血系がんや固形腫瘍は、それぞれの組織内の単一の幹細胞様の細胞から始まると考えられている。組織特異性がみられることの多いある種の遺伝子突然変異や染色体突然変異は、これらの標的となる幹細胞の増殖や分化を正常に制約しているものから部分的に免れるような細胞特性を付与することができる。場合によっては、これらの細胞は「がん遺伝子」の突然変異で新たな特性を獲得することもあり、また、細胞内の「がん抑制」遺伝子の機能喪失を被ることもある。これらの腫瘍始原細胞クローンの悪性度の最大の潜在能力は、他の突然変異の出現、または、鍵となる遺伝子の突然変異によらない活性抑制によって、段階的に発現されるようにみえる。時間の経過とともに、腫瘍は増殖選択と細胞老化の回避によって悪性度を高めながら成長する。場合によっては、さらなる突然変異の獲得によって、腫瘍の増殖速度はさらに早くなるかもしれない。

(156) 多段階な腫瘍の増殖において放射線が作用するところを調べるために、さまざまな動物モデルが用いられてきた (UNSCEAR, 1993, 2000; NCRP, 2001; ICRP, 2005; NAS/NRC, 2005)。それらによれば、放射線は腫瘍発症の弱い「プロモーター」にすぎないように見受けられ、腫瘍形成のもっとも初期 (開始) 段階で何らかの役割を果たしているというのが実際に近いのではないかとと思われる。動物モデルを使った分子および細胞遺伝学的研究も、放射線が遺伝子喪失メカニズムによって腫瘍化プロセスの初期段階で作用することを示唆している。

5.2.4 遺伝性疾患の原因となる突然変異

(157) 分子遺伝学的な技術の適用により、人間において遺伝性疾患を引き起こす自然発生的な突然変異の分子的基盤や、マウス生殖細胞における放射線誘発 (特定遺伝子座位) 遺伝子

突然変異の分子的基盤について、詳細な知見が得られている。現在、ゲノムの大きな多座位欠失が放射線誘発突然変異において支配的であるという有力な証拠が得られている。そのような多遺伝子喪失事象の一部だけが胚や胎児の発育や生児出生を可能にしているようである。これらの知見から、人間における主要な有害遺伝子影響は単一遺伝子疾患よりもむしろ多系統発達異常の形態をとる可能性が高いという見解が導き出されている。

5.2.5 生物効果比 (RBE) とそれに関連する諸問題

(158) RBE は、組織や臓器において生物学的影響を引き起こす高 LET 放射線と低 LET 放射線の単位吸収線量当たりの効果の相違を表わすものである。そのため、これは同じ生物学的影響を生じさせる、低 LET 基準放射線の線量と検討すべき放射線の線量との比であると定義されている (ICRP, 2007)。

(159) そのため、ある特定の放射線タイプの RBE 値は、解析された生物学的エンドポイントや、関与する組織や細胞のタイプ、線量や線量率、線量分割方式によって変わってくる。したがって、特定の放射線のタイプとエネルギーに対して、RBE 値はある幅を持つ。一般に、低線量では確率的影響の RBE 値よりも組織反応の RBE 値の方が小さく、取り上げる組織損傷によって RBE 値に幅があることが見出されている。同様に、組織反応の RBE 値は、造血系ならびに生殖系の組織における早期影響では小さく、消化管や皮膚においては大きく、晩発性の反応ではさらに大きくなる傾向があることも観察されている (ICRP, 1989)。低線量での確率的影響の RBE 値は、生物物理学的な考慮や判断も取り入れ、等価線量を定義する際に使用する放射線加重係数 (w_R) を決定するための基礎となる。人間の放射線防護において現在使用されている w_R 値は、*Publication 103* (ICRP, 2007) に記述されているように、光子、電子ならびに μ 中間子は 1、陽子ならびに荷電パイ中間子は 2、アルファ放射体、核分裂片ならびに重イオンは 20 である。中性子では、 w_R は中性子エネルギーの連続関数と定義されている。RBE と w_R の関係は、*Publication 92* (ICRP, 2003) に要約されており、*Publication 99* (ICRP, 2005) においてさらに展開されている。

(160) 人間の放射線防護に対する状況とは対照的に、現在、他の動物や植物の吸収線量を説明する際に、LET や RBE のような係数を考慮に入れたアプローチで、正式にあるいは一般的に受け入れられているものではなく、それゆえ、環境放射線防護の評価において使えるようなものはない。それにもかかわらず、いくつかの異なる理由から、そのようなアプローチが必要であることは広く認められている。その理由の第一は、RBE という現象が人間以外の動物においても存在することが知られているためであり、人間の放射線防護において使用されている RBE の情報の多くは動物実験から得られたものであり、したがってこれらの同じ動物における線量と影響の関係を評価する際に、その点を考慮することは合理的であるように思われるからである。第二の理由は、多くの動植物が自然に存在するアルファ線放出核種を組織中に非常

に高い濃度でもっていることが知られており、したがって、適切な w_R 値を使うことは、バックグラウンド放射線を含めて、放射線の相対的な線量率を規格化しようと試みる上で役立つことである。第三の理由は、他のアルファ線放出核種が環境中に実際に、あるいは潜在的に存在することから、このような RBE 係数を考慮しなければ野生生物に対する潜在的影響が過小評価されてしまう可能性があることである。しかしながら、このことは大きなしかも複雑なテーマであり、別の ICRP 刊行物で論じることになるだろう。

5.3 環境の放射線防護や標準動物および標準植物を考えた時に 関連のある放射線影響

5.3.1 緒 論

(161) 人間の防護については、被ばく状況は異なっても目的は比較的明白である。すなわち、電離放射線に対する被ばくを管理・制御することによって組織反応を防止し、がんや遺伝的な影響のリスクを合理的に達成し得る程度にまで低減することにある。もちろん、このような基準は、個体群全体に対してというよりはむしろ個人や個人の小グループに適用されるものである。

(162) しかし、動植物の防護の場合、第2章において特に言及したように、目的の幅は広い。したがって、影響を確率的影響とそれ以外の影響に分類することはほとんど意味がなく、関心の対象となるのは、特に個体群レベルにおける、より幅広い生物学的な影響である。個体群の中のいかなる個体にも影響が生じないのであれば、個体群レベルで影響を受けることはありえない。しかしながら、個体群の一部の個体に検出可能な影響がみられたとしても、必ずしも個体群全体に対して影響があるとは限らないので、その逆は必ずしも真ではない。

(163) したがって、放射線被ばく後の個体における最も重要な生物学的エンドポイントは、個体群のサイズや構造の変化へとつながるものである。これらのエンドポイントには、早期の死（年齢分布、致死率や密度における変化につながる）、何らかの罹患（個体の「適合度」を低下させ、個体が野生環境で生き残ることをより難しくする）、増殖能力の低下（出生率、年齢分布、個体数、密度に影響を及ぼす）、そして染色体損傷の誘発などがある。これらのエンドポイントのうち、個体死や増殖能力の低下などは個体群の成長率や構造に直接影響を及ぼすが、罹患やある種の染色体損傷のような他のエンドポイントが個体群レベルでどのような結果を及ぼすかについては、よく分かっていないかまたは単に知られていないかである。

(164) 個体群レベルにおける放射線の潜在的影響を個々のエンドポイントを使って特徴付けることの妥当性を明らかにするための研究も行われている。Doi と Kawaguchi (2007) は、水生モデル生態系における微生物の個体群動態をシミュレーションするための個体ベースの計算モデルを開発した。彼らは、個体レベルの「包括的効果」が、群集や個体群や生態系への潜

在的な影響を暗に示す生態学的影響の発端となるようであると結論付けている。

(165) 以下のセクションでは、問題となるエンドポイントのそれぞれについて利用可能な情報を標準動物および標準植物のタイプごとに要約してある。しかしながら、それらの多くについて、より広範な情報に基づいて可能な限り完全な全体像を描く必要があり、したがって、見出しはこの事実を反映したものとなっている。また、異なる種類の放射線を区別することは必ずしも可能ではなく、いかなる正式な意味でも、「急性」と「慢性」を区別する試みも行われていない。しかしながら、生物のさまざまなライフサイクルの段階で放射線感受性にはっきりとした違いがある場合、この情報は区別して記述されてきた。

(166) 利用可能なデータすべてについての検討は付属書Dに示してある。そのため、このセクションは其中でも当面の問題により関連のあるデータを取り上げ、可能な個所には解説を付してある。

5.3.2 死

(167) 一般的に動物において、照射後の致死は、通常は、生命維持に必要な1つまたはそれ以上の臓器における重篤な細胞の減少、またはその他の主要な機能不全の結果である。したがって、体の部分的（不均一）照射の後に個体が死ぬ確率は、被ばくする個々の臓器、照射される体積ならびに線量レベルに依存する。全身（均一）照射の場合は、線量域に特徴的な、しかも特定の臓器系における傷害によるいくつかの明確な症候群のうちの1つが原因となって死ぬ。致死については哺乳類において最もよく理解されており、したがって、大型で長寿命の哺乳類である人間に関するこれまでの知見を検討することは有用である。

(168) 死に至る可能性のある具体的な症候群に対して、生存率と線量の関係は線形グラフではS字型になる。生存と線量の関係は、その中間点であるLD₅₀（半分の個体に致死性である線量）と曲線の傾きによって表されることが多い。人間のLD_{50/60}（60日以内のLD₅₀）は、中軸線量でおよそ4 Gyであり、3から5 Gyの範囲を持つ。LD₁₀線量（致死率10%）の推定値はおよそ1-2 Gyであり、LD₉₀線量（致死率90%）はおよそ5-7 Gyである（UNSCEAR, 1988; NUREG, 1998）。放射線量が3-5 Gyの範囲にある場合、致死の原因は造血不全であり、これは主として機能する短命な顆粒球を産生する前駆細胞の欠乏によるものである。放射線に抵抗性である赤血球が補充されずに出血することによる場合もある。およそ5 Gyを上回る線量では、胃腸（幹細胞と内皮毛細管細胞）における重篤な損傷などの追加的な影響が発生し、これに造血系の損傷が合併すると、1,2週間で死に至る。この症候群におけるLD₅₀を正確に評価するための人間のデータはほとんどないが、急性線量で10 Gyに近い値と考えられている（UNSCEAR, 1988; NUREG, 1998）。不均一な照射により骨髄の一部と大部分の腸が被ばくを免れても、肺が10 Gyを上回る急性線量に被ばくすると、急性炎症（肺臓炎）が生じ、死に至るかもしれない。腎臓が照射されていれば、同じ線量の範囲では腎損傷も生じる。さらに15

Gyあるいはそれを上回るような高線量では、神経系や心臓血管系の急性損傷が発生し、個体は数日でショック死する（NCRP, 1974）。

(169) 同じ照射線量を数時間またはそれ以上の時間をかけて与える場合、同様の影響を生じるには、より大きな全身線量を必要とする。例えば、線量率がおよそ4.8 Gy/日であれば、人間のLD₅₀値はおよそ50%高くなるであろう（NUREG, 1998）。この線量が1か月にわたって照射されるのであれば、LD_{50/60}はおそらく2倍になるであろう（UNSCEAR, 1988）。低（慢性の）放射線量率では、人間においては慢性放射線症候群の証拠があり、とくに造血系や免疫系および神経系に影響を受ける（AFRRI, 1994, 1998; Guskovaら, 2001; AkleyevとKiselyov, 2002）。人間の免疫系が抑制を受けるしきい線量は、およそ0.3-0.5 Gy/年である（Akleyevら, 1999）。年間線量0.1 Gy以下で長年にわたって被ばくしても、成人、小児いずれの場合においてもほとんどの体組織で重篤な反応は生じない。赤色骨髄、生殖細胞、ならびに眼の水晶体は、最も高い感受性を示す。

(170) 電離放射線の寿命短縮能力は、多くの動物種で研究されている。これらは主に哺乳類であるが、ほとんどの標準動物および標準植物のセットあるいはそれに非常によく似た生物についてLD₅₀を導き出すことは可能であった。特に有用なデータの概要は表5.1にまとめている。

(171) 見て分かるように、公表されているデータの量と質にはかなりの幅がある。多くの場合、哺乳類以外の動物では、プロトコルの全般的な標準セットの範囲内でデータが導き出されているようにはみえず、特定の仮説を検証しているようにも見受けられない。多くの場合、30, 40, 50日、あるいはその他の日数のセットを期限として設定しているが、適切な時間間隔の選択についてははっきりとしたいかなる説明もなく、致死の原因と思われる原因との関係についての説明もない。このような長さの時間間隔は「温血」である哺乳類や鳥類にとっては妥当なものかもしれないが、他の脊椎動物にとっては妥当性が低かったかもしれないし、そのようなタイムスケールの妥当性は、無脊椎動物にとっては、さらによりあいまいである。温度について考慮することは、比較研究においては少なくとも1つの前提条件といえるであろうし、そのような温度に対する依存性をテーマとする研究もいくつかある。しかしながら、成長段階では、ライフサイクルにおけるその段階の長さが重要なパラメータであり、そして、その期間の長さには、特に無脊椎動物では大きなばらつきがある。照射される時期における成長の方法も密接な関係があり、そして、その後の致死が記録される期間も重要である。例えば、カニのような動物の場合、脱皮の時期がライフサイクルにおいて傷つきやすい段階に当たる。植物についてのデータは、完全に異なるタイムスケールで、成長段階のみならず、季節のような要素も考慮に入れなければならない。

表 5.1 個体死に関する主要な情報の要約

標準動物または標準植物	個体死に関する所見
シカ (大型哺乳類)	<ul style="list-style-type: none"> • 成体の大型哺乳類の LD₅₀ (主として LD_{50/30} ガンマ線) は 1.2-7.8 Gy, 若い大型哺乳類の LD₅₀ は 2.86-3.38 Gy • 成体のシカの LD₅₀ (数か月間) は 8.7 Gy (混合放射線) • 3 Gy (ガンマ線) または 1.64 Gy (アルファ線) により成犬の寿命は 20% 短縮 • 妊娠半ばから生後 540 日まで 4.32 mGy/日 (骨格中の⁹⁰Sr) の照射により, イヌの生存期間は 24% 短縮 • 40.9 mGy/日 (16.4 Gy) で成犬の寿命は 64% 短縮 • 1.7 mGy/日 (7.5 Gy) でイヌの生存期間は 30% 短縮 • 38 mGy/日 (4.5 Gy) ではイヌの生存期間は短縮されず
ラット (小型哺乳類)	<ul style="list-style-type: none"> • 小型哺乳類の LD_{50/10} は 11-12 Gy (成体, ガンマ線) • 小型哺乳類の LD_{50/30} は 6-10 Gy (成体, ガンマ線), 胚では 1.0 Gy (ガンマ線) • 61.92 m Gy/日 (13.2 Gy) はマウスの寿命を 50% 短縮 • 5.76 mGy/日 (2.1 Gy) はラットの寿命を 45% 短縮 • 23 mGy/日 (5.8-8 Gy), 120 mGy/日 (35.3 Gy), 500 mGy/日 (14 Gy) は, マウスの寿命をそれぞれ 11-30%, 50%, >60% 短縮 • ²³⁹Pu からの 0.45 Gy と 5.5 Gy [致死総線量 (肺)] による成体ラットにおける個体死はそれぞれ 50% と 70%
カモ (鳥類)	<ul style="list-style-type: none"> • 野鳥の LD₅₀ は 5-12 Gy • 卵の孵化時における LD₅₀ は 9-13 Gy (発生 10 日後) • 生後 3 日から 4 日の鶏のひなに 1 時間または 24 時間で照射した時の LD_{50/30} はそれぞれ 7-11 Gy または 12-20 Gy • 家禽の LD₅₀ は 9 Gy
カエル (両生類)	<ul style="list-style-type: none"> • カエルの LD_{50/30} は, 22-24 Gy (成体), 10 Gy (幼体), 17 Gy (オタマジャクシ) • カエルの受精卵の LD_{50/40} は 0.6 Gy • 肢芽段階のオタマジャクシの LD_{50/60} は 25 Gy • 成体のカエルの LD_{50/160} は 18.7 Gy であるが, 222 mGy/日 (32 Gy) はオタマジャクシの変態までの生存に影響なし
マス (淡水魚類)	<ul style="list-style-type: none"> • サケ科の LD₅₀ は 0.3-18.7 Gy, 照射を受ける胚形成期による差あり (発眼胚期のマスへの 2 Gy は生存に影響なく, 3-12 Gy は 3 か月齢の稚魚の個体死にほとんど影響なし)。孵化サケ胚への 4.8 mGy/日 (最高 0.4 Gy) は孵化後 1 歳までの生存に影響なし • 5.1 mGy/日 でローチ (コイ科淡水魚) の個体死は 2-2.8 倍に増加 • 304.8 mGy/日 (8.4 Gy) はグッピー胚の成熟 (3 か月) までの生存に影響なし • 放射線誘発致死影響に対する温度の影響は重要 <ul style="list-style-type: none"> - 28 Gy によるメダカの個体死は 23℃ では 100%, 4℃ では影響なし - 80 Gy による金魚の個体死は 22℃ で 100%, 4℃ では影響なし - 1.3 Gy/日 (50 Gy) は 15℃ または 25℃ でカダヤシの個体死に影響なし
扁平魚 (海産魚類)	<ul style="list-style-type: none"> • 受精直後のヨーロッパ産ツノガレイの卵の LD₅₀ は 0.9 Gy • ヒラメについて LD_{50/30} は 80 Gy, LD_{50/40} は 55 Gy, LD_{50/50} は 30 Gy を観察
ハチ (昆虫類)	<ul style="list-style-type: none"> • 亜成体段階のスズメバチの LD₅₀ は 1-2 Gy • さまざまな昆虫の成体の LD₅₀ 値は 20 から 3000 Gy

表 5.1 (続き)

標準動物または標準植物	個体死に関する所見
カニ (大型海産甲殻類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 成体のワタリガニにおける LD_{50/30} は 510 Gy ● 成体のワタリガニにおける LD_{50/40} は 420 Gy ● 成体のワタリガニにおける LD_{95/50} は 6-9 Gy/日 (348 Gy)
ミミズ (環形動物)	<ul style="list-style-type: none"> ● 成体のミミズの LD_{50/30} は 650-680 Gy
マツ (針葉樹)	<ul style="list-style-type: none"> ● 休眠状態のマツの実の LD₅₀ は 5-63 Gy ● 生長期のマツの LD₅₀ は 4.6-16 Gy ● 樹齢 3 年のマツの LD₅₀ は 125 mGy/日の線量率の時に 46 Gy ● 樹齢 3 年のマツの LD_{50/10年} は 30 mGy/日の線量率の時に 74 Gy ● 春または秋に照射した樹木の LD_{50/2年} はそれぞれ 30 Gy と 50 Gy ● 秋に照射した樹木の LD_{50/5年} は 30 Gy ● チェルノブイリでは、1986 年 10 月から 1990 年にかけて 3.4 mGy/日の被ばく後マツの 78% が枯れ (健康と考えられたマツは 3% だけ)、1.5 mGy/日 で 24% が枯死
イネ科草本 (イネ科植物)	<ul style="list-style-type: none"> ● オオムギ, コムギ, およびカラスムギの LD₅₀ は、それぞれ 16, 20, 22 Gy
褐藻 (大型海藻類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 有用なデータなし

5.3.3 罹 患

(172) 罹患という見出しで単純にまとめることができるその他の放射線影響の局面もある。人間では、そのような影響は「晩発性影響」と呼ばれ、組織反応やがんがこれに含まれ、両方とも早期の死亡につながることがある。一般に、人間の組織は、急性で単発の被ばくまたは遷延被ばく形態のいずれであれ、100 mGy 以下では低 LET 放射線あるいは高 LET 放射線でも臨床的に問題となるような損傷は発生しない。発がんに関しては、異なる組織や臓器の間でかなりの変動はあるが、低線量や中程度の低線量 (≤ 100 mGy) で、最初の数時間の線量率の平均値が < 6 mGy/h であれば、発がんリスクは線量に比例すると仮定されている。おおよその経験則として、ヒトにおける発がんリスクはおよそ 5%/Sv であると仮定されている。

(173) 野生の動物もがんになる。今は廃止されたが過去に米国において爬虫類、両生類、魚類およびいくつかの無脊椎動物に関する情報を照合していた下等動物腫瘍登録を除き、そのようながんの発生に関するデータを集めるための計画的な努力はこれまででなされていない。[魚における発がん率の増加は、工業活動により汚染された地域ではよくみられる (例えば Malins ら, 1987) が、これは放射線に関連したものではない。] しかしながら、人間について得られている疫学的データと同等のものは存在しない。したがって、合理的に考えると、発がんは、特に哺乳類では、そしておそらく魚の場合にも、罹患率の一形態と見なすことができるかもしれないが、これが早期の致死や繁殖成功率にどの程度の影響を及ぼすかについては明らかではない。しかしながら、がんの進行は放射線による長期的な影響であり、通常は老年期

(個体が繁殖活動を活発に行わない時期)に起こるという点は注意しなくてはならない。哺乳類以外の動物については、線量/リスク関係を示すデータで示すべきものは存在しない。

(174) 動植物のあらゆる形態の罹患は、適度の低下につながるものと見なすことができ、このような低下によって同様に生物の生き延びる可能性や繁殖能力に影響を与える可能性がある。しかしながら、そのような影響がそのようなものとして分類されたことはなく、系統だった手法で研究されたこともない。いくつかの標準動物および標準植物に関するさまざまな形態の罹患について寄せ集められたものを、さまざまに観察されたそのままに、表 5.2 に要約する。利用可能な情報についてのより詳細な検討を付属書 D に挙げる。

表 5.2 罹患に関する主要な情報の要約

標準動物および標準植物	罹患に関する所見
シカ (大型哺乳類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 100 mGy/日で組織反応を生じる可能性が高い ● 70.4 mGy/日 (7.56 Gy) で子豚の体重が減少
ラット (小型哺乳類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 0.01 Gy でラットの学習能力が低下 ● ラット胚への 0.75 Gy の照射で体重が減少 ● 0.06 Gy でラットの子の体重が低下 ● 70 mGy/日 (最高 6.3 Gy) で、成体ラットの成長率がわずかに低下 ● 60 mGy/日 (最高 6 Gy) で体重が 55% 低下し、ラット胚の長さが 23% 短縮
カモ (鳥類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 6.7 Gy で生後 2 日の家禽のヒナの成長率が低下 ● 2.7 Gy でツバメのヒナの成長率が低下 ● 推定線量 10 mGy/日 (4 Gy) でカモの肝臓に病理学的変化が発生 (チェルノブイリ)
マス (淡水魚類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 50-500 mGy/日 (1-10 Gy) でサケの免疫応答に影響が発生 ● 6.6 mGy/日でコイの感染応答に変化が発生 ● 4.8 mGy/日で若いサケに軽微な成長異常が発生 ● 3 mGy/日 (1 Gy) で、コイの肝臓と筋肉に生化学変化が発生 ● 2.5 mGy/日がマスの免疫応答抑制のしきい値
カニ (大型海産甲殻類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 768 mGy/日でカニの成長率に変化が発生
ミミズ (環形動物)	<ul style="list-style-type: none"> ● 200 Gy でミミズの後部体節再生が抑制 ● 100 Gy でミミズの成長が抑制 ● 5-20 Gy でミミズの表皮細胞に影響 ● 264 mGy/日でミミズの子孫に異常が発生
マツ (針葉樹)	<ul style="list-style-type: none"> ● >5 Gy でマツの光合成活性が低下 ● 3-4.5 Gy でマツの針葉の長さが短縮 ● 24 mGy/日でマツの光合成能力が低下し、形態的变化が発生 ● 9年から10年にわたる 10-48 mGy/日で針葉と幹の生長が低下 ● チェルノブイリでは、4.3 mGy/日 (20 Gy) で、マツの新芽の発芽、休眠中の芽、針葉構造に変化が発生
褐藻 (大型海藻類)	<ul style="list-style-type: none"> ● 成体時に事前照射の無い状態で 7.7 mGy/日の照射で褐藻の幼芽の生長率が上昇 ● 成体時に事前照射を受けた時に 283 mGy/日で幼芽の生長率が低下

5.3.4 繁殖成功率の低下

(175) 環境との関連で放射線の影響を考慮する際に、繁殖能力に関係する影響は明らかに非常に重要である。繁殖成功率の低下には多くの要因があり、影響が続く期間も含めた雄・雌どちらかの生殖能力の低下や、産仔数、性比、胚奇形などの観点からみた繁殖力の低下や、有効な交尾の成功を減少させるような行動や分布の変化などである。ここでもやはり、人間に関連するいくつかのデータは、そのような情報をより深く理解するのに役立つかもしれない。

(176) 人間の男性における一時的な不妊症は、1回の被ばくではおよそ0.15 Gy、より長い期間の被ばくではおよそ0.4 Gy/年がしきい値のようである。恒久的な不妊症は、1回の短い被ばくでは3.5-6 Gyの範囲で起こり、長期間の被ばくの場合はおよそ2 Gy/年で生じる。女性の場合は、不妊症（卵巣に対する影響）は1回の短い被ばくではおよそ2.5-6 Gy以上で、長期間にわたる被ばくの場合はおよそ0.2 Gy/年またはそれ以上の線量で生じる。

(177) 発達中の胎児への影響については、人間と動物の両方のデータに基づくと、奇形を誘発するしきい値線量はおよそ100 mGyであり、精神遅滞影響については最も敏感な出生前期（受胎後8-15週間）においておよそ300 mGyがしきい値のようである。また、急性照射が増殖能力（生殖能力と受胎能力）に及ぼす影響は、被ばく時点における動物の発達時期や年齢に非常に大きく依存することが一般的に観察されている。

(178) 表5.3と5.4は標準動物の生殖能力と受胎能力に対する放射線の影響について付属書Dから情報の一部を要約したものであり、表5.5は標準植物における放射線の増殖能力に対する影響についての情報の一部を要約したものである。

(179) 動物のデータに関しては、行われた実験における相違点は多いが、哺乳類から魚に至るすべての脊椎動物にまたがって、その影響は繁殖能力の低下という点で非常に似ており、人間のような大型の動物ともそれほどまでには変わらない。しかしながら、無脊椎動物の場合には、観察された生物学的エンドポイントや実験の性質から一般化することは非常に難しい。

(180) 繁殖力に関しては、ここでもやはり哺乳類におけるある種の類似点を除き、異なるタイプの動物や植物の全体を通じて、明確な、いかなる類似点をも同定することは難しく、その原因の一部は、使用された生物学的エンドポイントの選択や、照射している期間などにほとんど一貫性がなかったことによる。

(181) 植物については、マツでは合理的なデータセットが若干存在するものの、やはりデータにはまったく共通点がない。

5.3.5 染色体損傷と突然変異

(182) 前述の影響に加えて、興味のあるエンドポイントに観察可能な染色体損傷や突然変異率がある。哺乳類についてはさまざまなデータがあり、魚類の感受性はマウスの感受性と似ているか、またはそれよりも低いと結論づけられている（Purdom, 1966; Schroder, 1969;

表 5.3 標準動物の繁殖能力に関する主要な情報の要約

標準動物	繁殖能力に関する所見
シカ（大型哺乳類）	<ul style="list-style-type: none"> • 4.32 mGy/日で成犬において生殖細胞が進行的に減少し、数か月以内に不妊化 • ブタの胚への 10 mGy/日（妊娠中の 108 日間照射）、子孫の生殖腺の重量が低下 • 31.2 mGy/日でオスメスともに子孫は不妊化
ラット（小型哺乳類）	<ul style="list-style-type: none"> • 6 Gy でマウスに一時的な不妊（81 日間で回復） • 0.95–2.85 Gy でラット生殖細胞と睾丸の重量が減少 • マウスの精原細胞、精子および精子細胞の LD₅₀ は 0.2–0.64 Gy • 60 mGy/日でラットの卵巣に重度の損傷が発生 • 50 mGy/日でラットに一時的な不妊が発生（25 週間で回復） • 10 mGy/日で雄雌のラットの生殖細胞が減少 • 4.8 mGy/日（ベータ線）でラットの一次卵母細胞の数が減少
カモ（鳥類）	<ul style="list-style-type: none"> • 発達中のニワトリ胚に孵化まで 240 mGy/日の照射で、雌雄ともに効果的に不妊化
マス（淡水魚類）	<ul style="list-style-type: none"> • 20 Gy 照射後 5 日目からメスのメダカの産卵活動が低下 • 20 Gy（受精 3 日後のメダカ）で生殖腺の正常な発達が一時的に阻害され、メス生殖細胞の成熟と増殖が遅延（孵化後 20 日で回復） • 10 Gy で（2 日、3 日または 15 日齢のメダカの稚魚）ライフサイクルのすべての段階の生殖細胞が減少 • 5–10 Gy で成熟メダカに一時的な不妊が発生（60 日間で回復） • 6 Gy で胚発生後期のマスの 50% が不妊症となる • 1 Gy で孵化後 4 ヶ月のマスの稚魚の卵巣と精巣が一時的な損傷 • >0.25 Gy でマス精子に有害な影響が発生し異常な胚の数が増加
扁平魚（海産魚類）	<ul style="list-style-type: none"> • 6.12, ならびに 28.8 mGy/日（1.1–2.1 Gy）でオスのツノガレイの生殖腺体細胞指標に影響なかったが、すべての線量率で、さまざまな段階の精子形成期にある細胞にかなりの割合で著しく影響あり • 6 m Gy/日の長期被ばくで精巣重量はかなり減少
ハチ（昆虫類）	<ul style="list-style-type: none"> • 300–400 Gy で成熟した蛹またはコドリング成虫メスは完全に不妊化し、オスの繁殖能力は 10% 未満に低下 • 60 Gy でアリ成虫（女王）の卵の数は減少し（90%）、90 Gy で不妊化 • 2.4 Gy/日でスズメバチ個体群は第 3 世代に至らず • 2 世代にわたる 1.2 Gy/日でスズメバチの集団密度は 80% 減少 • 0.6 Gy/日でスズメバチの最初の 5 世代の密度は低下（6 世代目に回復）。 • 576 mGy/日（2.5 Gy）でメスのスズメバチの崩壊している卵母細胞の数が増加し、1.15 Gy/日（5.0 Gy）で子孫数が減少
カニ（甲殻類）	<ul style="list-style-type: none"> • 端脚類のメスへの 2.2 Gy の照射は、対照のオスとの交配に対して長期間にわたって繁殖能力に影響 • >5 Gy/日ですべての年齢のミジンコの年齢別の繁殖能力（ある年齢幅におけるメス当たりのメス子孫数）が減少し、生殖可能寿命が短縮されたが、平均的なメスが生殖を停止する累積線量（100 Gy）は線量率に依存せず
ミミズ（環形動物）	<ul style="list-style-type: none"> • 5–20 Gy で精巣細胞は減少したが、5–10 Gy の線量では 10 日後に回復し、20 Gy の線量では 40 日後に回復

表 5.4 標準動物の繁殖力に関する主要な情報の要約

標準動物	繁殖力に関する所見
シカ（大型哺乳類）	<ul style="list-style-type: none"> • >1 Gy でウシやヒツジなどのさまざまな大型哺乳類において外見上の奇形（受胎後 8 日から 32 日の幅がある）を誘発
ラット（小型哺乳類）	<ul style="list-style-type: none"> • 受胎 7.5 日後の 1.2 Gy の被ばくで出生前個体死が大幅に増加 • 0.5 Gy で早期再吸収が増加し（3 倍）、マウスで生存胚数が減少（1.6 倍） • 受胎 7 時間後の 0.1 Gy でマウスの胎児奇形が増加（8 倍） • 0.06 Gy で産仔数（胚の死は 5 倍に増加）と子ラットの体重が減少 • ラットの着床前段階での 0.05 Gy で胚の死と胎仔の死はかなり増加 • 60 mGy/日（受胎後 0 日目から 12-19 日）で、個体死が増加し、ラットの胎芽の長さや重量が減少 • 60 mGy/日（ベータ線）でラットの胎芽体重が減少 • 30 mGy/日（ベータ線）でラットの再吸収数が増加（3.6 倍） • 4 か月から 6 か月にわたる 2.4 mGy/日の照射でマウスの繁殖力が低下（35%）
カモ（鳥類）	<ul style="list-style-type: none"> • >1.6 Gy で孵化までの時間が長くなり、ミドリツバメの成長が低下 • 4 mGy/日（4 Gy）でいくつかの鳥類の種で孵化成功率が減少
カエル（両生類）	<ul style="list-style-type: none"> • 3-20 Gy でオスのヒキガエルの子孫の生存率が低下し、子孫における奇形の誘発が増加
マス（淡水魚類）	<ul style="list-style-type: none"> • マスの雌雄の親への 0.5 Gy で稚魚の個体死が増加 • >50 mGy/日でサケの稚魚の繁殖力が低下 • 10-30 mGy/日でマスの稚魚の早期個体死を誘発 • 5 mGy/日でサケの生殖腺の発達が遅滞 • 4.3 mGy/日でマスの幼生の早期個体死が増加（3 倍）、線量率との間に直線的な関係は見られず
扁平魚（海産魚類）	<ul style="list-style-type: none"> • 公表データなし
ハチ（昆虫類）	<ul style="list-style-type: none"> • 蛹の時期に雄ミツバチに 10, 20 あるいは 30 Gy を照射し対照の女王バチと交尾させると、F₁ の働きバチの生存率は低下したが、線量効果関係は見られず • 甲虫の個体群において、240-480 mGy/日で若干数の蛹が個体死、若干数の成虫が羽化 • 480-720 mGy/日で幼虫の個体死は少なかったが、蛹はすべて個体死 • 720-960 mGy/日で卵は孵化したが、幼虫は完全に死滅 • 960-4800 mGy/日で不妊または発達中の胚芽の損傷により卵は孵化せず
カニ（海産甲殻類）	<ul style="list-style-type: none"> • 5 Gy で抱卵するメスのカラヌス目カイアシ類の卵のふ化率は低下 • 2.2 Gy で端脚類のメスは対照のオスと交配しても長期にわたり繁殖力が低下したが、1.5 Gy では影響なし
ミミズ（環形動物）	<ul style="list-style-type: none"> • 初期胚形成の 20 Gy でミミズの卵囊の孵化成功率は低下し、成体の照射後に生まれた卵の孵化率が変化 • 264 mGy/日で卵囊の孵化率が低下

表 5.5 標準植物の増殖能力に関する主要な情報の要約

標準植物	植物の増殖能力に関する所見
マツ（針葉樹ならびにその他の樹木）	<ul style="list-style-type: none"> ● 休眠状態（晩秋）のトネリコへの最高 114 Gy で苗木は 50% 以上生残したが、春（発芽時）の >56 Gy では 70% 以上死滅 ● 60-90 Gy でシロトウヒの種子の生産量と花粉の品質が 50% 減少 ● 12 Gy で最初の生長期に花粉の量が 53-72% 減少 ● >3 Gy で花粉の繁殖能力と生存率は低下したが、22 Gy 以下の線量では両方とも 3 年目に回復 ● >0-7 Gy で雄花に形態学的変化が発生（大きさ、花粉生産量）、2 年目も続いたが、最大 12 Gy の線量であれば 3 年目までは持続せず ● チェルノブイリでは以下の推定線量で下記が観察された <ul style="list-style-type: none"> - 8 Gy で種子/まつかさの数は 2 分の 1 に減少し、種子の発芽は 2-7 分の 1 に減少したが、照射の 2 年後には影響は見られず - 36 mGy/日（118 Gy）でまつかさ内の種子の数は 10% に減少 - 12-48 mGy/日（4-5 Gy）で木の繁殖能力は抑制 - 2-4 m Gy/日（8 Gy）で花粉生存率は対照群の値の 75% に低下 - 0.84 mGy/日（3-5 Gy）で分岐花粉管の数が増加（55%）
イネ科草本（イネ科植物）	<ul style="list-style-type: none"> ● ライムギの繁殖力のある種子の生産量減少には、>24 mGy/日が必要 ● 長期にわたるおよそ 24 mGy/日で平野の背の低いイネ科草本の群集の多様性は 50% 減少
褐藻（大型海藻類）	<ul style="list-style-type: none"> ● 2 時間にわたる 24 mGy の照射で褐藻の発芽が改善

Purdum と Woodhead, 1973 ; Shima と Shimada, 1991)。しかし、野生の個体群における遺伝子の健全性や生物学的多様性と関連して、このような影響の潜在性については明らかに興味深いといえるが、動物あるいは植物の全般について一般化することはきわめて困難である。

5.4 考 察

(183) 上述のように、参照すべきデータは数多くあるが、その信頼性、一貫性、解釈可能性、ならびに有用性の点では、手引きとなるようなものはほとんどない。例えば小型の哺乳類、魚類のいくつか、ならびにマツなど、いくつかの種類の生物について数多くのデータが、さまざまな理由で、さまざまな手法により、長年にわたって集積されている。しかしながら、例えば鳥類のようないくつかの種類の動物についてはデータが驚くほど欠けているようである。動物と植物の両者のいくつかの種類については、幅広い線量率、すなわち「慢性」と「急性」の被ばくをカバーする情報があるものもあるが、その他の場合では、データはほとんど後者の実験に基づいていると思われ、したがって、ほとんどの環境状況では限られた価値しかない。また、オリジナルの実験データは、通常、時間、日、あるいは年で平均化された線量率のデータとして報告されているため、データを再検討するのも困難であることが多い。したがって、データの要約は、線量率で分けをし、独断的にまとめられることが多い。また、これらは、環境との関連でまとめて調べられることが多く、したがって主として被ばくの経路（たと

えば水系のような)と関連して調べられるが、生物種の間の影響の現われ方の違いや、生物学的な特徴との関連で調べられることはあまりない。

(184) 人間の放射線防護を改善する目的で、特に確率的影響に関して、哺乳類を用いて実験室での研究から得られる大量のデータは、もっともなことではあるが、そのような観点から取り上げられることはなかった。その結果、このようなデータベースはどれも、その動物種の野生における潜在的リスクや影響という観点で検討されてきてはいない。そのような検討が実は必要なのである。

(185) したがって、事実上、われわれが扱うのは、断片的な情報の寄せ集めである。それでも、いくらかの大まかな結論を導き出せるのではないかと思われる。高等脊椎動物の場合、ある一定範囲の線量率の被ばくに対して哺乳類では応答にほとんど差はなく、これは鳥類にも適用できると思われる(鳥類も代謝率の高い「温血」脊椎動物だからである)が、確固とした結論を引き出すにはデータが不十分である。下等脊椎動物の場合、温度に依存する代謝率の低さを放射線影響の研究においてほとんど考慮していないため、一般化は難しい。しかしながら、そのような違いを差し引いて考慮すると(つまり、影響が出るまでのより長い時間を認め、哺乳類に限っては意味のある30日というような短い期間を用いた比較をしなければ)、高等脊椎動物と下等脊椎動物の違いが最初の見かけよりは少ないかもしれないと推論される。

(186) しかしながら、無脊椎動物の場合、いかなる線量率であれ、異なる動物のタイプにまたがって一般化することは困難であるが、脊椎動物に比べると、それらは放射線抵抗性が高いように見えることが多い。なぜ、そうであるのかについては不明である。依拠する理論的概念はない。しかしながら、導き出すことができる一般論は、卵と幼虫は、致死という観点では、通常、成体よりも放射線感受性が高く、したがって、繁殖成功率の低下全般に関する潜在性を評価するという観点では、このような要因(すなわちライフサイクルのそのような段階に関係のある被ばくの状況)が重要であるということである。

(187) 樹木についても同様に、被ばくを線量に関連付け、線量を影響に関連付ける上で、非常に長い時間的尺度が必要となることを指摘しておかなければならない。しかし、それと同時に、制御された放射線実験はほとんど行われてこなかったことも残念なことである。ここで重要な問題は、第4章で既に取り上げたものであるが、被ばくした線量を正確に評価すること、どの組織が線量を受けたか、そして、それが地上であったか、または地下であったかである。実際、細胞レベルでの動物と植物の放射線影響の基本的な違い(もしあるとしても)については、はっきりとは理解されていないようであるし、植物の細胞レベルにおける影響が、結果として、組織や、組織の集合体や、植物全体において、どのように発現するかについても、はっきりと理解されていない。

(188) それにもかかわらず、これが現時点で存在するデータベースであり、第6章で論じられているように限界はあるが、できる限り前向きで建設的な方向で利用されるべきである。

5.5 参考文献

- AFRRI Contract Report 94-1, 1994. Analysis of Chronic Radiation Sickness Cases in the Population of the Southern Urals. AFRRI, Bethesda, MD.
- AFRRI Contract Report 98-1, 1998. Chronic Radiation Sickness Among Techa Riverside Residents. AFRRI, Bethesda, MD.
- Akleyev, A., Veremeyeva, G.A., Silkina, L.A., Vozilova, A.V., 1999. Long-term hemopoiesis and immunity status after chronic radiation exposure of red bone marrow in humans. *Cent. Eur. J. Occup. Environ. Med.* 5, 113-129.
- Akleyev, A.V., Kisselyov, M.F. (Eds.), 2002. Medical-biological and Ecological Impacts of Radioactive Contamination of the Techa River. Fregat, Chelyabinsk.
- Copplestone, D., Beilby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I., 2001. Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife. R&D Publication 128. Environment Agency, Bristol.
- Copplestone, D., Hingston, J., Real, A., 2008. The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. *J. Environ. Radioact.* 99(9), 1456-1463.
- Doi, M., Kawaguchi, I., 2007. Ecological impacts of umbrella effects of radiation on the individual members. *J. Environ. Radioact.* 96(1-3), 32-38.
- Guskova, A.K., Gusev, I.A., Okladnikova, N.D., 2001. Russian concepts of chronic radiation disease in man. *Br. J. Radiol. Suppl.* 26, 19-23.
- IAEA, 1992. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Reports Series No. 332. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP, 1984. Non-stochastic effects of irradiation. ICRP Publication 41. *Ann. ICRP* 14(3).
- ICRP, 1989. RBE for deterministic effects. ICRP Publication 58. *Ann. ICRP* 20(4).
- ICRP, 1991. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21(1-3).
- ICRP, 1998. Genetic susceptibility to cancer. ICRP Publication 79. *Ann. ICRP* 28(1/2).
- ICRP, 2003. Relative biological effectiveness (RBE), quality factor (Q), and radiation weighting factor (w_R). ICRP Publication 92. *Ann. ICRP* 33(4).
- ICRP, 2005. Low dose extrapolation of radiation-related cancer risk. ICRP Publication 99. *Ann. ICRP* 35(4).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37(2-4).
- Jung, H., Beck-Bornholdt, H.P., Svoboda, V., Alberti, W., Herrmann, T., 2001. Quantification of late complications after radiation therapy. *Radiother. Oncol.* 61, 233-246.
- Larsson, C.M., 2004. The FASSET Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in European ecosystems—an overview. *J. Radiol. Prot.* 24, A1-A12.
- Little, J.B., 2003. Genomic instability and bystander effects: a historical perspective. *Oncogene* 22, 6978-6987.
- Malins, D.C., McCain, B.B., Myers, M.S., et al., 1987. Field and laboratory studies of the etiology of liver neoplasms in marine fish from Puget Sound. *Environ. Health Perspect.* 71, 5-16.
- Morgan, W.F., 2003. Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: I Radiation induced genomic instability and bystander effects in vitro. *Radiat. Res.* 159, 567-580.
- NAS/NRC, 2005. Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: BEIR VII Phase 2. Board on Radiation Effects Research, Washington D.C.
- NCRP, 1974. Radiological Factors Affecting Decision-making in a Nuclear Attack. Report No. 42. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.

- NCRP, 2001. Evaluation of the Linear-non-threshold Dose-response Model for Ionizing Radiation. Report No. 36. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.
- NUREG, 1998. Probabilistic accident consequence uncertainty analysis-Early health effects uncertainty assessment. CR-6545/ EUR 16775. US Nuclear Regulatory Commission, Washington DC, USA, and Commission of the European Communities, Brussels, Belgium.
- Pentreath, R.J., 1996. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems. In : Protection of the Natural Environment. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, pp. 124-135.
- Purdom, C.E., 1966. Radiation and mutation in fish disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. Symposium Proceedings, Vienna, 1966, International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 861-867.
- Purdom, C.E., Woodhead, D.S., 1973. Radiation damage in fish. In : Schroder, J.H. (Ed.), Genetics and Mutagenesis of Fish. pp. 67-73, Springer, Berlin.
- Real, A., Sundell-Bergman, S., Knowles, J.F., Woodhead, D.S., Zinger, I., 2004. Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals : relevant data for environmental radiation protection. J. Radiol. Protect. 24, A 123-A 137.
- Schroder, J.H., 1969. Die variabilität quantitativer merkmale bei *Lebister reticulatus* Peters nach ancentraler Rontgenbestrahlung Zoologische Beiträge. Duncker & Humblot, Berlin.
- Shima, A., Shimada, A., 1991. Development of a possible non mammalian test system for radiation-induced germ-cell mutagenesis using a fish, the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Proc. Natl. Acad. Sci. 88, 2545-2549.
- UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with annexes. Annex G. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1993. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with scientific annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1996. Effects of Radiation on Plants and Animals. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with annexes. E.96.IX.3. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol. II. Effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with scientific annexes, United Nations, New York.
- Whicker, F.W., Hinton, T.G., 1996. Effects of ionising radiation on terrestrial ecosystems. In : Protection of the Natural Environment. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, pp. 109-123.
- Woodhead, D.S., 1998. The Impact of Radioactive Discharges on Native British Wild-life and the Implications for Environmental Protection. Environment Agency R&D Technical Report P 135. Environment Agency, Bristol.

6. 誘導考慮参考レベルの観点からの影響評価

6.1 緒 論

(189) 第1章で論じたように、さまざまな管理上の決定や判断を行う必要が生じた場合、限られているとはいえ、様々なタイプの動植物に対する放射線影響についての我々の知識をそうした決定や判断に対する助言に反映させるには、何らかの実際的な手段が必要となるのは明らかである。不必要な努力（ほとんどの通常の被ばく状況の場合がこれに該当する）を費やすことを避けたい、あるいは緊急時被ばく状況や現存被ばく状況で資源を最適に使用したい場合、何らかの数値的ガイダンスが必要となるのは明らかであるが、既に結論付けたように、一般化された線量「限度」を設定することは適切でない。言い換えると、生じると思われる損害リスクレベル、講じた措置から期待される結果、利用できそうな資源に応じて、環境防護に費やす労力を最適化する必要がある。

(190) しかし、さまざまなタイプの放射線影響に関する情報がかなりの量存在しているけれども、そのほとんどが比較的高い線量率と高い総線量に関するものだから、この作業は明らかに容易でない。また、(がん誘発に関する小型哺乳類の研究から得られたデータを除いて) そのような影響は主として非確率的性格のものであり、何らかの「リスクに関連した」基準を適用する、いかなる「スライディング尺度」も存在しない状態では低い線量率での評価や判断を行うことは難しい。

(191) こうしたことから、それ以外の唯一の有用な比較対照は、そのような動植物が通常経験している自然バックグラウンド放射線量率の影響であると示唆されている (Pentreath, 1999, 2002)。したがって、通常自然バックグラウンド線量率のごく一部あるいはわずか数倍の線量増加では、特に、特定の影響が出ることが分かっているバックグラウンド線量率の倍数に対して考慮する場合には、それらが環境管理上の懸念の原因になるとは考えにくい。反対に線量率がバックグラウンドよりずっと高く、影響を与えることが分かっている、あるいは予想される範囲の線量率については、いかなる特別な環境管理の枠組みの中でも、他の環境情報とともにさらに検討する必要がある。しかし残念なことに、多くの種類の動植物の典型的なバックグラウンド線量率についての我々の知識は非常に不完全であり、したがって、そのような単純化を緻密に行うことは現在不可能である。それでも、典型的なバックグラウンド線量率がどの程度になるかの目安があれば、それは有用である。

(192) 水中環境における自然バックグラウンド線量率は、北半球のデータに基づくと成体

の底生魚の場合はおよそ1-10 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ (IAEA, 1976; Copplestone ら, 2001; Brown ら, 2004), 成体の底生甲殻類(カニ)の場合はおよそ2-14 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ (IAEA, 1976; Brown ら, 2004), 大型水生植物(海藻)の場合はおよそ2-12 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ (Brown ら, 2003)と見積もられている。最近, 欧州海域全般についても大まかには同程度の値が算出されている (Brown ら, 2004)。ただしこれは異なる自然放射性核種のグループについて求めた値であり, また生物相もそれほど厳密に分類されていない (Brown ら, 2004)。淡水環境については, 遊泳魚のバックグラウンド線量率は, およそ0.5-18 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ と考えられる (Brown ら, 2004)。

(193) 陸上環境については, 地中のミミズの外部被ばくバックグラウンド線量率はおよそ2 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ であり, 地上でのシカとネズミの外部被ばくバックグラウンド線量率はそれぞれ0.6 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ と0.8 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ と計算されている (Gomez-Ros ら, 2004)。内部被ばく線量率は, 臓器によってもまた動物のタイプによっても大きな幅があり, そのため全身の総平均線量率の明白な全体像を描くことは難しい。それでも, ある哺乳類の一部の組織で ^{210}Po による線量率が40-80 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ の範囲にあること, ラドンの場合は地中に生息する小型哺乳類の肺の受ける線量率は0.2-7 $\text{mGy}/\text{日}$ にも達することが推定されている (Gomez-Ros ら, 2004)。陸生植物の総線量率は, およそ2-20 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ である (Copplestone ら, 2001)。

6.2 誘導考慮参考レベル

(194) したがって, 唯一の実際的なアプローチは, これまでに明白な影響が指摘されている, あるいは予想されている線量バンドでの影響に関する既存のデータベースを検討し, そして「誘導考慮参考レベル」(derived consideration reference level; DCRL)と呼ばれるものとして利用できる線量バンドを選択することであると思われる。その結果, 一方の極として環境中で遭遇すると考え難い非常に高い線量レベルの影響に留意し, 他方の極として自然バックグラウンドで予想される線量に留意することによって, これらの線量バンドを総体的に考えることができる。

(195) すなわち DCRL は, ある特定の種類の標準動物・標準植物の個体に, 電離放射線により何らかの悪影響が生じる可能性がいくらかでもありそうと思われる線量率バンドと見なすことができる。その線量率バンドは, その種類の生物について定義されかつ予想される生物影響についての知識から導き出され, 他の関連情報を併せて考慮することで, 全体の管理目標と被ばく状況に応じて環境防護に費やすべき労力レベルを最適化するための基準点として使用することができる。

(196) 以上のことから, 放射線影響に関する既存のデータを使うことにより, 第5章で論じたように質的なばらつきはあるものの, 表6.1から表6.4にDCRLの暫定的なセットを1つの試みとして提案している。

(197) これらの表は、0.1 mGy/日未満から 100 mGy/日以上まで複数のバンドで線量率範囲をカバーするよう構成している。緊急時状況でさえ 1 Gy/日を超える線量率は基本的に環境を考える際には適切ではないが、それにもかかわらず、それぞれのタイプの動植物の LD₅₀ 値が含まれていることからこの範囲のデータを表に組み入れている。したがってこれらは比較のための値であり、他の影響データに対する有用な基準点となっている。

(198) ただし、各表の「枠」内の注釈は既存のデータを非常に簡単にまとめたものであり、網掛けした枠は、現時点での情報にもとづく DCRL のバンドであることを示している。この表は、より多くのデータが利用できるようになったら改訂を行う必要がある。それまでの間、この最新のまとめが、そのような数値に関するさらなる考察を刺激するための一助となることを期待したい。表とそれに関連する注釈はこうした観点から見ることが必要である。

(199) 「高等」脊椎動物に関しては、2種の哺乳類のデータを数桁の範囲に跨る線量率バンドに分けることができる。これらのデータを見ると、0.1-1 mGy/日の領域の線量率では、繁殖成功率の低下や疾患につながりうる特定の影響が生じる可能性が非常に低いようであるけれども、その範囲以下のバンド (0.01-0.1 mGy/日) では、そのような影響は観察されていない。したがって、その線量率バンド (表 6.1 で強調表示している部分) に注目して、他の情報を適切に考慮することが合理的なように思われる。しかし鳥類の場合、上記の両線量域についていずれも情報がない。鳥類の代謝、寿命、生殖行動に関して一般的に知られていることから、そのような線量レベルで何らかの「有害な影響」が起こりうると思うのが合理的で

表 6.1 標準シカ、ネズミとカモに対する暫定的な誘導考慮参考レベル (網掛けの部分)

線量率 (mGy/日)	標準シカ	標準ラット	標準カモ
>1000	造血性症候群による致死 [LD _{50/30} 1 から 8 Gy]	成体における造血性症候群による致死 [LD _{50/30} 6 から 10 Gy]	成体の致死 [LD _{50/30} 7 から 11 Gy]
100 - 1000	さまざまな原因による寿命の短縮	さまざまな原因による寿命の短縮	発達中の胚への長期影響
10- 100	罹患増加 寿命短縮の可能性 繁殖成功率低下	罹患増加 寿命短縮の可能性 繁殖成功率低下	罹患増加
1-10	成体の雄の不妊による繁殖成功率低下の可能性	雌雄の生殖力低下による繁殖成功率低下の可能性	孵化時の生存能力低下による繁殖成功率低下の可能性
0.1-1	影響が生じる可能性は非常に低い	影響が生じる可能性は非常に低い	情報なし
0.01-0.1	影響は観察されない	影響は観察されない	情報なし
<0.01	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド

あり、したがって、0.1-1 mGy/日の線量率バンドを同じように、立ち止まってさらに検討すべき、尤もらしい線量率レベルとして位置付けられるだろう。

(200) しかし、「下等な」変温脊椎動物（表 6.2）のデータはさらに不完全であり両生類に関しては特にそうである。また、1 mGy/日以下の線量率のデータが総じて欠如していることが特に問題である。こうしたことから何らかの補間が必要であり、3種類の標準生物すべてで同じバンドの枠を網掛けにしている。これは、両生類一般について生理学的影響に関するデータが欠けている現状を大きく反映している。

(201) 無脊椎動物（表 6.3）の場合もやはり、低い線量率でデータが全く欠けている。しかし、はっきりとした情報は環形動物についてしか得られていないが、脊椎動物で見られるのとおよそ「同等な」影響が無脊椎動物で現れるためにはもう一桁高い線量率が必要と思われるという事実を照らし、3つのタイプすべてについて、10-100mGy/日の範囲が網掛け部分としている。

(202) 植物（および海藻）（表 6.4）については、3つのタイプにまたがるデータの質の不均衡が明らかにデータの制約となっている。最も優れたデータセットは、マツについてのものであり、このデータセットは1-10 mGy/日の範囲の線量率での被ばくが懸念されるものであることを示唆するが、それより高い線量率で感受性に違いがあるように見受けられること、被ばくが非常に長い期間に及ぶ可能性があることから、0.1-1 mGy/日を網掛け部分とするのは合理的なことと思われる。

表 6.2 標準カエル、マス、ヒラメに対する暫定的な誘導考慮参考レベル（網掛けの部分）

線量率 (mGy/日)	標準カエル	標準マス	標準ヒラメ
>1000	成体の致死 [LD _{50/160} 19 Gy] オタマジャクシの致死 [LD _{50/30} 17 Gy]	胚の致死 [LD ₅₀ 0.3 から 19 Gy] 胚の発生段階により異なる	成体の致死 [LD _{50/50} 30 Gy], 卵の致死 [LD ₅₀ 1 Gy]
100-1000	卵の致死 [LD _{50/40} 0.6 Gy]	罹患増加の可能性	稚魚および孵化した後の稚魚における一部の致死
10-100	有害な「影響」情報なし	若い魚に何らかの有害な影響が予想される。例えば； 感染抵抗性の低下 繁殖成功率低下	繁殖成功率低下
1-10	有害な「影響」の情報なし	繁殖成功率低下の可能性	雄における生殖力低下による繁殖成功率低下の可能性
0.1-1	情報なし	情報なし	情報なし
0.01-0.1	情報なし	情報なし	情報なし
<0.01	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド

表 6.3 標準ハチ、カニ、ミミズに対する暫定的な誘導考慮参考レベル（網掛けの部分）

線量率 (mGy/日)	標準ハチ	標準カニ	標準ミミズ
>1000	成虫の致死 [20 から 3000 Gy LD ₅₀], 幼虫の致死 [1 から 2 Gy LD ₅₀]	成体の致死 [420 Gy LD _{50/40}]	成体の致死 [650 Gy LD _{50/30}]
100-1000	生殖腺への影響と蛹の致死による繁殖成功率低下の可能性	成長率および繁殖成功率低下への影響がありそう	何らかの疾患および繁殖成功率低下
10-100	情報なし	情報なし	影響は考えがたい
1-10	情報なし	情報なし	情報なし
0.1-1	情報なし	情報なし	情報なし
0.01-0.1	情報なし	情報なし	情報なし
<0.01	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド

表 6.4 標準マツ、イネ科草本、褐藻に対する暫定的な誘導考慮参考レベル（網掛けの部分）

線量率 (mGy/日)	標準マツ	標準イネ科草本	標準褐藻
>1000	枯死 [LD ₅₀ 5 から 16 Gy]	枯死 [LD ₅₀ 16 から 22 Gy]	非常に高い線量率で有害な影響が予想される。LD ₅₀ データなし
100-1000	長期被ばく後に一部の樹木が枯死	繁殖能力の低減	生長率への影響
10-100	長期被ばく後に一部の樹木が枯死 生長不全 繁殖成功率低下	繁殖能力の低下	生長率および繁殖成功率への影響の可能性
1-10	構造・形態的損傷に現れる疾患 長期被ばくによる繁殖成功率低下	情報なし	情報なし
0.1-1	情報なし	情報なし	情報なし
0.01-0.1	情報なし	情報なし	情報なし
<0.01	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド	自然バックグラウンド

(203) イネ科草本においては、マツより高い線量率バンドにおいて、繁殖成功率のある程度の低下が起こることが考えられ、網掛け部分を1-10 mGy/日に設定した。海藻の場合、環境状況で予想されうるような線量率での有用な情報はほとんどない。イネ科草本は海藻または藻類一般より放射線感受性が高いとも予想され、同じようにその部分を網掛けにしている。

(204) もう1つ指摘すべき点は、表を単純化するために複数の値をひとまとめにすることが賢明かどうかである。これは、3つの理由から適切とは考えられない。まず第1に、確認しようと努力されてきたが観察されなかった影響についての情報と、未調査のため観察可能かどうか不明な影響についての情報を一緒くたにすることにつながる恐れがあるからである。第2に、この種の表の利用にあたって（例えば漁場管理）は、直接関連する生物タイプ（例えばカレイまたはカニ）を取り上げることができる方が良い（または必要な）場合もある。他の例では、（例えば湿地帯の生息環境の防護などの場合）、「湿地タイプ」の特定のサブセット、例えばカモやカエルなどを取り上げる方が有用あるいは必要な場合もあろう。第3に、ある特定の標準動物・標準植物を、他の動植物のいわば「見張り」代わりに使用することを意図しているという印象を与えるべきではないからである。

(205) 最後に、暫定的なDCRLを得るために線量率をバンドに分けることに関して、改めて以下の点を指摘する必要がある。DCRLは線量限度またはその「代用値」と見なされることは意図していない。DCRLは、標準動物・標準植物または同じようなタイプの動植物に関して、より高い判断レベルでの状況評価が保証されうる線量率範囲を指し示しているものである。

6.3 代表的生物

(206) 実際上のあるいは、仮定上の被ばく状況においてDCRLを適用する際、実際または潜在的影響を評価するための基準としてあるセットの生物相を選ぶことが予想される。これらは、「代表的生物」と呼ばれ、人間における「代表的個人」に相当する。そのような生物の実際の選択は評価の目的に依存し、（1種あるいは複数の選ばれた生物、多種混在系、そこを特別な生息地とする代表種、産業的に価値のある自然資源となるような生物種などの保護を示すことが法令上で必要な場合のように）特定なものにあらかじめ決まっている場合もあれば、全く実際的な根拠で選ばれる場合もあろう。

(207) 第2章で指摘したように、標準動物・標準植物は定義上で分類学上の科のレベルに一般化されているため、何万もの実際の生物種がその「動植物セット」内に含まれると見なすことができる。したがって、多くの状況で標準動物・標準植物自体を代表的生物として使用してはならないという理由はないし、また標準動物・標準植物はそのような目的に留意して選ばれてもいる。それでも、代表的個人と標準人之間にあるような違いが標準動物・標準植物にもよく当てはまるであろう。それらは第7章で論じる。

6.4 誘導考慮参考レベルの使用において「考慮」すべき事項

(208) DCRLの適用において「考慮される」可能性のある要素は、本報告書で述べているように、評価を行う理由、放射線生物学と放射線生態学の研究に基本的に関連している要素、または生態学や環境科学一般に関するより基本的な問題、のいずれかに関するものである。そのような要素には、以下のようなものが含まれる。ここに挙げた要素はあくまで例であり、確定的なリストとして使用されることを意図したものではない。

- 被ばく状況の性格——平常時、現存被ばく状況、緊急時被ばく状況のいずれであるか
- そのような線量率が存在すると推定された区域または地帯 (km²)
- そのような線量率が予測される期間
- 評価を行う主要な理由、例えば何らかの既存の法律に適合する必要があるといった理由
- 管理目的のタイプ、例えば漁場管理、農業、自然保護、生息環境保護など
- 化学物質またはそのほかの形の環境ストレスとなる別個の発生源が同一地域に現に存在しているか、または存在する見込み
- 評価が実際の生物種を対象としたものか、それとも単に一般的な動植物タイプに関するものか
- さまざまな目的のために必要と見なされる用心の程度

(209) ほとんどあらゆる被ばく状況は他に類のないものと思われる。したがって、上記の要素の一部なり全部なりの組合せによっては、表で強調表示したDCRL値と異なるDCRL値が選ばれることもあるだろう。しかし、なぜ異なるDCRL値が選ばれたか、その理由を明確化すべきである。他にも増して問題になりそうなのは、何らかの理由で「用心のため」より低い線量率バンドを選択する場合のその程度である。その理由としては、多くの種類の標準動物・標準植物において低線量率でのデータが現在欠けていることや、データまたはデータの由来にその他の不確実性があることかもしれない。同様に、その場所または生息地の重要性、あるいは実際に存在するあるいは存在すると考えられる生物種の重要性から、ある程度の用心が必要と考えられるかもしれない。こうした用心に基づいた決定が行われることは当然起こりうることである。しかし、そうした用心のための措置を意思決定プロセスに組み入れようとする場合（ここで挙げているDCRLレベルと比較して実際の線量率バンド設定がどのようなものであるべきかに関して）、その用心のための措置はそれぞれ個別に明記されなければならない。

(210) 第2章で述べたすべての理由から、個体からなる小集団とは対照的に、動植物の個体群について決定を行うためにそのような値（DCRL値）を使う際には特に注意を払うべきである。個体群レベルのどんな影響であっても、構成する個体に生じた照射による反応の結果であると仮定することは合理的であるが、これらの2つのエンドポイントの関連性については現在までほとんど解析されていない（Woodhead, 2005）。したがって、個々の生物個体を防護す

るための措置が必然的に個体群も防護するとは、確信を持って断じることは不可能である。個体群モデルによるアプローチでは、個体の放射線影響と個体群の放射線影響との間の関連が非常に複雑であり、放射線量や線量効果関係とは異なる要因に左右されることが示されている。それでも、被ばく線量率が異なると考えられる地域と DCRL のバンドを関連付けようと試みる場合などには、どれくらい多くの成体がその地域で個体群を構成するかについての手引きは有用と思われる。表 2.1 のデータは、したがってこうした目的のために使用すべきである。

6.5 結 論

(211) DCRL の導出に向けたこの最初の一步は、本質的に第一歩そのものである。願わくば、そのような DCRL がさまざまな被ばく状況、さまざまな管理上の目的でいかに使用するかを探索することを、短期間なりとも、いくらかでも刺激することになって欲しい。また、基本的な方法だけであるとしても、この種の動植物に対する放射線の影響に関する我々の知識の欠落部分を一部なりとも埋めるために必要な努力を鼓舞することにもなって欲しい。新しい知識が得られ、さらにその適用について経験が増えるにつれて、そうした知識や経験を既存の枠組みに追加していくことができる。

(212) しかし、このアプローチをさまざまな状況に適用することに関連して他にも多くの問題があり、これらは第 7 章で簡単に取り上げている。

6.6 参考文献

- Brown, J., Thorring, H., Hosseini, A., 2003. The 'EPIC' Impact Assessment Framework. Statens Stralevern, pp. 175, NRPA, Oslo.
- Brown, J., Jones, S.R., Saxen, R., Thorring, H., Vives, I., Battle, J., 2004. Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides. *J. Radiol. Prot.* 24, A 63-A 77.
- Copplestone, D., Beilby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I., 2001. Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife. R&D Publication 128. Environment Agency, Bristol.
- Gomez-Ros, J.M., Prohl, G., Taranenko, V., 2004. Estimation of internal and external exposures of terrestrial reference organisms to natural radionuclides in the environment. *J. Radiol. Prot.* 24, A 79-A 88.
- IAEA, 1976. Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Technical Reports Series No. 172. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Pentreath, R.J., 1999. A system for radiological protection of the environment: some initial thoughts and ideas. *J. Radiol. Prot.* 19, 117-128.
- Pentreath, R.J., 2002. Radiation protection of people and the environment: developing a common approach. *J. Radiol. Prot.* 22, 1-12.
- Woodhead, D.S., 2005. Can continuous low level radiation affect populations? In: Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. IAEA-CN-109. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 381-388.

7. 適用と外挿

7.1 緒 論

(213) 第6章の終わりに示したように、放射線による環境影響の評価の現在または将来における必要性は、第2章で述べたさまざまな環境管理上の要求の一部またはそのすべてに由来する理由のために発生するものであるが、その必要性はおそらく汚染防止や自然保全に関連していたり、「環境影響評価」と呼ばれる一般的なやり方に由来する理由のために生ずるものである。しかしながら、実際の帰結としては、今日では、この放射線による環境影響の評価の必要性には数多くの目的のいかなるものも含まれていると考えられるだろう。そして、それぞれの目的を種々の方法で表して、「容認できる」かそうでないかを判定する必要があるかもしれない (Pentreath, 2003)。こうした目的としては、以下のようなものが考えられる。すなわち、実際に行われている、あるいは提案されている行為によってもたらされるかもしれない環境への影響がどのようなものであるかを国レベルまたは国際レベルで公衆または政治家に保証し、そして、事故または緊急事態が発生した場合の影響に対処できる能力があることを実証すること、国を越えた汚染または野生生物保護義務のその精神または文字通りの意味を遵守すること、特定の産業行為や特定の場所または地域に関する国の汚染管理認可要件を遵守すること、特定の国の野生生物・生息地保護の法規の要件を遵守すること、である。

(214) これらすべてに共通するのは、状況を評価し、それぞれの構成要素を分析し、必要に応じて生起するであろう状況に対処するためのさまざまなオプションを検討するプロセスである。環境評価の目的を理解しようとする際には、要素ごとに全く異なるアプローチと解釈が必要になるかもしれないため、この事は特に重要となる。しかし、評価と管理に共通すべきことは、関連する科学情報を表現し使用する手法に加えて、基盤となる科学的理解である。これはこれまでの人間の放射線防護の成功の基礎であり、したがって環境防護においても一般的に注意深く検討されるべきものである。

(215) 汚染管理の目的からすると、上記の防護目標としては、環境に対する危険性を回避し最小化すること、あるいは既に被害を受けていると見なされている環境に対しては、これに対処する能力を有するをはっきりと実証することが同様に必要になるであろう。

(216) 自然保全の目的からすると、上記の防護目標を達成するには以下に述べる事項への評価が同様に必要となる。つまり、(i) 特定の生物種の個体において害の生じる可能性を評価すること、(ii) 個体群の健全性と生存率（これは、環境開発にも当てはまる）の観点から、1

つ以上の生物種の個体群に対する潜在的影響または実際の影響を評価すること、(iii) 特定の生息地、または特定の場所の主たる（または大多数の）構成生物の潜在的影響または実際の影響を評価すること、あるいは (iv) 特定の動物相や植物相のタイプを取り上げたり優先したりせずに、ある地域内の、あるいはより一般的な生態系レベルでの潜在的影響または実際の影響を評価することが必要となる。また、それ以外にも、放射性核種が単に存在しているだけで「汚染している」とされているような地域が、公衆の中のある個人または階層にとって、倫理的、道徳的、社会的理由から重要な問題となりうるといった、考慮すべき事柄も存在するであろう (IAEA, 2002)。

(217) ある特定の状況または行為について環境自体への放射線の影響を評価するためには、考慮すべき要素が明らかいくつか存在する。具体的には、問題となる放射性核種、それらの線源、導入速度、環境中の分布とその後の成り行きである。こうした基本的な情報は、一般公衆の防護においても必要となる。さまざまな行為、状況、生態系に適用できる多くの数値モデルが既に存在する。しかし、環境防護には、放射性核種が分布している地域内における動植物相の潜在的放射線被ばくや、放射線の効果の観点での動植物相が被るとされる影響など、その他の情報も必要となる。この2つのうち、前者に取り組むことは、問題の性格上、人間の放射線防護に必要とされる環境情報との共通点が多いためそれほど難しくはない。しかし、後者はより困難であり、「影響」という語は人間の防護の場合に使用される場合に比べてはるかにとらえどころがない。したがって、最初の評価目的にとどまらず、多くの他の要素を考慮する必要がある。

(218) 対策を検討する法的枠組みによって、個々の動植物に対して、その影響の重要性を評価することが必要であろう。疑いなく主要な要件は、個体群レベルまたは生態系レベルで評価を行わなければならないという点である。生物学的組織の高次のレベル（例えば個体群や生態系）で放射線影響が生じるのは、個々の生物が影響を受けている場合に限られ、また放射線影響のデータは一般的に高次レベルの組織よりも個体について得られている。自然環境では、それぞれの個体とその周囲の生態系との間に相互作用が存在するため、状況は非常に複雑になりうる。その影響は、他の環境ストレス要因の有無、あるいは他の汚染物質が存在することに伴う複合的影響、また異なる栄養段階間の相互作用によっても修飾される。個体群レベルあるいはより高次のレベルでの放射線影響は、その個体群の各個体に対する影響を介してもたらされるため、環境問題に広く適用できる放射線科学的評価の枠組を策定するためには、個体に対する放射線影響に焦点を置くことが適切であろう。このアプローチは、放射線と異なる環境汚染物質に対する既存の評価方法の多くとも整合性がある。このアプローチは、繁殖成功率低下のような影響が、様々なタイプの動植物についての通常の生物学との関連でどのように解釈できるかについて考える上で不可欠である。何が「個体群」を構成するのかという概念さえ、標準動物・標準植物の「タイプ」間でそれぞれ異なる。

(219) また特定の地域では、現地の動植物についてははるかに具体的なデータが既に利用できる可能性があることも多く、また地域レベルでの生態学的重要性のような他の観点から今日的な意味を帯びている生物においては、そうしたデータが必要とされていることが多いことも認識しておかねばならない。しかし、放射線影響に関する情報のような必要な情報をいくらかでも導き出すことが全く実行不可能であるために、データセットがいつも限定的なものであることを認識しておかねばならない。したがってそのような生物は、何らかの方法（例えば同じタイプの線量評価モデルを用いて）で1つ以上のICRPの標準動物・標準植物セットとの関係を示すことができれば、「二次標準動物・標準植物」と見なすことができるとも考えられる。

(220) 第6章で示したように、実際の被ばく状況下における標準動物・標準植物のDCRLに関するデータセットと対比される実際の動物や植物は、本質的に代表的生物である。しかし、標準動物・標準植物はもともとそのような適用の可能性を意図して選ばれたことを想起すれば、実際の動物や植物と標準動物・標準植物とが異なるものでなくてはならない理由はない。これは、標準人と代表的個人の場合と類似している。代表的個人は多くの場合、実質的にすべての標準人の特性を有すると仮定することができる。代表的個人の情報ベースには不確実性が付きまとうため、少なからぬ差異でも許容されうる。したがって、代表的個人において変化する主要な要素は被ばく条件であるとする、通常は（線量評価と影響評価について）標準人と代表的個人の両方に同じ数値を使用することができる。

(221) それでも、代表的生物になりえる生物は非常に多岐にわたっているため、選択した代表的生物あるいは必要な代表的生物と12種の標準動植物セットの間には大きな違いがあると思われる。そのような違いは、次の4項目のいずれかに該当するであろう。すなわち、(i) 生物学的な違い、すなわち動物や植物が、標準動物・標準植物（定義により分類学上、科のレベルに一般化される）によって代表される動物や植物とかなり異なる点、(ii) 被ばく状況の違い、(iii) 線量評価の違い、(iv) 放射線影響の違いである。これらの違いを、簡潔に以下で解説する。

7.2 生物学的な差異

(222) 本報告書の始めに述べたように、標準動物・標準植物は単に基準点にすぎないと見なさなければならない。関心をもたれる生物タイプのすべてを満足させることは全く不可能であり、関心のある生物対象が標準動物・標準植物の比較対象と異なる状況が生じることは明らかである。そのような違いは、ライフサイクルや寿命全体のある特定の段階の期間の差異のように比較的小さい場合もありうる。他方、生物学的な違いのために、放射性核種によってはさまざまな経路を介した被ばく線量の推定値が大きく異なることになる場合もありうる。こうしたことから、このアプローチを他のタイプの動植物に適用した場合にどの程度まで有意な差が

生じるかを、単純にその基本的な生物学的差異に基づいて検討する上で、付属書Aの背景情報に対する言及がいくらかでも有用と思われる。しかし、12の標準動物・標準植物のセットとの違いによって明らかに差異が生じるのは形と大きさの違いであり、すなわち受ける線量の推定値に関わるものである。

7.3 被ばく状況の違い

(223) 標準動物・標準植物のセットは、主要な生息環境に特有な生物を代表するように選ばれており、どのような被ばく状況にも該当するはずである。しかし、被ばくと線量の関係を計算する方法は多くの要素に依存する。多くの場合、すなわち実際の放出が生じている計画的被ばく状況の場合や一部の現存被ばく状況の場合には、線量を推定する最も明らかな方法は、当該する生物の組織内および組織外の放射性核種の濃度を直接測定することである。

(224) しかし、状況によっては、直接測定は望ましくなく、また実行不可能な場合も考えられる。また、想定される被ばくを事前に計画しているような場合には、いかなる状況においても直接測定は当てはまらない。したがって、そのような場合、当該する生物の組織内および組織外の放射性核種の濃度を、 k_d 値、移行係数および濃縮係数などを使って計算することが必要となる。これらの値のいくつかは、特に外部被ばくについては、そうした被ばく状況下での人間の被ばくまたは人間の食物連鎖を推定するためにモデリングが既に実施されているため、既に存在している。しかしながらこの領域では使用する数値に大きな相違をもたらすかなりの可能性があり、線量評価の外挿・内挿に内在するバラつきよりはるかに大きいバラつきをもたらす恐れがある。したがって、当委員会は、定常状態と非定常状態を区別する必要性や、放射性核種の化学形（スペシエーション）などによる変化を区別する必要性についても留意しつつ、標準動物に関係するさらなる移行係数や濃縮係数の参考値を提供する予定である。

7.4 放射線線量評価の違い

(225) 線量評価の違いに関する問題はより簡単に解決できる。標準動物・標準植物に対して使用される基本的な線量評価モデルの他の生物相への外挿や内挿には、形状、大きさ、位置などいくつかの側面がある。形状に関しては、中身の詰まった球体および楕円体を使用することで大幅に単純化されている。ただし、そのような形状では生物の形態へと容易に外挿できないであろうことは分かっているが、それでも、一定の柔軟な対応は可能である。

(226) 標準動物・標準植物は、広範な生態系、生息環境、質量、形状を代表しており、環境中において放射性核種に起因する生物相の幅広い線量率の評価を可能にしている。しかし、自然界の植物相と動物相の多様性は極めて大きい。特に形状と大きさについては、関連する要

素を付属書 E で詳細に検討しており、ある程度の一般的結論を導き出すことは容易である。

(227) 外部被ばくについては、動物のサイズが大きくなるにつれて自己遮蔽効果が増加するため、線量換算係数は減少する。外部被ばくにおける線量換算係数の違いは低エネルギー放出体においてより顕著であり、これも自己遮蔽の効果である。

(228) ガンマ線放出体による内部被ばくについては、生物の質量が大きいほど吸収される割合が増加するため、生物の質量に比例して線量換算係数が高くなり、その程度は高エネルギー光子放出体でより顕著になる（例えば $^{137}\text{Cs}/^{137\text{m}}\text{Ba}$ ）。アルファ線放出体とベータ線放出体の場合、これらの放出体が（ありそうもないことであるが）生物内で均一に分布すると仮定すれば、内部被ばくにおける線量換算係数はある程度まで、生物の大きさに依存しない。

(229) 標準動物・標準植物の形状による外部被ばく、内部被ばくへの影響はいずれも比較的小さい。質量とエネルギーが一定であれば、表面積：容積の比率が最も小さい形状の場合に外部被ばくは最少となり、表面積：容積の比率が増加するのに従い外部被ばくは増加する。

7.5 放射線影響の違い

(230) 線量評価とは対照的に、放射線影響に広く適用できる推定法を推奨することは現在のところ不可能であり、そのため、ケースごとにそれぞれの長所に基づいて慎重に検討しなければならない。情報が相対的に乏しいため、推定を行う主なケースと手法を開発する上での課題には以下のようなものがある。低 LET のガンマ線・エックス線による急性の高線量と高線量率の影響から、低い線量率で蓄積された低い線量の影響を推定することには、明らかに問題がある。放射線生物学、放射線生態学の文献では、「低レベル」、「慢性」、「より高い」、「急性」などの形容詞は、多くの場合定義なしで使用される。しかし、数日間続く放射線被ばくは、短寿命の生物にとっては事実上「慢性的」といえるだろう。しかし長寿命の生物にとっては事実上「急性」といえる。残念なことに、野生の動植物に関して、慢性で低レベルの照射条件、すなわち線量率 0.1-1 mGy/日での生物の生涯にわたる被ばくに直接関連するデータはごくわずかしかなく、最も一般に評価されている急性、高線量照射後の反応のエンドポイントはそのような状況においては価値がない。

(231) もう 1 つの問題は、ある生物に対する影響から別の生物に対する影響を推定することにある。情報が限られているが、同じ分類学グループ内、異なる分類学グループ間の両方で生物の放射線感受性に大きな幅があるというはっきりした証拠がある。このような感受性の違いは、いかなる生物であっても、ライフサイクルの異なる段階の間にも見られる。おそらく、関係がより密接な生物間ほど、またライフサイクルにおける重要な発達段階のエンドポイントが似ているほど、外挿は容易になる (Garnier-Laplace ら, 2004)。

(232) 最後に、個々の生物の影響から個体群や群集レベルで起こりうる影響を外挿すると

いう問題がある。これもまた多くの場合、実験室条件（ほとんどの実験情報はここから得られている）から野外条件（ここでは個体群は物理的環境だけでなく他生物とも相互に作用しあう）への外挿が必要となる。群集レベルや生態系レベルでの相互作用は特に複雑になりうる（Brechignac, 2003；Doiら, 2005）。それでも、どこからか始めることが必要であり、限られた数の動植物に対する個体レベルでの放射線の影響の理解を深め、そのような影響が個体群レベルや異なる個体群間にもたらす結果を探ることが幅広い理解につながり、それに照らし合わせることで、これらのより広い問題を評価できるようになるのは明らかである。

7.6 参考文献

- Brechignac, F., 2003. Protection of the environment : how to position radioprotection in an ecological risk assessment perspective. *Sci. Total Environ.* 307, 35-54.
- Doi, M., Kawaguchi, I., Tanaka, N., Fuma, S., Ishii, N., Miyamoto, K., Takeda, H., Kawabata, Z. 2005. Model ecosystem approach to estimate community level effects of radiation. In : *Radioprotection-Colloques, V 40, Suppl.1 ECORAD 2004, The Scientific Basis for Environment Protection Against Radioactivity.*, IRSN, Aix-en-Provence, 2004, Ed by Baerescut, J.C., Gariel, J.C., Peres, J.M., EDP Sciences, France.
- Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Sundell-Bergman, S. Larsson, C-M. 2004. Assessing ecological effects of radionuclides : data gaps and extrapolation issues. *J. Radiol. Prot.* 24, A 139-A 155.
- IAEA, 2002. Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionising Radiation. IAEA TECDOC-1270. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- Pentreath, R.J., 2003. Evaluating the effects of ionising radiation upon the environment. In : *Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (Darwin Symposium)*. Proceedings of the Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation, 22-26 July 2002, Darwin. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 204-212.

8. 結 論

(233) 当委員会は、環境防護のテーマに取り組むため、視野を広げてきた。そうする中で、人間の放射線防護と比べて、環境防護の目的と管理方法を詳細に詰めるほど、より複雑で明瞭に表現するのが難しくなる場合が多いことを認識している。「環境防護」の単純な定義や単一の普遍的定義も存在しない。また、その概念は国によっても異なり、状況によっても異なる。

(234) 当委員会はまた、環境防護アプローチがリスクのレベル全体と釣り合いが取れ、他のすべての人間の環境への影響、特に同じような人間の活動から生じる影響から環境を防護するために行われている他のアプローチと両立すべきであるとも考えている。委員会は、多くの状況の中で放射線被ばくが考慮すべき1つの要素にすぎず、したがって、既に存在する、あるいは近い将来制定が見込まれる広い範囲の国際環境法および国内環境法規を遵守していることを必要に応じて実証するため、規制当局や事業者が参考にするであろう高い水準のガイダンスと助言を提供することを意図しているにすぎないことを認めている。

(235) そのような助言とガイダンスは、透明性の高いものでなければならない。また、何らかの形の全体的枠組み内で設定された放射線被ばくとそれによる動植物に対する影響についての我々の知識から得られる共通の基盤にも基づいていなければならない。この枠組みは、国家機関および他の機関が、必要に応じて、異なる事情、異なる被ばく状況下における人間以外の生物種のリスク評価とリスク管理に取り組むための、より实际的で具体的な数値的アプローチを開発するための基礎として役立つことが意図されている。生活環境は極めて複雑であり、それに関する放射線生物学的、放射線生態学的データベースは限られている。そのため当委員会は、限られた数の標準動物・標準植物のデータを提示することで、将来より包括的な助言を提供するためのデータ収集・解釈の枠組みの不可欠な要素を提供するようになることを考えた。その一方で、この情報がまだ一様でなくまちまちで断片的であることも承知している。

(236) 環境防護という目的を、環境という側面において人間を防護するという目標と共に大局的にとらえるようにしておくことも重要である。放射性核種の放出が公衆を防護するために低く維持されている場合、その結果生じる放射性核種の環境中濃度は生物相が被る被ばくの点で懸念すべきものになるとは考え難い。それでも、公衆に安心を与えるため、あるいは特定の法的要件を満たすためには、そのことを確実に証明しなければならない場合も考えられる。しかし、放射性核種の濃度が上昇する、あるいは上昇するリスクが存在する場合、特定の種類

の動植物または環境全体への実際あるいは潜在的な影響の評価と、そうした影響に対して何をなすべきかをもっと考慮しなければならないだろう。そのような状況で、他の関連情報とともに意思決定の参考となる何らかの利用しうる基準値がなければ、さらに多くの努力と資源が投入されることになるのは想像に難くない。

(237) こうした参考値が、何十年にもわたって人間に防護を提供することによって得られた膨大な経験からできる限り多くのことをくみ取った枠組みの中で、同様の科学的知識に基づいて導き出され、またそれと類似した方法で設定されることも、また重要である。したがって標準動物・標準植物の使用は、図 8.1 に示したように、管理措置を講じることができるよう数値を導き出すための根拠として使用されるという点で、人間の防護における標準男性、標準女性および標準人と同じように一般的な目的に活用しようとするための、非常にありふれた試みと見なすことができる。

(238) 最後に、この報告書は、標準動物・標準植物という概念とその使用に関して、放射線からの環境防護という複雑な課題の単に序論として使用されることを意図したものにはすぎない点に留意する必要がある。まだ取り組む必要のある問題は多く、また標準動物・標準植物を応用するのに役立つデータベースもさらにある。今後の報告では、RBE、被ばくをモデル化する

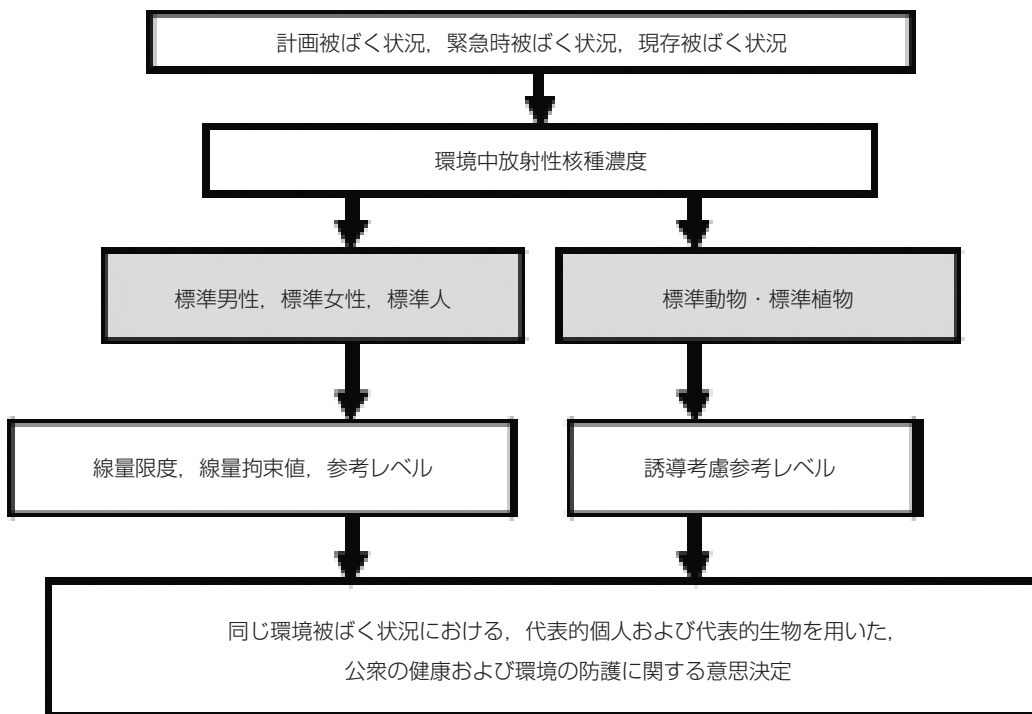


図 8.1 被ばく状況における公衆の防護および環境の防護の両方に対するアプローチの模式図 (Pentreath より。印刷中)

るためのデータベース，線量評価の精緻化の可能性，代表的生物の選択とさまざまな被ばく状況への基本的アプローチの適用，のような問題を取り上げる予定である。

8.1 参考文献

Pentreath, R.J., in press. Radioecology, radiobiology, and radiological protection : frameworks and fractures. *J. Environ. Radioact.*

付属書 A. 標準動物・標準植物にとっての生物学的背景

A.1 生物学的記述のための一般的緒論

A.1.1 分類学

(A1) 地球上の過去と現在の生命に対する分類学の枠組みには、かねてから柔軟性があり、いまだに多くの議論の対象となっているが、ほとんどすべての巨視的形態の生命体は単純に動物か植物どちらかに分けることができる。菌類はこれまで植物とひとまとめに分類されてきたが（今でも時々そのように分類されている）、今ではしばしば別個のものみなされている。細菌、ウイルス、それらに似た微生物と同様、単細胞生物も通常、別の分類とみなされている（伝統的に原生物と呼ばれている）。現代のトレンドは五界分類であり、この分類には真核生物と呼ばれる上界と原核生物（バクテリア）と呼ばれる上界が含まれ、真核生物には動物界、植物界、菌界、原生物界が含まれ、二重膜で覆われた明確な核と二重膜で包まれたミトコンドリアを持つ細胞からなる生物で構成されているが、原核生物にはこのような特徴がない。

(A2) 動植物の分類におけるこのような違いや明らかな不確実性は、その分類が形態学的特徴、生理学的特徴、生化学的特徴、DNA分析、それぞれの生き物の進化の歴史についての既知の、あるいは想定上の事柄など多くの特徴に基づいているという事実から生じている。それらの特徴は、いずれも新しいデータが出るごとに再評価や見直しの対象となる。動物は門（phyla）に分類され、それぞれの門はおおよそ同じ「体形」を有することを根拠としていずれかの門に分類され、それぞれの門の中でさらに共通する特長が増加するにつれ、綱、目、科（「典型的な」形質と特徴を共有する）、さらに属に分類される。最終的に、属は種に分けられる。種の絶対的な定義はないが、同じような個体との交配の結果として繁殖力のある子孫を産むことができる（ことが知られているか、想定される）個体と一般には説明される。場合によっては、亜種、品種、および変種にさらに区別される場合もある。植物は、解剖学的構造、胚特性、生化学などの特性と関連づけて特徴付けられ、通常、門（divisions）に分類される。

(A3) 動植物を綱や目のレベルで区別する特徴というのは、非常に細かなことが多く、生存種の一般的な生物学に関連する要因よりも、それぞれの進化の歴史をより反映しているように思われる。そのような分類はまたかなり変わりやすく、常に学術的課題であり議論の対象である。したがって、科（または「上科」）より上のレベルの分類には国際的に認められた「ルール」はなく、そのため、科を標準動物・標準植物の最も適当な一般化レベルに選んでいる。

(A4) 動植物の生存種の総数は決して確かなものではない。既知の動物と植物の再分類の

結果として「新種」が生じることもあるし、最近になって初めて科学的に記載されたという事実に関係しているかも知れないような、ごく最近発見されたことで新種が出現することもある。それでも、大多数の「大型」生物は、明確な記載と分類の対象におそくなってきた。したがって、鳥類の 99% とそのほかの陸上の脊椎動物の 90% は既に記載されていると考えられる (Goto, 1982)。現在地球上には 100 万種を優に超える動物と少なくともその半数の植物が存在すると一般には推定されているが、動物種の数 300 万～450 万に上り、植物種数をわずかに 35 万とする推定もある (Sauchanka, 1997)。既知の生存種の一般に認められている数はおよそ 175 万種である。動植物の新種はここ数十年で、年間およそ 10,000 種の割合で記載されている。これらのおよそ半分は昆虫であり、残りは主に様々な種類の無脊椎動物（特に海洋環境から）と植物である。

(A5) 動物は通常、12 組から 60 組 ($2n$) の染色体を持っているが、同じ目と科の中であってさえもかなりの幅がある [例えば双翅目 (ハエ) において、 $2n$ は 4 から 20 まで幅がある。鱗翅類 (蝶と蛾) では、14 から 446 まで幅がある]。減数分裂時により頻繁に起こる遺伝子の組み換えと再集合のために、植物の分子生物学的特徴は動物のそれよりはるかに変動幅が大きい。植物細胞内の核、ミトコンドリア、色素体はすべてそれぞれ異なった DNA 系を有している。倍数性は植物 (すべての顕花植物の 50%) で一般的であり、通常これは二倍体 ($2n$) 植物が異常分裂によって四倍体 ($4n$) 植物を生じさせるためである。したがって、授粉の結果として三倍体 ($3n$) 植物が形成される。これらはどちらかの「親」に適合できる配偶子を生産することができず、したがって、結果として生じる遺伝的隔離のために二倍体と四倍体が分化することが多い (Collinson, 1988)。

A.2 哺乳類

A.2.1 一般的緒論

(A6) 哺乳類は脊椎動物の中で最も新しく進化した綱であり、現在のこの種の多様性は (およそ 4500)、鳥類、爬虫類または両生類の多様性より少なく、魚のそれに比べるとはるかに少ない。しかし、哺乳類の形態学的多様性はおそらく最も幅広く、およそ 4 g の空飛ぶコウモリから体重 120 トンの海に潜るクジラにまで及んでいる。哺乳類はすべて、少なくとも体のどこかに毛があり、乳を分泌し授乳することによって若い個体に栄養を与える。

(A7) 現存している哺乳類間の大きな系統発生的違いは、出産と、ごく幼い子どもの養育方法に関係している。基本的に、単孔類、有袋類、真獣類 (有胎盤) の 3 種類である。単孔類は、オーストラリアとニューギニアに限定されている。有袋類は、オーストラリアとアメリカ固有である。他のすべての現存する哺乳類は真獣類哺乳類であり、発達の程度はさまざまであるが、雌の子宮組織を貫通している絨毛のある胎盤によって子どもを体内で養育する。哺乳

類の分類は今も議論の対象となり続けている。

(A 8) 体毛と乳房のほかに、歯のある哺乳類（ヒゲクジラとアライクイのように歯がないものもいるが）はすべて二生歯性動物であり、最初の歯のセットが2番目の歯のセットに置き換わる。食餌は極めて多岐にわたり、比較的高い体温を一定に維持するため代謝エネルギー量は通常高く、普通38℃をあまり下回らない。北極と温帯地方に生息する種は寒い期間は冬眠し、そのとき代謝は遅くなり体温は低下する。

(A 9) ICRPの目的のため、事実上、哺乳類は次の3種類を標準とする。すなわちヒト、大型哺乳類であるシカ、そして小型哺乳類のラットである。

A.2.2 シカ

(A 10) シカは蹄の有る（または「有蹄」）哺乳類であり、偶蹄目（偶数の蹄を持つ動物）に属している。すべてのシカはシカ科に属し、北半球全体のツンドラ、森林地帯、赤道より南の地域に特徴的な有蹄動物である（Corbet, 1966; Nowark, 1991）。北アメリカ、南アメリカ、欧州、アジア、北アフリカで17属、約45種が認められている。地理的地域によっては固有（在来）種に多くの種が加わった地域があり（欧州では、5種類の種が固有種であり、5種がどこか他のところからの外来種である）、キューバ、ニューギニア、オーストラリアとニュージーランドのようにシカの固有種が全くいない国に導入された種もある。

(A 11) シカは一般に細く、脚の長い動物であり、2つの属を除いてすべてのシカには枝角がある。トナカイ属（トナカイとカリブー）を除いて、枝角が存在する属では枝角が生えるのは雄である。トナカイ属では、枝角は雄と雌両方に生えている。北半球では、毎年交尾期後（1月から4月まで）に雄の枝角は抜け落ちる。シカは草食性で、大きなグループ（群）で生息し、その群れの大きさは、どの種であれ、森林地帯あるいは広々とした土地などのように、どこに住んでいるかによって変化するようである。

(A 12) シカの妊娠期間は、およそ5か月から10か月であり、種によっては胚の遅延着床がある。通常、一度に生まれる子ジカは1匹から2匹であるが、種によっては3匹または4匹を産むのが普通のシカもいる。種によって、野生での典型的な寿命には大きな幅があるが、飼われているある種のものは優に20年以上生存する。

A.2.3 ラットとマウス

(A 13) ラット、マウス、ハムスター、ハタネズミ、レミングとアレチネズミはすべてネズミ科に属している。ネズミ科は、齧歯目の29種類ある現存する科の1つである。齧歯動物は構造において著しく均一であるが、その主要な共通の特徴は、歯列と骨格の明確な特徴に関係している。齧歯動物は、前面だけがエナメル質で覆われている切歯の存在が特徴となっている（Mathews, 1952; Matheson, 1962; Twigg, 1966; van den Brink, 1967; Corbet と Harris,

1991)。

(A 14) ネズミ科は、齧歯動物で群を抜いて最大の科である。実際、属は 200、種は 1000 種以上あり、すべての哺乳類の科の中でも最大である。ネズミ科は、南極大陸、特定の北極地域の島、ニュージーランド、その他熱帯水域と温帯水域の島を除き、基本的に世界中に「自然に」分布している。しかし人間が住むようになった結果、これらの地域の多くでもネズミが存在するようになってきている。ネズミは冬眠しない。

(A 15) ネズミ科はさまざまな生息環境に存在しているが、ほとんどの種は主に陸上である。いくつかは樹上性（木の上で生息している）か、穴居性（穴を掘る）か、半水生である。ネズミ科は、都市にも農村にも生息している。ほとんどは植物性の物質と無脊椎動物を食べて生きているが、魚を含む小さな脊椎動物も捕獲する場合がある。自然食が不足する冬に備え植物の種子と他の植物材料を貯蔵する場合がある。ネズミは夜行性のものと、昼行性のものがあり、通常 1 年を通して活発である。種によっては群れを作り、非常に社会性の高いものもあれば、単独またはつがいでも暮らす種もある。温暖な地方では、1 年を通して連続的に繁殖し、雌が毎年何回も出産する種もある。生存条件があまり良くない場合は、夏または秋に繁殖が行われる。妊娠期は通常短く、一度に出産する数はかなり多い。野生の寿命は長くない（およそ 1 年から 4 年）が、繁殖率はそれでも「異常発生」を引き起こすほど急速に集団サイズを大きくするのに十分であり、それから食物供給が枯渇すると、集団は崩壊する（瓦解する）。そのような繁殖サイクルは、時として個体群の移動を伴い、2、3 年ごとに起こりうる。

A.3 鳥 類

A.3.1 一般的緒論

(A 16) 鳥類は、地上で最も生態学的に広く分布する脊椎動物である。現存するすべての鳥類（鳥綱）は、2つの「上」目に分類される：古顎上目はダチョウのような鳥あるいは走鳥類が含まれ、新顎上目は残りの鳥全てを含む。新顎上目は数多くの目と科に分類されるが、いずれも基本的に同じような解剖学的特徴を有している。9000 種程度の鳥がおり、鳥の分類は、いくぶん恣意的な枠組みであるが、相当な議論がなされている。鳥をどの目に割り当てるかは、特に胸骨、口蓋、嘴、足、脚に関連したかなり微妙な解剖学的特徴に依存している。

(A 17) 鳥はケラチンでできた羽を持ち、それは断熱作用（羽は、毛皮より断熱効果がある）をもたらすと同時に飛ぶことを可能にしている。羽は通常、少なくとも年に一度、換羽プロセスにより、生え代わる。アナツバメなど、鳥によっては 1 年の少なくとも 9 ヶ月を連続的に空中で過ごす鳥もいる；実際、ある種（セグロアジサシ）は、生まれてから 3 年または 4 年間、水面に降りることがないと信じられている。その一方で、全く飛ぶことができず、地上で生涯を過ごす、または、生涯のほとんどを水中で過ごす鳥もいる。

(A 18) 飛行は非常に多くのエネルギーを必要とする。そのため鳥は、大量の食物を摂取し、それが生活のかなりの時間を占める。鳥は、比較的高い体温 (>38℃) を維持する。動力飛行はまた、気嚢として身体の別の部位にまで拡張された肺や骨重量の軽量化を含む、数多くの解剖学的適応をもたらした。

(A 19) 鳥は、「胎生」種をこれまで進化させなかった唯一の脊椎動物であるという点で他に類のない存在である。すべての鳥は受精後すぐ産卵するが—それは体重を減らすもう1つのやり方でもある—卵は胚が発生するために保護され、かなり均一な温度で維持されなければならない。一度に一羽の鳥が卵を産み抱卵する数は「クラッチ・サイズ」と呼ばれる。ある種(一定数産卵種)は、クラッチ・サイズが一定である(例えばハトは、いつも2個の卵を産む)。別の種(不定数産卵種)は、状況によってクラッチ・サイズが変わる。

(A 20) 卵のサイズは、同じクラッチ内でも幾分差があり、これは同じ種のクラッチ間でも同様で、異なる種間ではその差は非常に大きい。ほとんどの卵は卵形であるが、中には楕円形、準楕円形、洋ナシ形に分類されるものもある。卵は、通常、親鳥が直接接触して抱卵するが、「育児嚢(ブルードパウチ)」と呼ばれる皮膚の比較的羽のないの部分を使う方法と、水鳥、鶺鴒、カツオドリ、その他の場合のように水かきのある足を使う場合がある。例外もあるが、十分に高く一定した抱卵温度を維持する必要性は、胚発生段階に直接関連しているように見受けられる。抱卵期間は、種によって大きく異なる。

(A 21) 孵化したばかりの鳥(雛)は、通常毛が生えておらず、目が見えず、ほとんど無力な場合(晩成雛)もあれば、綿毛で覆われ孵化後間もなくから活発な場合(早成性の雛)もある。しかし、いずれの場合も、若い雛は、体温を維持するために抱かれる必要があり、また食物を与え、通常、捕食者から保護し警告してくれる「親鳥」あるいは育ての親を必要とする。

(A 22) このように雛は自立するまでの一定期間親鳥に依存する。これは、「育雛期間」と呼ばれる。[雛が飛べるようになるまでに要する期間(該当する場合は「巣外育雛期」と呼ばれ、その若い鳥は「巣立ちしたばかりの雛鳥」と呼ばれる。] 早成性の雛は通常かなり早く巣を出て、親鳥の後をついて行くが、自分で餌を見つける場合もあれば、親鳥の後をついて行き、親鳥に餌を教えてもらったり、親鳥から食べさせてもらったりする場合もある。しかし、晩成性の雛は、徐々に親鳥から無視され、自立できるまで一定期間片方または両方の親鳥に抱かれ餌をもらう。成鳥に近い大きさになるまでの時間は通常比較的短いですが、鳥によっては、性的に成熟し、繁殖できるようになる前の数年間は「幼鳥」として過ごす場合がある。種によっては、繁殖のための一生にわたる「つがい」を形成するものもある。

(A 23) 鳥は、ZZ(♂) ZY(♀)という性染色体パターンを持っている。これは、XX(♀) XY(♂)という哺乳類パターンの反対である。

A.3.2 カモとガン

(A 24) カモ、ガンそして白鳥は、ガンカモ目を構成する2つの科のうち大きい科、ガンカモ科に属する（もう一方の科はサケビドリ科である）。ガンカモ科には約164種があるとされるが、そのうち128種はカモであり、35の属に分類される。ガンカモ科は、亜科に分けられる場合がある。すなわち、白鳥（ハクチョウ亜科）、ガン（ガン亜科）、さまざまなタイプのカモーリュウキュウガモ（リュウキュウガモ亜科）、水面採食性カモ（カモ亜科）、潜水採食性カモ（スズガモ亜科）、オタテガモ（オタテガモ亜科）、アイサ（アイサ亜科）である。ハクチョウは世界的な分布がかなり限定されているのに対し、ガンはあまり限定されていない。しかし、カモの全体でいえば、多様なタイプのカモが北極からニュージーランドまでほとんど世界中に見られる。

(A 25) 上記のようにカモ科が細分化されることから分かるように、カモは行動にいくぶん幅があり、主に摂餌の仕方に違いがある。リュウキュウガモ（別名「whistling duck」（日本語訳は同じく「リュウキュウガモ」）は草と種を食べ、しばしば木にとまる。対照的にアイサは、水の外にはめったに出ず、のこぎり刃の下顎を持ち、主に魚を常食としている。オタテガモは、水から出るとほとんど何もできず、さまざまな小さな水生動植物を餌にしている。しかし、カモの大半は、「逆さまになったり」、「水跳ねしたり」して水面から餌を得る（「パドルダック」と呼ばれる）こともあれば、完全に水の中に潜り込んで餌を得ることもある。多くの種は薄明活動性（薄明かりで活発である）であるか、暗くなってから餌を採る。すなわち、日中は休むか日向ぼっこして、夜に活発になることで、エネルギー効率を上げる。採取する餌は、動物だけの場合、植物だけの場合、また両方の場合もある。草食性のカモは、24時間のうち55-65%もの時間を食べることに費やすのに対し、雑食性のカモが餌の摂取に要する時間は35%である（Owen と Black, 1990）。カモの体重は1年を通じても変化し、秋に増加し、冬に減少し、春になると再び増加する（Cramp, 1977）。雌は、繁殖期の間体重を最高25%減らす場合がある。カモは、優に20年以上生きることが知られている。

(A 26) ほとんどのカモは季節によって一雌一雄となり、いくつもの季節にわたって同じパートナーを維持するカモも2,3種存在する。カモは柔らかい羽毛（綿毛）を敷いた巣に卵を産む。巣は通常、地上に作られるが葦原や木のうろや穴にも作られる。カモは不定数産卵種であり、種によっても異なるが、通常は少なくても4個から7個、多い場合は10個から15個である。また、例外的にある季節、一度に30個以上の卵を産む場合もある。雛は早成性で、巣または「岸」で親に抱かれて育つ。あるいは、親と一緒に泳ぎ、小さい時は親の背中の上に登って休んだりする。羽毛の生えそろった雛鳥は、普通次の季節まで親鳥の元にとどまる。ほとんどの水面採餌ガモと潜水採餌ガモは1才で繁殖することができるが、海辺に生息するカモは2才になるまで繁殖しない。

(A 27) 連続的に換羽する種もあるが、大半の種は飛べない換羽期間が数週間あり、通常

その時期は繁殖後すぐ、まだ繁殖地にとどまっているときである。羽毛の状態を維持することに多くの時間と努力が費やされ、羽には、尾の付け根にある尾脂腺から油分が供給されている。

(A 28) 成鳥となったカモは、生涯の大半を同じ地域で過ごすか、春から夏の繁殖地から秋から冬の餌場へ移動する。繁殖地と餌場は一部重なる場合がある。種によってはかなりの距離を渡るものがあり、中にはある大陸から別の大陸まで渡りをする種もある。通常湖や池の近くで暮らすか、カモの中には繁殖の時だけ淡水域に行き、河口や海で越冬する種もある。多くの種は、かなりの期間を水から出て過ごす。

A.4 両生類

A.4.1 一般的緒論

(A 29) 両生類は、完全な水中での生息を放棄した最初の脊椎動物である。両生綱は、伝統的に4つの目から構成されると考えられている：無尾目（尾のない両生類：カエルとヒキガエル）と、それより小さな3つの目、すなわち無足目（アシナシイモリ）、サイレン目（サイレン）、有尾目（イモリとサンショウウオ）である。すべての両生類は、代謝熱を発生させて体温を上げることができないという点で変温動物であるが、さまざまな外部熱源を使用することができる。したがって、両生類の代謝は、多少とも空気、土または水など周囲の温度に直接依存している（Moore, 1964; Stebbins と Cohen, 1995）。大半は、20℃ から 30℃ の温度範囲で最も機能が活発になる。したがって、食物摂取量も幅があり、体温を維持するために食物摂取量を維持する必要もない。低温では、活動は最小限となりうる。したがって、より寒冷な地域では、両生類は基本的に不活動状態で、冬の間数ヶ月冬眠する。同様に、高温でも活動が減少する場合がある。多くの種は夜または朝夕に最も活発になる。

A.4.2 カエルとヒキガエル

(A 30) 無尾目（カエルとヒキガエル）は、数多くの科から構成されるが、動物分類学のすべての面がそうであるように、どれだけたくさんあるかについての見解は、21 からおよそ 30 までとさまざまである（Mattison, 1992）。しかし、分類上の命名法の混乱の主たる原因は、通常、カエル（frog）とヒキガエル（toad）という2つのありふれた英単語をめぐってである。この2語には特定の意味はなく、もともとは、当時既知だった基本タイプ、すなわち皮膚が湿っているか、それとも乾燥したいば状かという点のみを区別するための造語であった。現在、無尾目の科の大半は、通常、さまざまな「タイプ」のカエル（frog）と呼ばれる。すなわち、トノサマカエル、ユウレイカエル、グラスフロッグ、アマガエルなどである。しかし、同じ目の中には、スキアシガエル（spadefoot frog）やフクラガエル（short-headed frog）など

のように、さまざまな「タイプ」のヒキガエル (toad) としての数多くの科も知られている。しかし、「サンバガエル (midwife toad)」はスズガエル (painted frog) 科に属しているのに対して、「ニンニク・カエル (garlic frog)」はスキアシガエル科 (スキアシガエル・ヒキガエル spadefoot toad) 科に属している。種が最も多い科は、中南米のユビナガガエル科、オーストラリアとニュージーランドを除いて世界中で見られるアカガエル科、アフリカ以外の大部分の熱帯と亜熱帯で見られるアマガエル科などである。極地以外のすべての地域で、1つ以上のカエルとヒキガエルの科が存在する。

(A 31) ほとんどの成体のカエルの体長 (鼻先から肛門) は、およそ 2 cm から 10 cm (最大でおよそ 30 cm) である。カエルはほぼ同じ体形をしているが、後脚は、飛んだり、泳いだり、登ったり、穴を掘ったりするため、さまざまに変化している。カエルは、淡水中や汽水中とその周辺に生息し、腐葉土、土、林冠など湿った場所にいる。

(A 32) 重要な生理的特徴は、皮膚の機能であり、特に呼吸と水分平衡の維持に重要な働きをしている。皮膚の外層 (表皮) は頻繁に脱皮し、時には二、三日ごとに脱皮を繰り返す。大半の種では脱皮後すぐに表皮を食べてしまう。成体となったカエルとヒキガエルは、3室からなる心臓と一对の肺を持っている。空気は、口腔底を上げ下げすることによって出し入れする (肋骨がない)。皮膚全体を通じてガス交換も行い、一部の完全な水生種は、その目的のため非常にしわが寄った皮膚を持っている。皮膚は水も吸収する。カエルとヒキガエルは身体のおよそ 80% が水からできているが、水を飲むことはない。水生種は、アンモニアを含んだ大量の尿を排出する。陸上種は、ほとんど尿を排出することがなく、また含まれている尿素は毒性が低いか、わずかな白いペースト状の尿酸しか排出しない場合もある。陸上種の皮膚は、ガス交換を行いやすくするため粘液に覆われていることが多い。また蒸発を減らすワックス状の物質で覆われている場合もある。生理的プロセスは温度依存性であり、いずれの種も、生存に重要な温度の上限と下限がある。通常カエルとヒキガエルは土または他の物の下で冬眠するが、寒冷な地域では池の底の水面下で冬眠する種もある。

(A 33) 種の大半は成体では肉食性であり、広範にわたる小さな無脊椎動物、さらには脊椎動物さえ食べる。多くの種において、餌はねばねばの舌をさっと出して捕らえる。舌は口の先端に付いており、引っ込めると、後方に向く。餌の大きさは重要である。餌は丸ごと飲み込まなければならない。(餌を喉の下で押し込むのに眼球が引っ込められる場合もある。) カエルは通常、繁殖期には餌を食べない。成体は通常かなりはっきりと縄張りを定め、そこで生息しており、そこを日中または夜の特定の時間に徘徊し、特定の休息場所や隠れ場所に戻る。カエルとヒキガエルは、優に 12 年以上生存し、およそ 2 才または 3 才になるまで性的に成熟しない。

(A 34) 「両生類」という語はギリシアの *amphi* (両方とも) と *bios* (生命) に由来し、大半のカエルとヒキガエルは水の中で卵を産む。卵は水生幼生へと発達し、そして地上で生きる

成体へと変態する。雄と雌にはいずれも腎臓に沿って対になった性腺（それぞれ精巣または卵巣）があり、それぞれには精子と卵の発達のために栄養分を供給する脂肪体が付随している。卵は通常直接水の中に産卵され、卵を囲む「ゼリー」が膨らみ始める前に水に直接放出された精子によって直ちに受精する。雄は事前に「抱接」と呼ばれる姿勢で雌を掴んでおく。

(A 35) 受精した卵は胚に発生し、外部の鰓、よく発達した口、尾が形成される。孵化した幼生（オタマジャクシ）は、通常卵黄嚢を吸収し、藻類や細菌を主に餌としている。鰓ぶたが鰓の上に成長し、オタマジャクシは自由に遊泳できるようになる。身体が大きくなるにつれて、後脚が最初に生えてくる。それに続いて前脚が生えてくる。次に口が形を変え、尾は徐々に吸収されていく。その後オタマジャクシは、成長したカエルまたはヒキガエルに変態する。これらのプロセスに何ヶ月もかかる場合があり、寒冷な地域（山地）では、オタマジャクシは変態する前に越冬する場合がある（Smith, 1973; Frazer, 1983）。

(A 36) しかし、この一般的なパターンには大きなバリエーションがある。ほとんどの種は水中で卵を産み、餌を採るオタマジャクシに成長し、それからカエルになる。しかし、種によっては、土の上（あるいはごくわずかな水）に卵を産み、オタマジャクシが餌を採らずにそのままカエルに育つものもある。水中で餌を採らないオタマジャクシとして成長する卵を抱える種もあり、卵と餌を採らないオタマジャクシの両方を抱える種もある。また、摂食しないオタマジャクシだけを抱える種もある。実際、何種類かのカエルとヒキガエルは、全くオタマジャクシの段階を省略した繁殖法を進化させた種もある。そうした種では卵は丈夫な外膜を有し、その外膜の中ですべての段階が完了し、幼体がミニチュア版の成体として孵化する。卵は土の上に産み落とされたり、あるいは雌が背中に背負う場合もある。2,3の種では、卵を輸卵管で保持したまま、ミニチュア版の成体としてカエルの子が生まれてくる場合さえある。2つの種で、幼体は子宮からの分泌物で生き、これもまた小さな成体として出てくるものもある。また別の2種では、奇妙なことに、幼体を胃の中で孵化させ、小さな成体として口から飛び出すまで胃の中で育てる。

A.5 魚

A.5.1 一般的緒論

(A 37) 魚は、非常に不均一な動物の集団である。合理的な一般的説明は、魚は有顎脊椎動物であり、水中での生活に適応し、生涯を通じて鰓を有するということである。このように脊椎動物は、無顎綱（顎がない）と顎口上綱（顎がある）に分けることができる。次に、後者は、魚綱（魚）、四肢動物上綱（両生類、爬虫類、鳥、哺乳類）に分けることができる。顎がある脊椎動物は、およそ 45,000 種から 50,000 種あると考えられている。そして、その半分をかなり超える種が魚である。魚は、次に、軟骨魚類（軟骨魚綱と絶滅した板皮綱）、硬骨魚類

(硬骨魚と絶滅した棘魚類)に分けることができる。現在生き残っている軟骨魚はおそらく1000種足らずである。これに該当するのは板鰓亜綱(サメ, ガンギエイ, エイ), 全頭亜綱(ギンザメ)などである。硬骨魚の圧倒的な大多数(およそ22,000種)は, 真骨「亜」綱(Jobling, 1995)に属している。

(A 38) 魚は, 炭酸水泉から海溝に至るまで, 考えられるほとんどあらゆる水生生息環境に生息している。40°C以上の水温から0°C以下の水温の範囲でさまざまな種が生き延び, 海洋環境で少なくとも13,500種の魚が存在し, そのうち圧倒的な大多数(約8500種)が熱帯および亜熱帯の浅い海で生息している。温暖な地域や極地の沿岸および大陸棚(水深<200 m)の海に生息する種はおよそ2000種しかいないが, その量は非常に多く, 多くは商業利用の対象となっている。外洋の水面近くに見られる魚種は比較的少なく(およそ350), 残りは深い水域に存在する。それ以外の種は, 淡水域または汽水域に生息している。東南アジアと南アメリカの河川水系だけでおよそ8500種から9000種の魚が生息している。

(A 39) およそ100種が, 餌を得たり繁殖するため, 淡水環境と海洋環境の間を行き来している。これらの種の大半は淡水で産卵し, 海洋環境で餌を採る(「溯河魚」と呼ばれる); それ以外(「降河魚」)は, 海洋環境で卵を産むが, 生涯の大半を淡水の生息環境で過ごす。前者のタイプは緯度が高い地域で多く見られる。これは, これらの緯度では海洋域の有機物の生産性が比較的高いことの反映であると思われる。同様に, 緯度が低い所で降河魚種の頻度が高いのは, 亜熱帯の開かれた海洋域では生産性が比較的低いことの反映であると思われる。

(A 40) すべての魚は, 何らかの切れ込みや鰓蓋開口部を経て外部に開かれた鰓があり, またひれの形をした対になった「肢」がある。また, 通常, 鱗で覆われた皮膚と2室の心臓がある。魚は, 稚魚, 成魚いずれも, 草食性, 肉食性, 雑食性, 有機堆積物のみを食べるものがあり, それに伴って, 栄養物の摂取, 消化, 吸収に関して幅広い形態的, 生理的適応が見られる。

(A 41) 稚魚は, 皮膚からの拡散によって主に呼吸し, 成魚になれば皮膚からの直接の酸素の取り入れもあるが, 呼吸は鰓を通して行われるようになり, 鰓が総体表面積の最高75%をも占める場合がある。鰓を使って大気中と水中の両方で呼吸できる種が, わずかながら存在する。また, 「空気を吸入する」臓器として, 体の他の部分, 特に消化管と浮き袋(浮力を得るために使用される)を発達させた種も2,3存在する。

(A 42) 海洋軟骨魚は血漿と体液を持っており, 血漿は海水とほとんど等浸透圧で, 体液がわずかに高浸透圧である。その結果, わずかに水が入ってくる。無機イオン(主にナトリウムと塩化物)は鰓を通じて魚に入ってくる傾向があるが, これらは直腸腺を通して排出される。対照的に, 海洋硬骨魚類では, 皮膚を通じて水がいくらか失われる傾向があるが, このプロセスは鱗と粘液の分泌によって最小に抑えられる。また鰓からも相当量の水が失われる。したがって, 海洋硬骨魚類は, 1日につき体重の5-10%から40%の水を飲む。海洋硬骨魚類

は、体液のイオン濃度を調節することもできる。淡水魚は、鰓全体に受動的な吸収によって水を得る傾向がある一方、イオンが失われがちになるという別の一連の問題に直面する。そのため淡水魚は、おびただしい量の薄い尿を排出し、鰓と腸全体で活発にイオンを吸収する。

A.5.2 サケとマス

(A 43) サケ科には、サケとマスが属する；その他のタイプ、例えばイワナ、カワヒメマス、キュウリウオ、ニギスもサケ科としていくつかの分類では含まれていたが、これらの魚は現在では、固有の科と見なすのが一般的である (Wheeler, 1978)。サケ科の魚はすべて、背びれの後に小さな脂びれと呼ばれる「余分な」ひれを持つのが特徴である。サケ科の魚は、頭を除き、全身が鱗で包まれている。浮き袋は、開いた管によって食道に接続している。

(A 44) サケ科は、海域にも淡水域にも生息しており、遡河性のももある。淡水形は基本的に北半球の魚であるが、いくつかの種は今では世界中の淡水域に外来種として持ち込まれている。サケ科は、商業的に非常に貴重な魚に数えられる種を含んでおり、「スポーツ」魚として非常に重んじられているものもある。サケ科の魚は、実験動物としても多用されており、川や湖におけるサケ科の魚の生存が優れた水質を示すと見なされることが多い。

(A 45) サケは淡水で卵を生み、一生の最初の数年は淡水で過ごし、そして、海で生きるため移動し、一生の一度あるいはそれ以上何回も、卵を生むために淡水の同じ区域に戻ってくる魚であると一般に特徴づけられている。他方、マスは、淡水で生涯を過ごす魚として特徴付けられるが、成魚では餌を得るため海や河口に入ることもある。しかし例外もある。サケも種によっては、海に出ていかない種もある。なぜなら、カナダや米国東部地域のように、陸地に囲まれた湖に生息しているためである。しかし、海とつながっているにも関わらず淡水域に生息している非回遊性の種もある。他方、マスの種の多くは陸地に囲まれた淡水湖に生息しているが、そうした淡水湖には河口や海に自由に行けるものもあり、わずかながら、成魚となってから餌を得るため河口域にまで回遊する種もある。

(A 46) 予想できることであるが、マス種のライフサイクルは、一般に多くのサケのライフサイクルより解明が進んでいる。サケの海洋生息期は、まだ比較的知られていない。サケとマス種は、同じ属に帰属するが、素人には識別が難しいことも多い。サケとマスのライフサイクルのさまざまな時期が命名をかなり複雑にしている (Frost と Brown, 1967)。サケとマスの卵はいずれも、水よりも比重が重く、きれいな砂地もしくはより一般的には砂利内の「ふ化場」と呼ばれる浅い場所の堆積物の中に産卵される。卵は孵化して稚魚になるが、卵黄嚢がまだ下に付着している。

(A 47) サケの場合、まだ砂または砂利内で暮らしている稚魚は卵黄嚢が完全に吸収されるまでは「alevins」(米国では sac fry 孵化稚魚) と呼ばれる。サケは「稚魚」または「幼魚」として、自由に遊泳するようになる。体が大きくなり、色模様に変化するのに応じて、幼魚の

サケは「パー」と呼ばれるようになる。しかし、この発達段階のサケの名称は、それ以外にもかなり多くの地方名や方言が存在する。海に出ていく前、「パー」の鱗はグアニンの沈着により銀化し、パーはその後「スマルト」と呼ばれるようになる。(この移行期間は、緯度が高くなるにつれて長くなるように見受けられる。) 成魚となったサケは産卵するために川に戻ってくるが、餌は食べない。中には比較的若いサケもいて、それらは「グリルス」ともよく呼ばれる。産卵した後、放卵し終えたサケは、身体状態は悪く、「ケルト」と呼ばれる。その後大多数は死ぬが、雌のサケが生き残って大西洋沿岸(ただし太平洋沿岸でなく)では海に戻り、健康を回復し、再び、あるいは何度も戻ってくる種もある。

(A 48) マスに対する呼称は、サケに比べて通常幾分簡単である。生まれて1年目は「稚魚 (fingerling)」と呼ばれ、2年目には「1歳魚 (yearling)」, その後は単に2歳魚, 3歳魚等々, と生涯を通じて呼ばれる。

(A 49) 種や、生息している場所の緯度によるが、若いサケは2年目や3年目で海に出て行くこともあるし、7歳や8歳になるまで出て行かないものもある。同様に、種によって差はあるが、成魚となったサケは、1年あるいは2年から長ければ7年あるいは8年のいずれかの年月を海で過ごし、川や小川の上流水域に戻って産卵する。湖に生息しているマスも、産卵するために、生まれた川や小川に戻る。また種によっては、何年か続けて産卵するものもある。サケの寿命は一般に10年未満であるが、マスには13年以上生存することが知られている種もある。サケとマスは、肉食性で水中に生息している。成長速度やその他の生理学的側面は非常に温度依存性が高いが、水のミネラル含有量(「硬度」)などの他の要素も関係する。したがって、個々の魚の体重にはかなり差があり、それぞれの種について、「典型的な」成魚のほとんど2倍の重量のある魚が存在するという記録が存在している。体重は、性腺の状態に関連して大きく変動し、性腺は雌で少なくとも体重の20%を占めることもあり、腹部体積のかなりの部分を占めている。サケ・マス種は基本的に似た大きさであるが、通常、マスのほうがサケより小さいと考えられている。サケ・マスは、集約的な飼育や養殖、遺伝的に変更されている。

A.5.3 扁平魚

(A 50) 泳ぐことはエネルギー集中的な活動であり、ある程度中立浮力を維持することが必要となる。したがって、大半の魚は、活発に泳ぐのに費やす時間をかなり節約しており、多くの海洋種は海底で基本的に受動的に生息するようになった。平たい体形を持ち、主に底生性の生活を送る軟骨魚(ガンギエイ, エイ, さらにある種の形のサメ)と硬骨魚類がその例である。

(A 51) 硬骨魚類の扁平魚はすべて、成魚では、ほとんど左側または右側を下にして生息している。稚魚は「普通の」魚の形をしているが、発達の段階で、幼魚になる前に一方の目が頭の向こう側へ移り、海に沈んで海底で生息するようになる。目のある側はかなり色素を含む

ようになり、下側は通常無色である。このように硬骨魚類扁平魚は通常、頭のどちら側から目に移るかによって「左目」か「右目」かに分類される (Wheeler, 1978)。したがって、成魚になった時点で左側に両眼がある「左目」扁平魚には、スコプタルムス科 (例えばターボット、ブリル、メグリム—これらはみな大西洋に限られている) とダルマガレイ科 (scaldfish (*Arnoglossus* 属の扁平魚) —広く、すべての海盆の熱帯水域、温帯水域に分布している) が含まれる。商業的に捕獲されている大半の硬骨類魚扁平魚はしかしながら「右目」扁平魚である。特に重要なのはカレイ科の種類であり、その中のいく種類は大西洋、太平洋、インド洋の冷温帯の水に広く分布している。大半は浅瀬の底生魚であるが、グリーンランドオオヒラメのような一部の種は、ある期間中層にて活発に餌を漁る。多くの種は、河口と汽水域にも侵入する。典型的なカレイ科は、プレイス、ヒラメ、カレイ、オヒョウである。もう1つの「右目」の科は、*Solidae* (例えばシタガレイや小型のシタガレイ *solenet*) である。しかし、「右目」カレイと「左目」カレイの境界が絶対的な、厳格なルールではない点に注意するべきである。したがって、「右目」カレイ科ヒラメの場合、個体群の最大3分の1が成魚になると左側に目を持つようになる (Muus と Dahlstrom, 1964)。

(A 52) カレイは、肉食性で、通常夜に餌を採る。ほとんどは、餌場と産卵場所の間で何らかの移動パターンを呈する。移動する時は、かなりの時間を middle layer で費やすようだ。カレイは数多くの卵を産み、卵は水中で漂っている。幼生も同じく自由遊泳し、その後、成魚に変態し、海底に住みつく。多くの種は人間の食用とみなされ、したがって商業漁獲の対象となる。温暖な海域でのカレイの年齢はかなり簡単に決定することができ、そのためいくつかの種がかなりの年齢、50年以上に達する場合があることが知られている。しかし、商業漁獲される種の寿命は、そのような漁業の範囲と性質によって決定される。

A.6 昆 虫

A.6.1 一般的緒論

(A 53) 昆虫は、節足動物門に属する。節足動物門は巨大な門であり、成虫は骨格板という硬い殻 (クチクラ) に覆われ、骨格板の間を柔らかな関節がつないでおり、それによって動くことができる。昆虫綱の特徴は、ほとんどが、ライフサイクルの何らかの段階で6本足であるという点にある。成虫の体は、頭部、胸部、腹部に分けられる。頭部は、対になった触覚があり、胸部は通常3対の足と羽がある。実際、羽のあるすべての無脊椎動物は昆虫であるが、すべての昆虫に羽があるわけではない。昆虫の種は少なくとも100万種あり (既知の全動物のおよそ80%)、その個体数は莫大な数に上る。昆虫はすべての環境に見られるが、海洋に生息するのはわずかである。

(A 54) 昆虫生理学の主要な特徴は、体のすべての部分を貫通し、気門を通して外部に通

じている気管系（気管とそれより小さな毛細気管）によって、呼吸が行われる点である。10対のこれらの開口部は、通常胸部と腹部に沿って存在している。これがそれ自体で、昆虫の体の大きさ、特に幅を制限する要因となっており、通常は直径1 cm以上にはならず、体のいかなる場所も表面からおよそ5 mm以上離れていることはめったにない。しかし、体長は、（ナナフシの場合のように）最大30 cmもあるものがある。活発な昆虫は、気管に空気を搾り入れたり、抜き出したりするさまざまな「ポンピング機構」を備えている。

(A 55) 成虫はすべて「空気で呼吸する」が、多くの水生幼虫は水からの単純な拡散によって酸素を得る。多くの水生昆虫の成虫は、水中で気泡を抱えるが、いずれは気泡を補充しなければならない。周囲の水から気泡の中へある程度酸素の拡散が起こる。2,3の例では「プラストロン呼吸」として知られており、つまり成虫は非常に薄い層の空気で持続的に覆われており、そのため水からの酸素が自然に昆虫の中へと絶えず拡散する。これは、酸素がよく含まれている水の場合でしか効果的でない。

(A 56) 昆虫の血液系は、すべての節足動物の場合と同様、ほとんど血管がない；血液は主に大きな体腔にあり、体の臓器を浸している。単純な心臓と背部の血管（大動脈）が一般的な全身運動とともに血液循環を行う。血液それ自身は、昆虫の体重の最高75%を占める場合があり、血漿と細胞から構成され、細胞の主要な機能は、体から細菌と細胞残屑を取り除くことにある。血液はほとんどまたは全く酸素を運ばず、二酸化炭素を運ぶ。

(A 57) 昆虫の消化器系は比較的単純であり、老廃物は一組のマルピーギ管を通して除去される。主な排泄物は尿酸である。

(A 58) 成虫は、キチン質でできた堅い外骨格を有する。これは体を支えるだけでなく、水分の喪失防止にも大いに役立つ。しかし、それによって成長も抑制される。したがって、成長は、外骨格を脱皮することによって段階的に行わなければならない；これが「ecdysis（脱皮）」または「moulting（脱皮）」と呼ばれているプロセスである。大半の昆虫は、生涯を通じて4回から10回脱皮する（幼若期と成虫期）が、中には最大50回脱皮する種もある（Chinery, 1973）。脱皮から次の脱皮までの間の段階は、「齢（instar）」と呼ばれる。脱皮前に、外骨格の内面は再吸収され、新しい、より柔らかい層が分泌される。筋肉の作用や、空気、または水を飲み込むことによって、体が拡張し、古い外骨格が裂け、捨てられる。次いで成虫は、新しい外骨格が堅くなるまで膨らみ、そして新たな内部の成長が生じ、「バラスト」空気または水が除かれる。

(A 59) 昆虫は、羽がないもの（そして、祖先にも一度も羽がなかったと思われるもの）である無翅亜綱と、羽がある（または祖先に羽があった）有翅亜綱に細分される。有翅亜綱はさらに、翼が体の外側で徐々に発達する昆虫（外翅類）と内部から発生する昆虫（内翅類）に分けられる。前者（例えばバッタ）では、ライフサイクルは卵、幼虫、成虫であり、幼虫は基本的に形態と外観の点で成虫に似ている。しかし、内翅類（例えば蝶）では、ライフサイクル

は卵、幼虫（例えば毛虫）、蛹（pupa）（またはサナギ）、成虫であり、幼虫と成虫の食餌源は大きく異なる。

A.6.2 ハチとスズメバチ

(A 60) 内翅類の膜翅目（膜状の翅）には、優に 100,000 種を超える種があり、ハチ、スズメバチ、アリ、ヒメバチその他のいくつかのグループが含まれる。非常に多くが他の昆虫の寄生虫であり、シロアリは別として、真の意味での社会的行動を示す種が存在する唯一の目である。

(A 61) 雌の膜翅類は通常よく発達した産卵管を持っており、その産卵管は卵を産みつけるために植物性組織または動物性組織に穴をあけるために使用されたり、あるいは針の形に変形されたりしている。卵は通常、白くて、細長く、一個ずつ産卵される。種によっては雄が極めてまれな場合があり、受精しなかった卵から生まれることが多い；この現象は、「単為生殖」と呼ばれる。種によっては有性生殖世代と単為生殖世代が選択的に存在する。

(A 62) ハチとスズメバチには多くの細かな身体構造や形態学的違いがあるが、両者の放射線生態学に関連のある違いの 1 つは、スズメバチが幼虫に動物性物質を食べさせるのに対し、ハチが幼虫に花蜜（蜂蜜）と花粉を食べさせる点である。そのためスズメバチには、特別な「花粉収集」臓器はなく、ハチと比較して、舌が短い。ハチとスズメバチいずれにも単独種と社会性の種が存在する。

(A 63) ハチは伝統的に最大 11 科に分類されてきたが、2 つの科もしくはわずか 1 つの科に分類されるかも知れない。世界中に少なくとも 25,000 種が存在し、北米と南米にそれぞれ、およそ 4000 種と 7000 種が存在し、オーストラリアには 3000 種、欧州、アフリカ、アジアに残りが生息している。実際、ハチは、地面に植物がある世界のほとんど至るところに生息している（O'Toole と Raw, 1991）。

(A 64) 科間の違いは、多くの特長と関連しており、この特長には食物を得るために用いる方法やそれを外部付属臓器を介して運ぶ方法が含まれる。単独で生息するライフスタイルを送る種だけから構成される科もあれば、地理的分布がかなり限定されている科もある。特に詳しく研究されている科はミツバチ科（Apidae）である。ミツバチ科は非常に社会性を持つ種から構成されている。この科に属するのは、マルハナバチと「ミツバチ（ハニービー）」である。これらの種はアフリカ、中東、欧州で自然に生息しているが、蜂蜜を得るため、世界のほとんどの地域で導入されてもいる（Butler, 1959; Free と Butler, 1959）。これには、「ハリナシミツバチ」も含まれる。ハリナシミツバチは、中南米、ほとんどの熱帯地方で生息している。

(A 65) ほとんどのハチの種は単独性で、雌は交尾した後、巣を作るために単独で働く。アナバチやヒメハナバチのように、自分の分泌物を巣に張り付ける種もあれば、ツツハナバチ、ハキリバチ、クマバチの場合のように、それ以外の材料を巣に張り付ける種もある。通常

作られる巣の個室はわずか6室から12室で、それぞれの巣の個室には、卵の他に、幼虫の成長に必要な花粉と花蜜が貯えられる。雌の寿命は、2, 3週間しかない。多くの種は密集して生活するが、互いに協力することはない；数匹の雌が1つの巣を共有する場合もあるが、この場合もやはり協力し合うことはない。

(A 66) しかし、複雑さには幅があるものの、多くの種が社会性のある環境の中で生きている。その社会環境は、準社会性、半社会性、亜社会性、真社会性、社会性、高度社会性に分類される。；これらの分類の主要な違いは卵を産む雌の数と子どもが果たす役割である(O'Toole と Raw, 1991)。準社会性および半社会性のハチは、卵を産む雌のハチが何匹か存在する。亜社会性のハチは、卵を産む雌バチは1匹だけであり、その雌バチと直接の子どもから構成される。それに対し、真社会性のハチの場合、卵を産む雌バチは1匹だけであるが、働きバチの役割をする成虫の雌が二世以上にわたって存在する。コハナバチやマルハナバチがこれに該当する。これと対照的に、社会性のハチは、最も極端な場合、基本的に、単一家族単位の巨大な集まりであるコロニーで生活する。それぞれのコロニーは、女王バチと呼ばれる卵を産む雌と、多くの不妊の娘バチである働きバチから構成される。働きバチは緊密に協力しあって、餌の収集、巣の建設、幼虫の世話をを行う。雄バチ(drones)はまれにしか育てられず、必要な場合だけに限定される。社会性のハチは通常乾燥した洞穴あるいは空洞の木に巣を作るが、社会性のハチの生態がある程度詳細に研究されているのは、養蜂箱での「家畜化」を通じてである。

(A 67) 社会性のハチの巣の主要な特徴は、六角形の巣房で覆われた薄い蜜蝋のシートからなるハニカム(ハチの巣)である。巣作りにはそれ以外にも特にプロポリスあるいは**batumen**が使用される。これらは、蜜蝋と、粘着性の芽や植物の傷から集めた樹脂からできている。巣は通常2つの部分から構成されている。1つは女王バチと幼虫を育てる巣房(育房)から構成され、もう1つはそれを取り巻く房で、蜂蜜と花粉を別々に保存するのに使用される大きめの房群から構成される。女王バチだけが卵を産み、女王バチは他にはほとんど何もしない。卵は、働きバチが作る開いた巣房に置かれる。卵は大半が受精し(2*n*)、与えられる食物によって、女王蜂が働きバチに成長する。しかし、雄は、受精していない卵(*n*)から派生し、別の大きさの巣房に置かれる。そして、その巣房は働きバチ自身の裁量によって作られるようである。幼虫はすべて、働きバチが餌を与える。

(A 68) 働きバチ(コロニー当たりある時点で最大80,000匹)には、年齢に応じた仕事がある。成虫としての短い命(およそ40日)の前半は、「ナース」または「家」バチとして働き、後半は、まず「警備」バチとして、最後に「野外」バチ、または「蜜を集める」ハチとして働く。(働きバチの寿命は夏にはおよそ5週間から6週間しかないが、秋に孵化した働きバチは最大6ヶ月生きることができる。)卵は2,3日以内に孵化して、脚のない幼虫が生まれる。幼虫はすぐに成長し、通常4回から5回脱皮する。幼虫は繭を紡ぎ、摂食しない前蛹期に入

り、種によってはこの不活発な時期に越冬するものもある。この蛹期に、ほとんどの幼虫の組織と臓器は壊され、成虫の構造へと組み換えられる。外皮が堅くなった時点で成虫が出てくる。次いで、血液を羽に送り込むことによって羽を広げる。特定の条件下で、女王バチと雄バチは巣を出る。雄バチは一度しか交尾せず、精嚢は雌によって取り出され、雌が保持する。種によって、女王バチが交尾する回数は1回、2回の場合もあれば、10回以上に及ぶ場合もある。精子は貯精嚢に保管される前に完全に混ぜられ、それを使って雌の仔を生む。上首尾の女王バチは通常数年間コロニーで生活し、やがて、彼女自身のコロニー出身の女王バチが跡を継ぐ。

(A 69) ハチの巣の中の温度と湿度は、非常によく管理されている。ミツバチの幼虫は、温度が32℃以下、あるいは36℃以上になると死にやすくなる。温度は通常±1℃に維持され、働きバチは羽の筋肉を「震わせる」ことによって熱を発生させたり、羽を「煽いで」空気を引き込むことによって冷却したりする。必要に応じて、水滴を使って育房内の温度を下げる。

(A 70) ハチの放射生態学に関連するもう1つの重要な側面は、かなり複雑な食餌にある。働きバチは、花粉と花蜜を集める。花粉は、花の雄性生殖器官（葯）で生産される微細な粉状の物質である。花蜜は、糖、すなわち蔗糖、果糖、ブドウ糖の溶液である。花蜜は、通常花卉内側の基部に位置している特別な腺（ネクタリン）から分泌される。ある種のハチは、花から油を集める。その油は「エライオフォア」と呼ばれる薄壁構造を持つ腺で生産される。これは、時々、花卉が変形した特別な突起物（距）で見い出される。また、限られた種の花にしか行かない非常に特化したハチもあれば、幅広く訪れるハチもある。花粉は巣に持ち帰られ、巣房に保管される。花蜜を持ち帰る採餌バチは、花蜜を吐出すと、「家」バチが花蜜を胃に吸い込む。口器を繰り返し開閉することによって、水が蒸発し、花蜜は濃くなり蜂蜜が作り出される。およそ20-30分後、この蜂蜜も巣房に預けられる。花粉と蜂蜜が詰ったこれらの巣房は、冬の食料倉庫の役割を果たす。いくぶん薄い蜂蜜は働きバチの餌としてとって置かれる。これは、エネルギーとして使用されるだけでなく、腹部にある腺を通じて（巣房を作るための）蜜蝋として分泌するためにも使用される。若い働きバチは頭の腺から、幼虫に与える特別な食物（ローヤルゼリー）も分泌する。

A.7 甲殻類

A.7.1 一般的緒論

(A 71) 甲殻類は大きな節足動物門の一員であり、陸生種もいるが主に水生種である。甲殻綱は多種多様な形態を持ち、いずれの形態でも体の基本構造は同じであり、最初の2,3の節（体節）に付属臓器が集まっている。甲殻綱は主に、脚の特殊化に関連した特徴、体の形状全

体が変化してきた程度、体の前部を保護する基本的に1重の硬い皮膚である「甲羅」または「殻」と呼ばれる構造を持っているかどうか、に基づいて、様々な亜綱と目に分類されている。甲殻綱のほとんどは移動性であるが、例外もあり、有名なものがフジツボ (Cirripedia) である。

(A72) 昆虫同様、甲殻類もクチクラによって覆われている。これは通常、動物の大きさの割には頑丈で、石灰化によって強化されていることが多い。小さい形のものでは、呼吸は体全体の表面を通じたガス交換によって行われる。しかし、頑丈なクチクラを持つ甲殻類や大型の甲殻類では、特別な器官が体表面のガス交換の働きを補ったり、完全にとって変わったりしている。このような器官では、クチクラはその上を薄く覆っているだけである。そのような部分で最も重要なものは甲羅の裏打ち (そのような構造が存在する場合) と脚の付け根に付いている「副肢」と呼ばれるある種の板状の組織である。これらは一般に「鰓」と呼ばれ、一部のグループでは、表面積を増やすため幅広く分岐したり折り重なったりしている。甲殻類には、酸素を運ぶ色素を含め、よく発達した脈管系がある。したがって、昆虫とは異なり、この特定の節足動物では、呼吸の方法が制約となって大きさが制限されるということがない。

(A73) 甲殻類では、雌雄同体のものは2,3種類のみで、ほとんどはそうではない。受精した卵は、期間はそれぞれ異なるが、通常雌が保持し、一般的に、幼生は、成体の形に変態するまでは、自由遊泳性である。成長は、脱皮プロセスによって達成される。

A.7.2 カニとロブスター

(A74) 甲殻綱は少なくとも推定26,000種存在しており、そのうち18,000種は軟甲亜綱に属している。軟甲亜綱内で飛び抜けて最大の数の約8,500種は十脚目に属している。これには約4500種のカニに加えロブスターやエビといったおなじみのものが属する (Warner, 1977)。十脚目は甲羅を持ち、その甲羅は頭と胸部を覆うが、体節となった腹部にはない。十脚目と呼ばれる所以は、胸部の脚の最後の5対が何らかの形での移動 (歩行または遊泳) に適応しているが、最初の脚の対は多くの場合、その先端にはさみ (英語で chelae または pincers : 日本語では共にはさみ) があり、移動にはほとんど役立たないと思われるからである。

(A75) カニは、ずんぐりして、コンパクトで、幅広の典型的体形を特徴としており、腹部は小さく下に仕舞い込まれている。その結果、かなりの強度と可動性を獲得している。カニは通常見た目の長さより幅の方が大きく、最初の「歩行」付属臓器が1対の大きな爪 (またははさみ脚) に変形し、残り4対が「脚」となっている。カニには、鰓室があり、そこにある「鰓」のいたるところに、特別に変形した付属器官によって能動的に水が送り込まれる。よく発達した血液系が体全体に酸素を運ぶ。これを支えるのは単純な心臓である。血液には銅を含有したタンパク質が含まれている。これはヘモシアニンと呼ばれ、酸素が含まれている時は青く、無酸素状態になると無色になる。血液は大量のグリコーゲンも運び、空気にさらされると、凝血する。カニには、よく発達した消化器系とその他に「肝臓」と呼ばれる大きな腺が

あり、それが「体」内で最も大きなスペースを占めている。肝臓は消化臓器と食品貯蔵庫の両方の役割を果たし、したがって多くの元素が蓄積される部位である。「鰓」にある特別な細胞によってなされるナトリウムと塩化物以外のイオン調節は、一对の「緑腺」によって行われ、特にマグネシウムと硫酸塩の排出に関与する。主な窒素排泄物であるアンモニアは、「鰓」全体からの拡散によって逃がしている。

(A 76) カニの種はそれぞれ、幅広いライフスタイルを発達させてきた。これには、木に登る、泳ぐ、歩く、走る、堆積物中に潜る等の能力が含まれる。カニは基本的に、日和見的な雑食性であるが、捕食性の肉食動物であることも多い。特殊な採餌が見られる場所では、餌自体の特徴よりも、餌を得る方法の点で特殊化が見られる。それでも、さまざまな種のカニが、汽水域、淡水域、陸地で生息するように進化した。これは特に温度変化が小さい熱帯地方で見られる。カニはまた、マングローブの生える沼地や砂状の低木地のような、陸生動物からの競争が最小限である海近くの環境で最も繁栄している。そのような種は、このような環境で生き残るため、体内の体液とガスを直接交換できるよう鰓室を覆う甲羅を薄くするなど、数多くの身体構造および生理的適応を発達させてきた。

(A 77) 熱帯水域では、カニは1年を通して繁殖する。しかし、温帯水域では、繁殖は特定の季節に行われる。交尾は雌が脱皮した直後に行われることが多く、精子は雌の腹部の貯精囊 (spermatheca) に移動し保管され、そこでは詰め込まれた精子は何ヶ月にもわたって保持される。雌が卵を押し出すと、卵は、詰め込まれた精子と接触することによって受精し、小さな腹肢の毛に付着することによって雌の腹部の下で保持される。雌は種によって期間は異なるが、それから数日、数週間、あるいは数ヶ月にわたって卵を抱える。卵は小さくて数は非常に多く最大、数100万個にまで達する。卵から孵化した幼生は、放出されなければならない、一般にプランクトンの一部となる。幼生は最初、外観上はエビのようで、自由遊泳性で、脱皮することによって成長し、徐々に成体へと変化する。初期の幼生形態は「ゾエア」と呼ばれる。ゾエアは、もっと成体に似てくると、「メガロパ」と呼ばれ、これらは最終的に沈下し、成体になる。

(A 78) 放射生態学的な視点からは、ライフサイクルの異なる段階は別として、カニの生態で最も重要な特徴は、カニの成長方法すなわち脱皮である。カニは常に、脱皮サイクルのいずれかの段階にある。新たにあるいは最近脱皮した段階から脱皮間の段階、脱皮前の段階、そして比較的短い脱皮活動段階 (ecdysis) である。脱皮前の段階では、殻のほとんどの有機内容物と無機内容物の一部が再吸収され、無機物内容物は肝臓に保管される。脱皮の間カニは腸から水を吸収し、膨張し、古い甲羅と殻の残りを捨てる。脱皮後の段階では、肝臓に蓄えられていた有機物と無機物が新しい甲羅と殻の残りの部分に移され、脱皮間の段階における肝臓の有機物と無機物は最小となる。したがって、諸元素の内部分布と濃度は、この連続サイクルを通じてかなり変動する。

(A 79) 初期には、カニは脱皮を繰り返すごとに体積が2倍になるが、その変化率と脱皮率は年齢と共に低下し、特に性成熟期を過ぎると低下が見られる。カニは、また、失われた脚を脱皮プロセスで再生することができる。しかし、通常、失われた脚が本来の大きさにまで再生するには2回脱皮する必要がある。カニは生涯を通じて脱皮を繰り返す。種によっては1年または2年後にはほぼ成体の大きさに達するが、20年以上にわたり成長し続ける種もある (Warner, 1977)。

(A 80) 「本当の」カニ（腹部が短い）は、十脚目の下目、カニ下目に分類されることが多い。さらにカニは、そこから多様な数多くの科と上科に分類される。これらの分類方法には異論もかなり唱えられている。しかし、イチョウガニ科、尖頭区、方頭区に属するカニは形態が非常に似ている。

A.8 環形動物

A.8.1 一般的緒論

(A 81) 環形動物門は体節のある蠕虫から成り、その蠕虫は、内臓、体液で満たされた腔、体腔を持ち、これらは内部の胚組織層が分れてできてきている。この体腔のまわりには、縦走筋の内層によって囲まれる環状筋の外層配置からなる筋肉壁が存在する。このように体腔が静水学的な骨格として働き、そのため、互い違いの筋肉層を弛緩、収縮することによって、環形動物は体を短くすることも延ばすこともでき、また、体をさまざまな形に巻くことができる。環形動物は通常、外部層、角質、キチン質でできた剛毛を持ち、剛毛は体節単位で配置され、外表面の穴の中に埋め込まれて隠されている (Dales, 1963)。

(A 82) 環形動物の環節パターンは、おそらく環形動物の最も明らかな外的特徴であろう。内部的には、体の全長に及ぶ消化管系が環節を縦断している；消化管系は、脈管系と神経系とともに、全体として、各環節をつないで機能的に一体となっている。環節はそれぞれ、対となった管を通して外表面につながっている；この管は体腔管と腎管、あるいはそれらの組合せに由来する構造である。

(A 83) 環形動物は、通常少なくとも5つの綱に分けられる。そのうち2つは、比較的マイナーである：1つは地表の泥やそれに類似した生息環境に見られる非常に小さな蠕虫から構成されるムカシゴカイ綱であり；もう1つは、ウミシダやクモヒトデなどある種の生物に寄生する吸口虫綱である。主な綱は、多毛綱、ヒル綱、貧毛綱である。多毛綱は主に海洋虫である（およそ5300種が報告されている）が、河口水域や淡水域に生息する種も数種ある。ヒル綱（ヒル）は主として淡水の動物群であるが、海洋魚に依存して生きるものや。また、熱帯地方の土中や葉の上で見られるものもある（およそ300種が報告されている）。しかし、群を抜いてよく知られている綱は貧毛綱に属する生物である。至る所に存在するミミズを始めとして、

陸上、淡水、河口環境でおよそ 3000 種が報告されている (Dales, 1963)。

A.8.2 ミミズ

(A 84) ミミズは貧毛綱である。貧毛綱は外観の多様性が最も少ない。ミミズは世界中至る所で見られるが、砂漠、常に雪と氷の下にある地域、土と植物が全く欠如している地域では幾分まれである。科レベルでの分類は流動的である (Edwards と Bohlen, 1996) が、幸いにも、支配的な科 (または上科) は非常に広い範囲に分布している。最も重要なのはツリミミズ科である。ツリミミズ科は欧州、西アジア、北米の自然環境に見られる。これは、ヨーロッパ人によってツリミミズ科の分布が広がったことも 1つの要因である。もう 1つはフトミミズ科であり、主に南西アジア、オーストラリアと太平洋の島で見られる。

(A 85) ミミズは、雌雄同体であるが、一般的に自家受精性でなく、ほとんどの種は他家受精によって繁殖する。ミミズはおおむね常時繁殖である。精子が交換されると、それぞれの個体は、自らの卵とパートナーの精子が入ったカプセル、すなわち、「コクーン」を作る。受精は、カプセル内で行われる。1年間に生産されるカプセルの数は土壤温度に密接に関連していると思われ、種にもよるが 10 未満から 100 以上にもなる。中には 1000 個以上生産する種もある。温度は、カプセルから孵化する時間にも影響を及ぼすのではないかと思われ、同じ種であっても 3 倍以上の幅がある (Edwards と Bohlen, 1996)。孵化時間は、数週間から数ヶ月に及ぶ場合もある。ツリミミズ科のさまざまな種では、それぞれのカプセルは通常直径数ミリメートルで、1匹から 20 匹程度のミミズが入っている。ミミズは生涯を通じて成長を続け、寿命は、これもやはり種によって差はあるが潜在的には何年にも及ぶ。しかし、捕食されるため、通常ははるかに短い。

(A 86) ミミズは、多様な有機物を食べ物として利用でき、その食べ物には植物材料、腐敗している動物有機物が、必要な場合は土そのものさえも含まれる。状態が特に不利な場合、多くの種は土の中深くまで潜り込む；中には、能動的に外因性休眠 (facultative diapause) と呼ばれる期間に入る種もあり、消化管の中を空にし、粘液で覆われた房の中で丸まって堅いボールのようになるものもある。

(A 87) ミミズの染色体数には、異なる種間でも同じ種内でもかなりの幅があるようで、いくつかの種では異なる染色体数を持つ「他形体」に分類されるため、状況は複雑である。

A.9 樹 木

A.9.1 一般的緒論

(A 88) 樹木の一般的説明は、一本の幹によりある一定の形状と高さ (一般的には数メートル) に達する木質の多年性植物というものである (Mitchell, 1974)。樹木は、裸子植物と被

子植物という2つの大きな「顕花」植物綱に属する目と科にまたがって存在している。両方の綱は、多くの点で共通している。裸子植物は5つの目から構成されるが、その中で「樹木」を含むのは、イチョウ目、球果植物目、イチイ目の3つだけである。後者（被子植物）は、現在地球上の支配的な植物グループで、単子葉植物と双子葉植物という2つの主要な目に分類される。

(A 89) 樹木のような木質植物の重要な特徴は、生長の仕方にある。他の顕花植物では、分裂細胞の領域、すなわち分裂組織は、茎にある芽と根の先端に限定されている。この部分はしたがって「頂端」分裂組織と命名されている。しかし、樹木（単子葉植物を除く）では、これらの分裂組織細胞を覆う「形成層」と呼ばれる完全な被覆層があり、若枝、枝、幹、根を包んでいる。季節ごとに、幹の中の形成層細胞が分裂し、その外表面と内表面に細胞層を形成する。内側では、形成層細胞は「木部」細胞、主に木質部になり、外側では、主に篩部（篩管細胞）になり、これは「韌皮」とも呼ばれる。韌皮の外側の小さな「樹皮」形成層は毎年外側に樹皮細胞層を生長させる。これにより木の直径が増す。

(A 90) 単子葉植物の生長は幾分異なる。単子葉植物は、形成層によって完全に覆われることはなく、幹は、最初に生長した時と同じ太さのままである。しかし、ヤシのような他の単子葉植物目では、頂端分裂組織が、特に葉の根元で生長するにつれ小さな組織からなる線維束を形成する。この線維束もまた毎年分裂、増加し、幹が太くなるもととなる。生長点は2,3の芽に、通常は中央の1つの芽に限定され、したがって生長端は、その下の幹の中にある。新しい葉はその先端から出て、生長点が上に動くにつれ、新しい葉を垂直に押し出し、古い葉は徐々に幹のまわりで水平になっていく。

(A 91) 木の生長の重要な特徴（また単子葉植物は除く）は、生長年が終わると、中心の芽が今度は枝を形成する横の芽によって囲まれる点である。ほとんどの針葉樹の場合、この生長パターンにより、植物は高く真っ直ぐな形となるが、しかし大半の樹木のタイプは中心軸を失って広く分岐する。したがって、頂芽の性質が非常に関連性を持つ。それには基本的に3つのタイプがある。頂芽が大きく、翌年の若芽組織全体を、既に形成して内部に抱える場合、中程度の大きさで、翌年の若芽組織の最初の部分を内部に含む場合、頂芽が小さく、最初の葉と新しい若芽のごく一部しか含まない場合である。

(A 92) 樹幹の導管細胞は限られた期間のみ機能し（一般的に20年から30年程度と考えられている）、そして木質化する。そのため活動する細胞は幹の外輪に存在し、その厚みは活発に生長する幼木での厚さ数十センチメートルから、非常に古い木での厚さおよそ1センチメートル程度の範囲である。機能している細胞からなるこの年輪は「辺材」と呼ばれ、内部は、大きな木の幹と枝の構造的強度を与える死んだ（細胞からなる）心材である。

(A 93) 地面の下で、水と栄養分を吸収できるのは根毛だけであり、根の先端のすぐ後の部分だけが機能している。根毛は数週間しか持続しないので、根毛が継続的に生長することが

重要である。温暖な地方では、根毛は蓄えられた栄養分を利用して春に生長する植物の最初の部分である。

(A 94) 地面より上では、葉が葉緑素を含んでいる。葉緑素は日光からエネルギーを吸収し、そのエネルギーを使って、複雑な一連のプロセス（光合成）により水と空気中の二酸化炭素から炭水化物、澱粉とセルロースを合成する。エネルギーは、炭水化物の酸化から得られる。日中の炭水化物の生産は酸素を放出し、日中と夜間の炭水化物の酸化（呼吸）は、二酸化炭素を放出する。

(A 95) 木の生殖臓器は「花」である。単一の花が、完全に雌雄別の場合もあれば、両性の場合もある。樹木はそれぞれ、単性（雌雄異株）の花か両性（雌雄同株）の花のいずれかをつける。大半の「花をつける」木は、雌雄同株の花を有する。しかし、これらの基本タイプにはすべてバリエーションがある。木から木への受粉は風と昆虫のどちらかによる。

A.9.2 マ ツ

(A 96) マツは裸子植物であり、全体として比較的原始的な植物群と見なされている。マツの雌の生殖細胞（胚珠）は、子房には包まれず、「芽鱗」上にある。その生殖器は1つの頭状花、あるいは単一の花の集合体と類似しており、各集合体は「球果」と呼ばれる。球果植物目は、通常、イチイとナツメグまたは「カヤ (torreyas)」以外の針葉樹のすべての科を含むと考えられている。したがって、ヒノキ科（イトスギ）、スギ科（セコイアを含む）、マツ科（マツ）がこれに含まれる。マツ科は、およそ10の属と200以上の種から構成される。これには、ヒマラヤスギ、カラマツ、マツ、トウヒといった馴染みのある針葉樹の多くが含まれており、北半球全域に広く分布している。マツ科はすべて、針のような葉とそれぞれ2つの種子をつける螺旋状に配列した芽鱗からなる木質の雌球花を持つ。

(A 97) マツの木は、春季全期間の生長を用意するため春に急速に拡張する大きな芽をもっているが、その芽が十分に伸びる前に翌年のための頂端芽は形成される。そして、その年の生長は何度かの急速な生長が連続して起こり、すぐに完了する。生長季節の残りの期間は、翌年の生長を作り出すことに当てられ、新しい芽の中に凝縮される。このプロセスは日光を必要とするが、ほとんど水は必要ない。

(A 98) マツは、基本的に先が尖った柱状構造であり、樹皮の鞘によって覆われた茎または幹から構成されている。幹は、幅の狭い葉（針葉）と雌雄の生殖器からなる樹冠を保持する枝を支えている。地面の下の根系は、主根と支根から成り、幹を固定し、土から水とミネラルを得る働きをする。根に対する地上部の若枝の大きさ（重さ）の比は、苗木が育つにつれて変化する。樹齢1年で、この比は等しく、成木では、総重量のわずか10%程度が地下にある（Mirov, 1967）。マツに共通の特徴は、「菌根」と呼ばれるものを形成する真菌類と根系の共生体である。さまざまな種の真菌類が、さまざまな種のマツとさまざまな菌根共生関係を形成す

る。

(A 99) 生理学的に成熟すると、樹木は別個の孢子囊穂にそれぞれ抱かれた雄性器（小孢子囊）と雌性器（大孢子囊）を発達させる。（マツ属は雌雄同株である。）授粉後、雄性器（尾状花序）は落ち、雌性器〔小さな大孢子囊（幼球果）〕は受精した種子の入った大きな、そして馴染みのある松かさへと生長する。

(A 100) マツの生殖は幾分複雑である。雄の孢子囊穂には、大量の花粉を生産する花粉囊が入っている。それぞれの花粉粒には両側に気囊がある。雌の孢子囊穂は基本的に、胚珠を含む殻の入った軸から構成される。胚珠を含む殻には2つの胚珠があり、それぞれには「珠心」と呼ばれる細胞の大きなかたまりが含まれている。風で運ばれる花粉粒は胚珠を含む殻にくっつき、珠心と接触する。それから花粉粒から1本の管が伸びて、珠心を貫通する。同時に、珠心は1つの細胞を生産し、その細胞が4つの半数体 (n) 細胞に分裂する。その後、その内の1つだけが生長する。これ全体で長い時間がかかる。受精前の卵が発達するまでに1年以上かかる場合もある。1年目は、花粉管はゆっくり生長し、珠心へのほんの少しの距離だけ突き進む。温暖な地方では、冬の間生長が止まるため、受精が実際に行われるには、2回「生長季節」を経なければならない。接合子を形成するための受精は精核と胚珠が融合することによってなされる。熱帯地方に近づけば、この全プロセスが約1年で起こる。接合子は分裂し、4つないし8つの「胚子」が形成されるが、そのうち成熟まで発育するのは1つないし2つに過ぎない。

(A 101) 受精が完了すると、雌の松かさが急速に生長し、温暖な地方では、（授粉が「春」にあった場合）2回目の夏の終わりに、約18か月も経ってから（！）成熟する。成熟した松かさの長さは、種によって、2-3 cm から 60 cm までさまざまであり、重量も2から1100 g まで幅がある。

(A 102) 種子は、樹木から落ちた松かさの中で何年も生き続ける。種子は、地表でほんの数日で発芽する場合もあるが、また種によっては、発芽する前に、低温に長く曝露されることが必要な場合や、十分な湿度が必要な場合がある。引き続いて、苗木は若木の時期を経て繁殖できる成木に成熟する。種子を作り出す成木の能力は、年齢と共に減少するが、完全に終わるというわけではない。

(A 103) 生長は断続的で、温暖な気候では季節に応じて変化する。また、1年の生長時期は木の部分によってそれぞれ異なる。春に根が最初に伸び、次に芽端、そして「樹皮」と幹の内部組織との間にある維管束形成層の細胞、針葉の順に発達する。マツは非常に若い年齢で「成熟し」、およそ樹齢5年あるいはもっと少ない樹齢で雌雄の球花を作り出す。マツの自然界での寿命は、一般的におよそ100から600年であるが、ある種のマツ、例えばマツ属イガゴウヤヒッコリーマツなどは、数千年にわたって生きると考えられている。

(A 104) マツによって土から得られる最も重要な多量元素は、カリウム、硫黄、マグネシ

ウム、カルシウムと共に窒素とリンである。また、その他の元素、特に鉄と亜鉛も少量ながら、若いマツには不可欠であることも知られている。

A.10 イネ科草本

A.10.1 一般的緒論

(A 105) 顕花植物の1つの綱である被子植物は、双子葉植物目と単子葉植物目の2つの目に分類される。この2つの目の違いは、圧倒的に最大の目である双子葉植物目が、胚に1枚ではなく2枚の子葉を有していることや、網目状の葉脈、維管束組織の配列、花の構成要素の配列などの構造的特徴にある。しかしイネ科草本は、後者の目、すなわち単子葉植物に属している。

(A 106) イネ科草本はすべて同じ科、イネ科（従来は Gramineae）に属し、野原や生け垣でおなじみの草から、穀類、稲、さらには竹のようなより異国情の形状のものまでその外観はさまざまである。イネ科草本は世界中に分布し、イネ科草原は実に地球の陸地の3分の1を覆っていると考えられている（Clayton と Renvoize, 1986）。

(A 107) イネ科草本は記述するのが容易でないが、（ふくれた葉の接合部以外）ほとんど空洞の茎を持ち、「穎」と呼ばれる2枚の小さな葉を付けたそれぞれの花が小穂に向かい合って配されている顕花植物であると、通常考えられている。葉は、2列に交互に生えており、通常、長くて細く平行して走る葉脈を持ち、茎のまわりに葉鞘を形成する。花は非常に小さく、通常（小孢子を作る）3本のおしべと羽毛状の2本の花柱（花柱は大孢子の花托へと通じている）を持つ。花は、2つの鱗のような穎に包まれ、小穂の中に配されている。小穂には柄があることもない場合もあり、しばしば芒を持ち、小さく密な円筒形のものから広く枝分かれした小枝状のものまでさまざまな形状の頂花内に並んでいる（McClintok と Fitter, 1956）。受粉は風によって行われ、果実（通常は「種子」または「穀粒」と呼ばれる）は、小さな「小堅果（nutlet）」と表現されることが多いが、正しくは「穎花（caryopses）」と呼ばれる。

(A 108) ほとんどのイネ科草本のライフサイクルは季節性が大きい。あるものは一年生で種子として越冬するが、あるものは多年生で、休眠芽または「新」芽が基部にある。すべてのイネ科草本は比較的浅い場所にひげ根の根系を持ち、一般に、その半分以上は毎年枯死する。主な分枝とその芽形成が土壌のすぐ上に生じる場合（茂み）、地表に生じる場合（草地を形成）、地表のすぐ下に生じる場合（根茎）がある。

A.11 海 藻

A.11.1 一般的緒論

(A 109) 海藻は藻類であり、花を咲かせず、根や葉状の芽もなく、水、糖、栄養素を輸送する洗練された内部組織もない生物群である。海藻の分類は多くの議論と論評の的となっているが、通常、植物ではなく原生生物界に分類されており、したがってアメーバ、繊毛虫、粘菌などと同じ界に属する。「海藻」という語の明白な定義さえないが、しかし、海藻は緑、赤、褐色色の3つのタイプに分類される大きな(マクロの)海藻類であると伝統的に考えられてきた。このようにタイプが分かれるのは、海藻を緑色にするクロロフィル *a* (細胞の葉緑体内にある)を光合成の基盤として利用する一方、紫外線を防ぐために他の一連の色素も利用するからである。そうしたことから、紅藻は、緑の色素を覆い隠すフィコエリスリン、フィコシアニン、アロフィコシアニンを含む。褐藻類も、同様にカロチノイドを含んでいる。緑藻にも他の色素が含まれているが、これらは緑色を覆い隠さない。したがって、伝統的により大きな海藻は3つのグループ、緑色の緑藻綱、赤い紅藻綱、褐色の褐藻綱に分類されてきたが、これらはすべて、多くの議論の的であり、それ以外にも様々な、そしてかなり抜本的な分類が提案されてきた (Lobban と Harrison, 1994; Thomas, 2002)。そのため、海藻の種の数の推定値が非常にばらつくことは驚くことではないが、しかし通常、褐藻綱はおよそ 1500 種から 2000 種、紅藻綱は 5000 種から 6000 種、これらはどれも主に海洋種であり、そしてまた、緑藻綱は世界中のすべての水生環境に 1000 種から 2000 種存在すると推定されている。

(A 110) 海藻のライフサイクルは複雑である (Thomas, 2002)。一般に、植物細胞が二倍体 ($2n$) である無性段階(孢子体)が存在し、その後、半数体 (n) である別個の有性段階(配偶体)が続く。孢子体を作るための雌雄の配偶子の融合に続いて別個の配偶体段階が存在する。しかし、孢子体と配偶体の交代に規則的なパターンは存在せず、孢子体が孢子を生産することにより、または、単に断片化することにより自身を無性的に複製することもある。そこには紛らわしいバリエーションが存在する。例えば、ある海藻には単純に大きな ($2n$) 孢子体だけがあるのに(人の目に見える植物)、それが体表面に雄性、雌性または両性の生殖器巣を発達させ、それぞれの内部で精子と卵子が作られるものもある。これらの配偶子は水中に放出され、融合し、接合体を形成し、定着して、もう1つの二倍体植物に生長する。しかし、種によっては、孢子体が微細な半数体の孢子を同じ数作り出すものもある。これらの孢子は定着、発芽して固い表面を形成する微細な半数体植物となる。この植物は次々に精子と卵子を産生、放出し、その結果生じる接合子は再び孢子体に生長する。しかし、種によっては、外観的に大きな植物は、二倍体の孢子体でなく大きな半数体植物である場合がある。この植物は半数体 (n) の孢子を産生することによって無性生殖で繁殖し、いわば複製した植物に生長した

り、または葉状体上で融合する雌雄の細胞を作り出すことができる。これらの融合細胞は、今度は二倍体の孢子 ($2n$) を産生でき、それらが定着し、生長する。微細な二倍体植物は（無性生殖で）孢子を産生することによって広がる場合もあるが、半数体の孢子を産生し、この半数体孢子が定着し、大きな半数体植物に生長する場合もある。

(A 111) 海藻には一年生ものと多年生ものがある。この違いは、大きさとは関係ない。大きな海藻のあるものは一年生植物で、数週間しか寿命のないものもある。多年生の海藻の中には、2-3年非常に小さな植物として過ごし、その後急速に生長し、繁殖の後死滅するものもある。いったん葉状体を失い翌年、再び葉状体を生長させるものもある。多くの種は数年間生きることが知られており、30年以上生きる種も1種ある。

(A 112) 大型の海藻のほとんどは、岸辺または隣接する浅瀬に生息している。そのため、大きな身体的損傷や、干潮時の乾燥リスクを被りやすい。多くは、おびただしい粘液を産生する。また、塩分（浸透ストレスをつくる）や温度の大きな変動にも曝される。

A.11.2 褐藻類

(A 113) 褐藻綱（褐色）褐藻の全体、あるいは葉状部は、通常、それを土台に固着させる構造である付着根、「茎 (stipe)」と呼ばれる茎、さらに茎から出てくる葉状体 (frond) または葉身 (blade) を持っている。褐藻綱は、長さ1 mにはるかに満たない場合もあれば、ジャイアントケルプは長さ50 mにも達し、1日0.5 mの速度で生長することができる。付着根は、通常の根系として働かず、窒素、リン、微量元素などの栄養分は海水から直接摂取される。種によっては、日光を得るため葉身ができるだけ水面の近くに浮くことができるように、ガスが詰まった気胞 (pneumatocyst) をもっている。多くの褐藻類の茎と葉状体には著しい内部構造があり、色素性細胞からなる外層が無色の細胞層を覆い、種によってはさらにその奥に「髄質」コアが存在するものもある。この一番内側の層には、末端部の細胞壁に穴が開いている細長い細胞があって篩管を形成し、それに沿って、糖とアミノ酸が植物のさまざまな部分へ輸送される。

(A 114) 褐藻類は、クロロフィル *a* と *b* を覆い隠すフコキサンチン・タンパク質を持っている。光合成の主要な生成物は、糖アルコール（マンニトール）と多糖類ラミナリンである (Chapman と Chapman, 1962)。

(A 115) 褐藻類は、非常に広い地理的範囲に分布している。また、属の数も最も多い。種によって雌雄同体のものもあれば、雌雄異体のものもあり、同じ属の中でさえ一貫性がない。褐藻類は、潮間帯、亜潮間帯のどこでも生える。そのため褐藻類は、さまざまな期間、海水にさらされる場合もあれば、沈泥または泥に覆われる場合もある。

A.12 動植物の個体群の動態

(A 116) 単一の個体群の動態を記述する際、個体群当たりの出生数（粗出生率）や特定の群れの出生数（特殊出生率）などのパラメータに関して基本的な仮定を行っている。ある個体群の本来の増加率（ r ）もまた使用される。これはつまるところ、単位時間当たり平均してある個体から生まれる子の数から個体死の比率を引いた値である。したがって、本来の最大増加率（ r_{\max} ）によって理想的条件下でのある種の個体群の生物繁栄能力を計算すること、そして理論上あるいは推論上で、本来の最大増加率に及ぼす何らかの悪影響を計算することは多くの場合可能である。時間の経過に伴う個体群の規模の変化は通常、関連する要素が密度に依存するか否かという観点から考慮されてきたが、これらの観点は現在しばしば避けられている（Berryman, 1999）。密度に依存しないという考えは概念的には最も単純であり、出生率と致死率が現在の個体数に比例し、環境「収容能力」やその他の環境の制約要因によって制限されないと仮定している。

(A 117) 個体群の数の変化は様々な方法でシミュレートできる。一般的には、指数、シグモイド、あるいは「確率的」形式の数学的なモデルを使用する。世代が重なり合う種の場合、マトリックス・モデルを使って個別の群れ、または単に雌だけの生殖率をモデル化することが有用なことが多い（Hastings, 1997）。比較的短命な生物の場合、個体当たりの年齢別の出生率および致死率は、時間を通して1つの群れを追跡することによって決めることができる（「垂直生命表」）。しかし、比較的長寿命の種の場合、特定の時点における出生・致死率を計算することがより有用である（「水平生命表」）。連続時間モデルも、また使用できる。[年齢構造化個体群マトリックス・モデルは、Leslie (1945, 1948) によってある程度詳細に開発された]。潜在的な将来の個体群サイズは明らかに個体群における個体の現在の年齢分布に強く影響される可能性があるため、そのため特定の年齢における個体の繁殖価が定義されることもある。これらは、個体群の損害を特徴づける上で重要なパラメータとなりうる。

(A 118) 個体群の遺伝学的な側面は、生物多様性を維持する必要性と明らかに関係している。遺伝学の観点で、個体群には2つの重要な特質、遺伝子頻度と遺伝子プールがある。遺伝子頻度は、個体群に存在する遺伝子のさまざまな変異体（対立遺伝子）の割合であり、ある個体群の生殖配偶子における遺伝子の合計が遺伝子プールである。二倍体の生物は、同一遺伝子座位で同じ（ホモ接合性）、あるいは異なる（ヘテロ接合性）遺伝子を持っている場合がある。しかし、動植物には三倍体あるいはそれ以上（多倍体）のものがあり、その他は半数体である。小さな個体群では、その個体群の各個体の生殖の成功の違いにより遺伝的ばらつきは減少し、その結果、遺伝的浮動が生じる。

A.13 参考文献

- Berryman, A.A., 1999. Principles of Population Dynamics and their Application. Stanley Thornes, Gloucester.
- Butler, C.G., 1959. The World of the Honeybee. Collins, London.
- Chapman, V.J., Chapman, D.J., 1962. The Algae. Macmillan, London.
- Chinery, M., 1973. A Field Guide to the Insects of Britain and Northern Europe. Collins, London.
- Clayton, W.D., Renvoize, S.A., 1986. Genera Graminum, Grasses of the World. HMSO, London.
- Collinson, A.S., 1988. Introduction to World Vegetation, second ed. Unwin Hyman, London.
- Corbet, G.B., 1966. The Terrestrial Mammals of Western Europe. Foulis & Co., London.
- Corbet, G.B., Harris, S. (Eds.), 1991. The Handbook of British Mammals, third ed. Mammal Society, Blackwell Scientific, UK.
- Cramp, S., 1977. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Dales, P.R., 1963. Annelids. Hutchinson, London.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J., 1996. Biology and Ecology of Earthworms, third ed. Springer, Berlin.
- Free, J.B., Butler, C.G., 1959. Bumblebees. Collins, London.
- Frazer, D., 1983. Reptiles and Amphibians in Britain. Collins, London.
- Frost, F.E., Brown, M.E., 1967. The Trout. Collins, London.
- Goto, H.E., 1982. Animal Taxonomy. Arnold, London.
- Hastings, A., 1997. Population Biology, Concepts and Models. Springer, New York.
- Jobling, M., 1995. Environmental Biology of Fishes. Fish and Fisheries Series 16. Chapman & Hall, London.
- Leslie, P.H., 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33, 183–212.
- Leslie, P.H., 1948. Some further notes on the use of matrices in population analysis. *Biometrika* 35, 213–245.
- Lobban, C.S., Harrison, P.J., 1994. Seaweed Ecology and Physiology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Matheson, C., 1962. Brown Rats. Times Publications, London.
- Mathews, L.H., 1952. British Mammals. Collins, London.
- Mattison, C., 1992. Frogs and Toads of the World. Blandford Press, London.
- McClintok, D., Fitter, R.S.R., 1956. The Pocket Guide to Wild Flowers. Collins, London.
- Mirov, N.T., 1967. The Genus Pinus. Ronald Press, New York.
- Mitchell, A., 1974. A Field Guide to the Trees of Britain and Europe. Collins, London.
- Moore, J.A. (Ed.), 1964. Physiology of the Amphibia. Academic Press, New York.
- Muus, B.J., Dahlstrom, P., 1964. Collins Guide to the Sea Fishes of North-Western Europe. Collins, London.
- Nowark, R.M., 1991. Mammals of the World, Vol. II. John Hopkins University Press, Baltimore.
- O'Toole, C., Raw, A., 1991. Bees of the World. Blandford Press, London.
- Owen, M., Black, J.M., 1990. Waterfowl Ecology. Blackie & Sons, Glasgow.
- Sauchanka, U.K., 1997. The Genosphere : the Genetic System of the Biosphere. Parthenon, New York.
- Smith, M., 1973. The British Amphibians and Reptiles, fifth ed. Collins, London.
- Stebbins, R.C., Cohen, N.W., 1995. A Natural History of Amphibians. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Thomas, D., 2002. Seaweeds. Natural History Museum, London.
- Twigg, G.I., 1966. The Brown Rat. David & Charles, London.
- Van den Brink, F.H., 1967. A Field Guide to the Mammals of Britain and Europe. Collins, London.

Warner, G.F., 1977. The Biology of Crabs. Elek Science, London.

Wheeler, A., 1978. Key to the Fishes of Northern Europe. Warne, London.

付属書 B. 線量評価法の比較

(B1) ICRP の標準動物・標準植物セットに使用する適切な方法を選ぶための参考として、単一エネルギー光子の吸収割合に基づく相互比較を実施した。比較するために選んだ標的は、考慮するモデルすべて (EDEN, EPIC, EA R&D 128, FASSET/ERICA, RESRAD-Biota) と (ICRP) 標準動物・標準植物に共通の生物とした。 ^{241}Am , ^{57}Co , ^{137}Cs , ^{60}Co (2つのガンマ線ラインの平均) の放出スペクトルにおける主なガンマ線によって実験的に再現することができる 60, 122, 662, 1250 keV の光子エネルギーに対して比較を行った。

(B2) 表 B.1 と B.2 は、地中 (ミミズ) と地上 (ネズミ) で生息している生物の外部被ばく線量を比較したものである。地中の種については、線源は厚さ 50 cm の地層と仮定し、地上の生物については、深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源で比較した。いずれのジオメトリーについても以下の点が特筆される。

- EDEN, RESRAD, FASSET/ERICA のように放射線輸送を模擬するモンテカルロ法に基づくモデルでは比較的同じような結果となる。
- EA R&D および EPIC が使用したアプローチは放射線輸送のカーマ近似を使用しており、この近似法による単位線源強度当たりの吸収線量の値は、他のモデルよりも高くなる傾向がある。
- この影響は EA アプローチで最も顕著であり、これに対し EPIC ではモンテカルロ・モデルに近い結果となる。

(B3) 表 B.3 は、多様な生物について、これらのアプローチにより計算した吸収割合を比較している。すべてのモデルにおいて、線源が体内で均一に分布している楕円ジオメトリーを

表 B.1 単位光子当たりの地中生物の外部吸収線量の比較、深さ 50 cm 体積線源 (Gy/photon/kg)

生物	モデル	光子エネルギー (keV)			
		60	122	662	1250
ミミズ	EDEN	2.7×10^{-15}	9.0×10^{-15}	6.5×10^{-14}	1.3×10^{-13}
	EPIC	3.5×10^{-15}	1.3×10^{-14}	1.7×10^{-13}	3.3×10^{-13}
	EA R&D 128	9.4×10^{-15}	1.9×10^{-14}	1.0×10^{-13}	2.0×10^{-13}
	ERICA/FASSET	3.9×10^{-15}	1.1×10^{-14}	9.4×10^{-14}	1.8×10^{-13}
	RESRAD-Biota	2.6×10^{-15}	1.0×10^{-14}	9.9×10^{-14}	1.9×10^{-13}
ネズミ	EDEN	3.2×10^{-15}	1.0×10^{-14}	6.2×10^{-14}	1.3×10^{-13}
	EPIC	3.3×10^{-15}	1.2×10^{-14}	1.6×10^{-13}	3.1×10^{-13}
	EA R&D 128	8.4×10^{-15}	1.8×10^{-14}	9.8×10^{-14}	1.9×10^{-13}
	ERICA/FASSET	3.6×10^{-15}	1.1×10^{-14}	8.8×10^{-14}	1.7×10^{-13}
	RESRAD-Biota	2.6×10^{-15}	9.5×10^{-15}	8.7×10^{-14}	1.7×10^{-13}

表 B.2 単位光子当たりの地上生物の吸収線量の比較, 平面線源 (Gy/光子/m²)

生物	モデル	光子エネルギー (keV)			
		60	122	662	1250
ミミズ	EDEN	1.0×10^{-15}	3.2×10^{-15}	3.1×10^{-14}	6.4×10^{-14}
	EPIC	1.4×10^{-15}	5.4×10^{-15}	4.8×10^{-14}	9.3×10^{-14}
	EA R&D 128	4.7×10^{-15}	9.6×10^{-15}	5.2×10^{-14}	9.9×10^{-14}
	ERICA	1.7×10^{-15}	5.4×10^{-15}	3.5×10^{-14}	6.9×10^{-14}
	RESRAD-Biota	1.2×10^{-15}	3.8×10^{-15}	3.0×10^{-14}	6.1×10^{-14}
ネズミ	EDEN	1.2×10^{-15}	3.6×10^{-15}	2.5×10^{-14}	5.1×10^{-14}
	EPIC	1.3×10^{-15}	5.2×10^{-15}	4.4×10^{-14}	8.7×10^{-14}
	EA R&D 128	4.2×10^{-15}	8.8×10^{-15}	4.9×10^{-14}	9.3×10^{-14}
	ERICA	1.7×10^{-15}	5.3×10^{-15}	3.5×10^{-14}	6.7×10^{-14}
	RESRAD-Biota	1.2×10^{-15}	3.8×10^{-15}	2.7×10^{-14}	6.1×10^{-14}

表 B.3 選択した楕円形生物のさまざまなモデルによって計算した光子吸収割合の比較

生物	モデル	光子エネルギー (keV)			
		60	122	662	1250
扁平魚の卵	EDEN	2.7×10^{-3}	1.9×10^{-3}	2.4×10^{-3}	2.2×10^{-3}
	EPIC	2.2×10^{-3}	1.9×10^{-3}	2.4×10^{-3}	2.2×10^{-3}
	EA R&D 128	2.5×10^{-3}	2.4×10^{-3}	2.3×10^{-3}	2.1×10^{-3}
	ERICA	2.2×10^{-3}	1.9×10^{-3}	1.3×10^{-3}	4.8×10^{-4}
	RESRAD-Biota	2.2×10^{-3}	1.9×10^{-3}	1.3×10^{-3}	4.6×10^{-4}
ミミズ	EDEN				
	EPIC	0.017	0.015	0.018	0.017
	EA R&D 128				
	ERICA	0.20	0.016	0.018	0.015
ネズミ	EDEN				
	EPIC	0.091	0.075	0.087	0.079
	EA R&D 128				
	ERICA	0.12	0.088	0.089	0.077
	RESRAD-Biota				
カモ	EDEN	0.23	0.15	0.14	0.12
	EPIC	0.14	0.12	0.14	0.12
	EA R&D 128	0.22	0.15	0.14	0.12
	ERICA	0.21	0.15	0.14	0.12
	RESRAD-Biota	0.15	0.12	0.13	0.12
シカの成体	EDEN	0.79	0.71	0.65	0.51
	EPIC	0.65	0.58	0.60	0.56
	EA R&D 128	0.80	0.66	0.55	0.51
	ERICA	0.76	0.68	0.60	0.54
	RESRAD-Biota	0.69	0.60	0.56	0.52
マツの幹	EDEN	0.49	0.32	0.30	0.26
	EPIC	-	-	-	-
	EA R&D 128	0.33	0.29	0.22	0.20
	ERICA	0.61	0.53	0.44	0.38
	RESRAD-Biota	0.27	0.20	0.22	0.20

仮定している。この場合、結果の差は、通常、外部被ばくで得られる差より小さい。しかし、生物が小さく、かつ高エネルギーの場合、EPIC, EDEN, EA R&D 128 は、生物体内からの二次粒子の漏れを考慮しないため、非常に高目の吸収割合を予測する。

(B 4) 植物相の被ばくを推定するために適用したモデルでは、概して同じような結果が出る。例えば高エネルギー光子の吸収割合が実際より高めに評価されているところで大きな差が観察されている。ジオメトリーと被ばく状況の数を最も多く考慮しているのは、FASSET-ERICA 法であり、それをもとに ICRP が選んだ標準動物・標準植物の特定の寸法をカバーする幅広い範囲の生物の線量換算係数の計算を可能にする柔軟な線量評価ツール (Ulanovsky と Pröhl, 2006) が開発された。したがって、標準動物・標準植物における線量換算係数を計算するためにこの方法が使用された。

B.1 参考文献

Ulanovsky, A., Pröhl, G., 2006. A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota. *J. Environ. Biophys.* 45, 203-214.

付属書 C. 線量換算係数

次ページから続く表の DCF は、第 4.5 節で述べたようにジオメトリー（線源との位置関係）ごとに与えられる。水生生物は、無限水媒体に浸されているものとして扱われている。界面（空気と水の界面または水と堆積物の界面）で生息する生物の場合に対しては、列挙した DCF 値を半分にするというジオメトリーの考慮から簡単に導くことができる。

それらの生物に対する計算は、水・堆積物界面で生息している扁平魚で例示している。扁平魚の外部被ばくは、次の式によって推定できる。

$$D_{\text{ext}} = 0.5 \cdot C_w \cdot DCF_{\text{ext,w}} + 0.5 \cdot C_s \cdot DCF_{\text{ext,w}}$$
$$C_s = C_w \cdot k_d$$

ここで、 D_{ext} = 外部線量率， C_w = 水中の放射能， $DCF_{\text{ext,w}}$ = 外部被ばくに対する線量換算係数， C_s = 堆積物中の放射能， k_d = 水堆積物分配係数である。

表 C.1 生物の線量換算係数 (DCF)——シカ (成体)

生物名：シカ (成体)
 生息地：陸生
 生物相：動物
 体質量：245 kg
 体形比： $1 \times 0.4620 \times 0.4620$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源に地上で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—
³² P	9.6×10^{-3}	0	0	100	—	—
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	—	—
³⁶ Cl	3.8×10^{-3}	0	0	100	6.0×10^{-9}	3.6×10^{-7}
⁴⁰ K	8.4×10^{-3}	0	0	100	6.1×10^{-6}	3.9×10^{-4}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	4.0×10^{-15}	6.1×10^{-12}
⁵¹ Cr	3.5×10^{-4}	0	15	85	1.2×10^{-6}	7.2×10^{-5}
⁵⁴ Mn	6.9×10^{-3}	0	1	99	3.2×10^{-5}	2.0×10^{-3}
⁵⁷ Co	1.5×10^{-3}	0	12	88	3.7×10^{-6}	2.0×10^{-4}
⁵⁸ Co	8.5×10^{-3}	0	1	99	3.8×10^{-5}	2.4×10^{-3}
⁶⁰ Co	2.0×10^{-2}	0	0	100	9.7×10^{-5}	6.2×10^{-3}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	65	35	—	—
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—
⁶⁵ Zn	4.7×10^{-3}	0	1	99	2.3×10^{-5}	1.4×10^{-3}
⁷⁵ Se	3.8×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-5}	8.1×10^{-4}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—
⁸⁹ Sr	8.0×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-9}	2.1×10^{-7}
⁹⁰ Sr	1.6×10^{-2}	0	0	100	2.9×10^{-12}	1.1×10^{-10}
⁹⁵ Zr	7.8×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-5}	1.8×10^{-3}
⁹⁴ Nb	1.5×10^{-2}	0	0	100	6.1×10^{-5}	3.8×10^{-3}
⁹⁵ Nb	6.9×10^{-3}	0	0	100	3.0×10^{-5}	1.9×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—
¹⁰³ Ru	5.6×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-5}	1.1×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	2.1×10^{-2}	0	0	100	8.0×10^{-6}	4.9×10^{-4}
^{110m} Ag	2.3×10^{-2}	0	0	100	1.1×10^{-4}	6.7×10^{-3}
¹⁰⁹ Cd	1.5×10^{-3}	0	6	94	4.5×10^{-7}	1.2×10^{-5}
¹²⁴ Sb	1.9×10^{-2}	0	0	100	7.1×10^{-5}	4.5×10^{-3}
¹²⁵ Sb	5.2×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-5}	9.9×10^{-4}
^{129m} Te	9.2×10^{-3}	0	1	99	2.8×10^{-6}	1.6×10^{-4}
¹³² Te	3.0×10^{-2}	0	0	100	1.0×10^{-4}	6.1×10^{-3}
¹²⁵ I	8.0×10^{-4}	0	18	82	9.5×10^{-7}	1.6×10^{-5}
¹²⁹ I	1.2×10^{-3}	0	10	90	5.9×10^{-7}	9.6×10^{-6}
¹³¹ I	6.0×10^{-3}	0	0	100	1.5×10^{-5}	8.9×10^{-4}
¹³² I	2.5×10^{-2}	0	0	100	8.9×10^{-5}	5.5×10^{-3}
¹³³ I	1.1×10^{-2}	0	0	100	2.4×10^{-5}	1.5×10^{-3}
¹³⁴ Cs	1.5×10^{-2}	0	0	100	6.1×10^{-5}	3.8×10^{-3}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—
¹³⁶ Cs	2.0×10^{-2}	0	0	100	8.4×10^{-5}	5.2×10^{-3}

表 C.1 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく				外部被ばくの DCF	
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	8.2×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-5}	1.4×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	3.5×10^{-2}	0	0	100	1.1×10^{-4}	7.0×10^{-3}
¹⁴⁰ La	2.5×10^{-2}	0	0	100	9.0×10^{-5}	5.7×10^{-3}
¹⁴¹ Ce	3.1×10^{-3}	0	1	99	2.4×10^{-6}	1.3×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.8×10^{-2}	0	0	100	1.9×10^{-6}	1.1×10^{-4}
¹⁵² Eu	1.1×10^{-2}	0	1	99	4.4×10^{-5}	2.7×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	1.4×10^{-2}	0	0	100	4.8×10^{-5}	3.0×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	1.5×10^{-3}	0	4	96	1.7×10^{-6}	7.4×10^{-5}
¹⁹² Ir	1.0×10^{-2}	0	0	100	3.2×10^{-5}	1.9×10^{-3}
²¹⁰ Pb	6.0×10^{-3}	0	2	98	5.5×10^{-8}	1.9×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	3.3×10^{-10}	2.1×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.6×10^{-1}	92	0	8	6.8×10^{-5}	4.3×10^{-3}
²²⁸ Ra	1.5×10^{-2}	0	1	99	3.7×10^{-6}	2.3×10^{-3}
²²⁷ Th	8.3×10^{-2}	98	0	2	3.8×10^{-6}	2.2×10^{-4}
²²⁸ Th	4.7×10^{-1}	95	0	5	5.9×10^{-5}	3.8×10^{-3}
²²⁹ Th	7.0×10^{-2}	96	0	3	2.6×10^{-6}	1.3×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-8}	6.1×10^{-7}
²³¹ Th	2.6×10^{-3}	0	8	92	4.1×10^{-7}	1.8×10^{-5}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	6.6×10^{-9}	3.2×10^{-7}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	9.1×10^{-7}	5.3×10^{-5}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	2	1.4×10^{-6}	8.1×10^{-5}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-8}	7.3×10^{-7}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	6.6×10^{-9}	4.1×10^{-7}
²³⁵ U	6.6×10^{-2}	93	0	7	5.6×10^{-6}	3.1×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	3.5×10^{-9}	2.5×10^{-7}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	7.4×10^{-7}	3.3×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	6.0×10^{-9}	3.5×10^{-7}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	4.1×10^{-9}	2.3×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	5.8×10^{-9}	3.4×10^{-7}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	4.9×10^{-11}	2.5×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	6.6×10^{-7}	2.2×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	8.3×10^{-9}	3.0×10^{-7}
²⁴³ Cm	8.3×10^{-2}	96	0	4	4.3×10^{-6}	2.4×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	7.4×10^{-9}	2.7×10^{-7}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	8.2×10^{-9}	2.3×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.2 生物の線量換算係数 (DCF)——ラット

生物名：ラット
 生息地：陸生
 生物相：動物
 体質量：0.314 kg
 体形比： $1 \times 0.3000 \times 0.2500$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源に地上で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく
 厚さ 50 cm の体積線源に地中で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF			
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上／平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上／体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	地中／体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—	—
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—	—
³² P	9.2×10^{-3}	0	0	100	—	—	—
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—	—
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	—	—	—
³⁶ Cl	3.7×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-8}	7.3×10^{-7}	1.8×10^{-6}
⁴⁰ K	7.2×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-5}	7.1×10^{-4}	1.8×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-14}	3.3×10^{-11}	5.2×10^{-11}
⁵¹ Cr	1.1×10^{-4}	0	48	52	2.5×10^{-6}	1.5×10^{-4}	3.5×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.1×10^{-3}	0	5	95	6.5×10^{-5}	4.0×10^{-3}	1.0×10^{-2}
⁵⁷ Co	4.7×10^{-4}	0	39	61	8.7×10^{-6}	4.6×10^{-4}	9.2×10^{-4}
⁵⁸ Co	1.7×10^{-3}	0	3	97	7.7×10^{-5}	4.6×10^{-3}	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	4.0×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-4}	1.2×10^{-2}	2.9×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.5×10^{-5}	0	66	34	—	—	2.0×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—	—
⁶⁵ Zn	7.9×10^{-4}	0	8	92	4.4×10^{-5}	2.7×10^{-3}	6.9×10^{-3}
⁷⁵ Se	7.8×10^{-4}	0	8	92	3.0×10^{-5}	1.7×10^{-3}	3.9×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—	—
⁸⁹ Sr	7.8×10^{-3}	0	0	100	6.6×10^{-9}	4.0×10^{-7}	1.0×10^{-6}
⁹⁰ Sr	1.5×10^{-2}	0	0	100	8.2×10^{-12}	3.8×10^{-10}	3.0×10^{-9}
⁹⁵ Zr	2.5×10^{-3}	0	0	100	5.9×10^{-5}	3.5×10^{-3}	9.0×10^{-3}
⁹⁴ Nb	4.2×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-4}	7.5×10^{-3}	1.9×10^{-2}
⁹⁵ Nb	1.5×10^{-3}	0	1	99	6.0×10^{-5}	3.6×10^{-3}	9.3×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—	—
¹⁰³ Ru	2.2×10^{-3}	0	2	98	3.8×10^{-5}	2.2×10^{-3}	5.6×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.8×10^{-2}	0	0	100	1.6×10^{-5}	9.8×10^{-4}	2.4×10^{-3}
^{110m} Ag	4.4×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-4}	1.3×10^{-2}	3.3×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.3×10^{-3}	0	6	94	1.3×10^{-6}	3.3×10^{-5}	7.2×10^{-5}
¹²⁴ Sb	7.1×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-4}	8.4×10^{-3}	2.1×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.0×10^{-3}	0	4	96	3.4×10^{-5}	2.0×10^{-3}	4.9×10^{-3}
^{129m} Te	8.4×10^{-3}	0	1	99	5.9×10^{-6}	3.2×10^{-4}	8.0×10^{-4}
¹³² Te	1.1×10^{-2}	0	1	99	2.0×10^{-4}	1.2×10^{-2}	3.0×10^{-2}
¹²⁵ I	5.1×10^{-4}	0	28	72	2.6×10^{-6}	4.6×10^{-5}	1.1×10^{-4}
¹²⁹ I	1.0×10^{-3}	0	12	88	1.6×10^{-6}	2.7×10^{-5}	7.3×10^{-5}
¹³¹ I	3.1×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-5}	1.8×10^{-3}	4.3×10^{-3}
¹³² I	9.4×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-4}	1.1×10^{-2}	2.7×10^{-2}
¹³³ I	6.3×10^{-3}	0	0	100	4.8×10^{-5}	2.9×10^{-3}	7.2×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-4}	7.4×10^{-3}	1.9×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—	—
¹³⁶ Cs	4.5×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-4}	1.0×10^{-2}	2.5×10^{-2}

表 C.2 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく				外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	地中/体積線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	4.5×10^{-5}	2.7×10^{-3}	6.8×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.6×10^{-2}	0	1	99	2.1×10^{-4}	1.3×10^{-2}	3.3×10^{-2}
¹⁴⁰ La	9.7×10^{-3}	0	0	100	1.7×10^{-4}	1.1×10^{-2}	2.7×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	5.6×10^{-6}	2.9×10^{-4}	6.1×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.7×10^{-2}	0	0	100	3.8×10^{-6}	2.1×10^{-4}	5.2×10^{-4}
¹⁵² Eu	3.0×10^{-3}	0	3	97	8.8×10^{-5}	5.3×10^{-3}	1.3×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	5.4×10^{-3}	0	1	99	9.4×10^{-5}	5.7×10^{-3}	1.4×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.8×10^{-4}	0	7	93	4.3×10^{-6}	1.8×10^{-4}	3.6×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.0×10^{-3}	0	1	99	6.6×10^{-5}	3.9×10^{-3}	9.2×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.8×10^{-3}	0	2	98	1.5×10^{-7}	6.6×10^{-6}	1.3×10^{-5}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	6.7×10^{-10}	4.0×10^{-8}	1.0×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	96	0	4	1.3×10^{-4}	8.1×10^{-3}	2.0×10^{-2}
²²⁸ Ra	7.9×10^{-3}	0	3	97	7.4×10^{-5}	4.5×10^{-3}	1.1×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	8.2×10^{-6}	4.6×10^{-4}	1.0×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	1.1×10^{-4}	6.9×10^{-3}	1.8×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	6.1×10^{-6}	3.0×10^{-4}	6.3×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	3.1×10^{-8}	1.7×10^{-6}	4.4×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	1.0×10^{-6}	4.8×10^{-5}	9.5×10^{-5}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.0×10^{-6}	3.0×10^{-6}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.9×10^{-6}	1.1×10^{-4}	2.6×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	3.0×10^{-6}	1.7×10^{-4}	4.0×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	3.1×10^{-8}	2.0×10^{-6}	4.4×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	1.6×10^{-6}	3.5×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	1.3×10^{-5}	6.9×10^{-4}	1.5×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	9.9×10^{-9}	1.1×10^{-6}	2.4×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	1.8×10^{-6}	8.4×10^{-5}	1.7×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.5×10^{-6}	3.3×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-8}	7.6×10^{-7}	1.7×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-8}	1.4×10^{-6}	3.2×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.2×10^{-10}	6.2×10^{-9}	1.2×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	1.7×10^{-6}	6.0×10^{-5}	1.3×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-8}	1.1×10^{-6}	3.5×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	97	0	2	9.6×10^{-6}	5.2×10^{-4}	1.1×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-8}	9.8×10^{-7}	3.2×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	2.3×10^{-8}	7.1×10^{-7}	2.4×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.3 生物の線量換算係数 (DCF)——カモの卵

生物名：カモの卵
 生息地：陸生
 生物相：動物
 体質量： 5.03×10^{-2} kg
 体形比： $1 \times 0.6670 \times 0.6670$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源に地上で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
^3H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—
^{14}C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{32}P	9.0×10^{-3}	0	0	100	—	—
^{33}P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—
^{35}S	6.7×10^{-4}	0	2	98	—	—
^{36}Cl	3.7×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-8}	7.4×10^{-7}
^{40}K	6.9×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-5}	7.2×10^{-4}
^{45}Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-14}	3.4×10^{-11}
^{51}Cr	9.2×10^{-5}	0	57	43	2.6×10^{-6}	1.5×10^{-4}
^{54}Mn	6.6×10^{-4}	0	8	92	6.7×10^{-5}	4.0×10^{-3}
^{57}Co	4.0×10^{-4}	0	45	55	8.8×10^{-6}	4.6×10^{-4}
^{58}Co	1.2×10^{-3}	0	4	96	7.8×10^{-5}	4.7×10^{-3}
^{60}Co	2.9×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-4}	1.2×10^{-2}
^{59}Ni	9.5×10^{-5}	0	67	33	—	—
^{63}Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—
^{65}Zn	5.1×10^{-4}	0	13	87	4.5×10^{-5}	2.8×10^{-3}
^{75}Se	5.6×10^{-4}	0	11	89	3.1×10^{-5}	1.8×10^{-3}
^{79}Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{89}Sr	7.6×10^{-3}	0	0	100	6.7×10^{-9}	4.1×10^{-7}
^{90}Sr	1.4×10^{-2}	0	0	100	8.3×10^{-12}	3.8×10^{-10}
^{95}Zr	2.1×10^{-3}	0	0	100	6.0×10^{-5}	3.6×10^{-3}
^{94}Nb	3.4×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-4}	7.6×10^{-3}
^{95}Nb	1.2×10^{-3}	0	1	99	6.2×10^{-5}	3.7×10^{-3}
^{99}Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—
^{103}Ru	1.9×10^{-3}	0	2	98	3.9×10^{-5}	2.3×10^{-3}
^{106}Ru	1.7×10^{-2}	0	0	100	1.7×10^{-5}	1.0×10^{-3}
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	3.1×10^{-3}	0	1	99	2.2×10^{-4}	1.3×10^{-2}
^{109}Cd	1.3×10^{-3}	0	6	94	1.3×10^{-6}	3.4×10^{-5}
^{124}Sb	6.2×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-4}	8.5×10^{-3}
^{125}Sb	1.7×10^{-3}	0	4	96	3.5×10^{-5}	2.0×10^{-3}
$^{129\text{m}}\text{Te}$	8.2×10^{-3}	0	1	99	6.0×10^{-6}	3.3×10^{-4}
^{132}Te	1.0×10^{-2}	0	1	99	2.1×10^{-4}	1.2×10^{-2}
^{125}I	4.3×10^{-4}	0	34	66	2.7×10^{-6}	4.6×10^{-5}
^{129}I	9.6×10^{-4}	0	12	88	1.6×10^{-6}	2.7×10^{-5}
^{131}I	2.9×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-5}	1.8×10^{-3}
^{132}I	8.1×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-4}	1.1×10^{-2}
^{133}I	5.9×10^{-3}	0	0	100	4.9×10^{-5}	3.0×10^{-3}
^{134}Cs	3.3×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-4}	7.6×10^{-3}
^{135}Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{136}Cs	3.4×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-4}	1.0×10^{-2}

表 C.3 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.8×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-5}	2.7×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.4×10^{-2}	0	1	99	2.1×10^{-4}	1.3×10^{-2}
¹⁴⁰ La	8.5×10^{-3}	0	0	100	1.7×10^{-4}	1.1×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.4×10^{-3}	0	1	99	5.7×10^{-6}	2.9×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.6×10^{-2}	0	0	100	3.8×10^{-6}	2.2×10^{-4}
¹⁵² Eu	2.4×10^{-3}	0	3	97	8.9×10^{-5}	5.4×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	4.8×10^{-3}	0	1	99	9.6×10^{-5}	5.8×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	9.3×10^{-4}	0	7	93	4.3×10^{-6}	1.8×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.6×10^{-3}	0	1	99	6.7×10^{-5}	3.9×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.8×10^{-3}	0	2	98	1.5×10^{-7}	6.7×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	6.8×10^{-10}	4.1×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	96	0	4	1.3×10^{-4}	8.2×10^{-3}
²²⁸ Ra	7.3×10^{-3}	0	3	97	7.5×10^{-5}	4.6×10^{-3}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	8.4×10^{-6}	4.6×10^{-4}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	1.1×10^{-4}	7.0×10^{-3}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	6.2×10^{-6}	3.1×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³¹ Th	2.4×10^{-3}	0	9	91	1.1×10^{-6}	4.9×10^{-5}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²³⁴ Th	1.1×10^{-2}	0	0	100	2.0×10^{-6}	1.1×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	3.1×10^{-6}	1.8×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	3.1×10^{-8}	2.1×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	1.3×10^{-5}	7.0×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	1.9×10^{-6}	8.5×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.5×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-8}	7.8×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.4×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.2×10^{-10}	6.3×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	1.8×10^{-6}	6.1×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	97	0	2	9.8×10^{-6}	5.3×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	2.3×10^{-8}	7.3×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.4 生物の線量換算係数 (DCF)——カモ

生物名：カモ
 生息地：陸上／水生
 生物相：動物
 体質量：1.26 kg
 体形比： $1 \times 0.3330 \times 0.2670$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源に地上で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく
 水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF			
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上／平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上／体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	水中／無限線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—	8.5×10^{-12}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—	4.3×10^{-7}
³² P	9.4×10^{-3}	0	0	100	—	—	2.3×10^{-4}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—	1.5×10^{-6}
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	—	—	4.6×10^{-7}
³⁶ Cl	3.8×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-8}	6.9×10^{-7}	3.2×10^{-5}
⁴⁰ K	7.3×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-5}	6.8×10^{-4}	2.0×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-14}	3.1×10^{-11}	1.5×10^{-6}
⁵¹ Cr	1.4×10^{-4}	0	39	61	2.4×10^{-6}	1.4×10^{-4}	3.7×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.7×10^{-3}	0	3	97	6.2×10^{-5}	3.8×10^{-3}	1.0×10^{-2}
⁵⁷ Co	5.8×10^{-4}	0	31	69	8.2×10^{-6}	4.3×10^{-4}	1.4×10^{-3}
⁵⁸ Co	2.4×10^{-3}	0	2	98	7.3×10^{-5}	4.4×10^{-3}	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	5.7×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-4}	1.1×10^{-2}	3.0×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	66	34	—	—	5.9×10^{-7}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—	2.7×10^{-8}
⁶⁵ Zn	1.2×10^{-3}	0	5	95	4.2×10^{-5}	2.6×10^{-3}	7.0×10^{-3}
⁷⁵ Se	1.1×10^{-3}	0	6	94	2.8×10^{-5}	1.6×10^{-3}	4.6×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—	5.7×10^{-7}
⁸⁹ Sr	7.9×10^{-3}	0	0	100	6.2×10^{-9}	3.8×10^{-7}	1.7×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.5×10^{-2}	0	0	100	7.8×10^{-12}	3.5×10^{-10}	4.8×10^{-4}
⁹⁵ Zr	3.1×10^{-3}	0	0	100	5.5×10^{-5}	3.3×10^{-3}	8.8×10^{-3}
⁹⁴ Nb	5.3×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-4}	7.1×10^{-3}	1.9×10^{-2}
⁹⁵ Nb	2.1×10^{-3}	0	1	99	5.7×10^{-5}	3.5×10^{-3}	9.1×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—	2.9×10^{-6}
¹⁰³ Ru	2.5×10^{-3}	0	2	98	3.6×10^{-5}	2.1×10^{-3}	5.5×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.9×10^{-2}	0	0	100	1.5×10^{-5}	9.3×10^{-4}	3.5×10^{-3}
^{110m} Ag	6.3×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-4}	1.2×10^{-2}	3.3×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.4×10^{-3}	0	6	94	1.2×10^{-6}	3.2×10^{-5}	1.2×10^{-4}
¹²⁴ Sb	8.4×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-4}	8.0×10^{-3}	2.2×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.3×10^{-3}	0	3	97	3.2×10^{-5}	1.9×10^{-3}	5.0×10^{-3}
^{129m} Te	8.6×10^{-3}	0	1	99	5.6×10^{-6}	3.1×10^{-4}	9.9×10^{-4}
¹³² Te	1.3×10^{-2}	0	0	100	1.9×10^{-4}	1.1×10^{-2}	3.1×10^{-2}
¹²⁵ I	6.0×10^{-4}	0	24	76	2.5×10^{-6}	4.3×10^{-5}	2.5×10^{-4}
¹²⁹ I	1.1×10^{-3}	0	11	89	1.5×10^{-6}	2.5×10^{-5}	1.7×10^{-4}
¹³¹ I	3.4×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-5}	1.7×10^{-3}	4.5×10^{-3}
¹³² I	1.1×10^{-2}	0	0	100	1.7×10^{-4}	1.0×10^{-2}	2.7×10^{-2}
¹³³ I	6.8×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-5}	2.7×10^{-3}	7.3×10^{-3}
¹³⁴ Cs	5.3×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-4}	7.0×10^{-3}	1.9×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—	1.0×10^{-6}
¹³⁶ Cs	6.0×10^{-3}	0	0	100	1.6×10^{-4}	9.6×10^{-3}	2.6×10^{-2}

表 C.4 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく				外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	水中/無限線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.5×10^{-3}	0	0	100	4.3×10^{-5}	2.6×10^{-3}	6.7×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.8×10^{-2}	0	1	99	2.0×10^{-4}	1.2×10^{-2}	3.5×10^{-2}
¹⁴⁰ La	1.1×10^{-2}	0	0	100	1.6×10^{-4}	1.0×10^{-2}	2.8×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	5.3×10^{-6}	2.7×10^{-4}	8.8×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.7×10^{-2}	0	0	100	3.6×10^{-6}	2.0×10^{-4}	1.4×10^{-3}
¹⁵² Eu	3.8×10^{-3}	0	2	98	8.3×10^{-5}	5.0×10^{-3}	1.4×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	6.3×10^{-3}	0	1	99	9.0×10^{-5}	5.5×10^{-3}	1.5×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	1.0×10^{-3}	0	6	94	4.0×10^{-6}	1.7×10^{-4}	6.7×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.7×10^{-3}	0	0	100	6.2×10^{-5}	3.6×10^{-3}	9.6×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.9×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-7}	6.2×10^{-6}	9.3×10^{-5}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	6.3×10^{-10}	3.8×10^{-8}	1.0×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	95	0	5	1.2×10^{-4}	7.7×10^{-3}	2.2×10^{-2}
²²⁸ Ra	8.6×10^{-3}	0	3	97	7.0×10^{-5}	4.3×10^{-3}	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	7.7×10^{-6}	4.3×10^{-4}	1.2×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	1.0×10^{-4}	6.6×10^{-3}	1.9×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	5.8×10^{-6}	2.8×10^{-4}	9.9×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	3.0×10^{-8}	1.6×10^{-6}	5.8×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	9.8×10^{-7}	4.5×10^{-5}	1.6×10^{-4}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-8}	9.4×10^{-7}	3.4×10^{-6}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.8×10^{-6}	1.0×10^{-4}	6.7×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	2.8×10^{-6}	1.6×10^{-4}	4.4×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	2.9×10^{-8}	1.9×10^{-6}	5.2×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.5×10^{-6}	3.7×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	1.2×10^{-5}	6.5×10^{-4}	1.9×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	9.3×10^{-9}	1.0×10^{-6}	2.3×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	1.7×10^{-6}	7.9×10^{-5}	2.9×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-8}	1.4×10^{-6}	3.3×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	9.9×10^{-9}	7.1×10^{-7}	1.9×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-8}	1.3×10^{-6}	3.2×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.1×10^{-10}	5.9×10^{-9}	2.0×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	1.6×10^{-6}	5.7×10^{-5}	2.5×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-8}	1.0×10^{-6}	3.7×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.3×10^{-2}	97	0	3	9.0×10^{-6}	4.9×10^{-4}	1.5×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-8}	9.2×10^{-7}	3.4×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-8}	6.7×10^{-7}	3.0×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.5 生物の線量換算係数 (DCF)——カエルの卵

生物名：カエルの卵
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量： 5.24×10^{-4} kg
 体形比： $1 \times 1 \times 1$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中／無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	2.9×10^{-10}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	5.2×10^{-6}
³² P	6.9×10^{-3}	0	0	100	2.7×10^{-3}
³³ P	1.0×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-5}
³⁵ S	6.7×10^{-4}	0	2	98	5.5×10^{-6}
³⁶ Cl	3.4×10^{-3}	0	0	100	3.7×10^{-4}
⁴⁰ K	5.6×10^{-3}	0	0	100	3.8×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-5}
⁵¹ Cr	7.2×10^{-5}	0	74	26	4.3×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.9×10^{-4}	0	30	70	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	3.2×10^{-4}	0	57	43	1.7×10^{-3}
⁵⁸ Co	6.1×10^{-4}	0	9	91	1.3×10^{-2}
⁶⁰ Co	1.6×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
⁵⁹ Ni	8.9×10^{-5}	0	71	29	7.2×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	3.5×10^{-7}
⁶⁵ Zn	1.9×10^{-4}	0	34	66	8.0×10^{-3}
⁷⁵ Se	3.1×10^{-4}	0	21	79	5.3×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	6.8×10^{-6}
⁸⁹ Sr	6.1×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-3}
⁹⁰ Sr	1.0×10^{-2}	0	0	100	5.3×10^{-3}
⁹⁵ Zr	1.7×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
⁹⁴ Nb	2.4×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
⁹⁵ Nb	7.2×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-5}
¹⁰³ Ru	1.6×10^{-3}	0	3	97	6.5×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	9.0×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-2}
^{110m} Ag	1.4×10^{-3}	0	1	99	3.8×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	3.4×10^{-4}
¹²⁴ Sb	4.1×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.4×10^{-3}	0	5	95	5.9×10^{-3}
^{129m} Te	6.8×10^{-3}	0	1	99	2.8×10^{-3}
¹³² Te	7.2×10^{-3}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹²⁵ I	3.1×10^{-4}	0	47	53	5.4×10^{-4}
¹²⁹ I	9.0×10^{-4}	0	13	87	3.3×10^{-4}
¹³¹ I	2.6×10^{-3}	0	0	100	5.4×10^{-3}
¹³² I	5.6×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-2}
¹³³ I	4.8×10^{-3}	0	0	100	9.3×10^{-3}
¹³⁴ Cs	2.3×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.2×10^{-4}	0	1	99	1.2×10^{-5}
¹³⁶ Cs	2.1×10^{-3}	0	1	99	3.0×10^{-2}

表 C.5 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.2×10^{-3}	0	0	100	8.1×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.1×10^{-2}	0	1	99	4.2×10^{-2}
¹⁴⁰ La	6.0×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	9.8×10^{-3}	0	0	100	8.9×10^{-3}
¹⁵² Eu	1.6×10^{-3}	0	5	95	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	3.7×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	8.9×10^{-4}	0	7	93	8.3×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.0×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.1×10^{-3}	0	2	98	9.0×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	2.8×10^{-2}
²²⁸ Ra	5.9×10^{-3}	0	4	96	1.4×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.5×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	2.5×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.3×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	9	91	3.2×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²³⁴ Th	8.1×10^{-3}	0	0	100	4.5×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	6.1×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.4×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.4×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	4.3×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	7.2×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	3.2×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	4.0×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.8×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.6 生物の線量換算係数 (DCF)——カエルの卵塊

生物名：カエルの卵塊
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量：0.314 kg
 体形比： $1 \times 0.3000 \times 0.2500$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中 / 無限線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	2.5×10^{-13}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	6.8×10^{-7}
³² P	9.2×10^{-3}	0	0	100	3.7×10^{-4}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	2.3×10^{-6}
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	7.2×10^{-7}
³⁶ Cl	3.7×10^{-3}	0	0	100	4.8×10^{-5}
⁴⁰ K	7.2×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	2.4×10^{-6}
⁵¹ Cr	1.1×10^{-4}	0	48	52	3.9×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.1×10^{-3}	0	5	95	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	4.7×10^{-4}	0	39	61	1.5×10^{-3}
⁵⁸ Co	1.7×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	4.0×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.5×10^{-5}	0	66	34	9.4×10^{-7}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	5.1×10^{-8}
⁶⁵ Zn	7.9×10^{-4}	0	8	92	7.4×10^{-3}
⁷⁵ Se	7.8×10^{-4}	0	8	92	4.9×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	8.8×10^{-7}
⁸⁹ Sr	7.8×10^{-3}	0	0	100	2.7×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.5×10^{-2}	0	0	100	7.4×10^{-4}
⁹⁵ Zr	2.5×10^{-3}	0	0	100	9.3×10^{-3}
⁹⁴ Nb	4.2×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
⁹⁵ Nb	1.5×10^{-3}	0	1	99	9.7×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	4.4×10^{-6}
¹⁰³ Ru	2.2×10^{-3}	0	2	98	5.9×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.8×10^{-2}	0	0	100	4.3×10^{-3}
^{110m} Ag	4.4×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.3×10^{-3}	0	6	94	1.7×10^{-4}
¹²⁴ Sb	7.1×10^{-3}	0	0	100	2.3×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.0×10^{-3}	0	4	96	5.4×10^{-3}
^{129m} Te	8.4×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-3}
¹³² Te	1.1×10^{-2}	0	1	99	3.3×10^{-2}
¹²⁵ I	5.1×10^{-4}	0	28	72	3.4×10^{-4}
¹²⁹ I	1.0×10^{-3}	0	12	88	2.2×10^{-4}
¹³¹ I	3.1×10^{-3}	0	0	100	4.8×10^{-3}
¹³² I	9.4×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹³³ I	6.3×10^{-3}	0	0	100	7.8×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	1.6×10^{-6}
¹³⁶ Cs	4.5×10^{-3}	0	1	99	2.7×10^{-2}

表 C.6 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	7.1×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.6×10^{-2}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹⁴⁰ La	9.7×10^{-3}	0	0	100	3.0×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	9.6×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.7×10^{-2}	0	0	100	1.9×10^{-3}
¹⁵² Eu	3.0×10^{-3}	0	3	97	1.5×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	5.4×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.8×10^{-4}	0	7	93	7.4×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.0×10^{-3}	0	1	99	1.0×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.8×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	96	0	4	2.3×10^{-2}
²²⁸ Ra	7.9×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.3×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	2.1×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	1.1×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	7.1×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	1.9×10^{-4}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	4.6×10^{-6}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	8.9×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	4.9×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	6.5×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	5.3×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	2.1×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	3.6×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	3.3×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	5.2×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	2.6×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	5.0×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.2×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	2.9×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	5.9×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	97	0	2	1.6×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	5.4×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	4.6×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.7 生物の線量換算係数 (DCF)——オタマジャクシ

生物名：オタマジャクシ
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量： 4.42×10^{-4} kg
 体形比： $1 \times 0.5000 \times 0.5000$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	3.2×10^{-10}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	5.5×10^{-6}
³² P	6.8×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-3}
³³ P	1.0×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-5}
³⁵ S	6.7×10^{-4}	0	2	98	5.8×10^{-6}
³⁶ Cl	3.4×10^{-3}	0	0	100	3.9×10^{-4}
⁴⁰ K	5.5×10^{-3}	0	0	100	3.9×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.9×10^{-5}
⁵¹ Cr	7.1×10^{-5}	0	74	26	4.3×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.8×10^{-4}	0	31	69	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	3.2×10^{-4}	0	58	42	1.7×10^{-3}
⁵⁸ Co	5.9×10^{-4}	0	9	91	1.3×10^{-2}
⁶⁰ Co	1.5×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
⁵⁹ Ni	8.9×10^{-5}	0	71	29	7.7×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	3.7×10^{-7}
⁶⁵ Zn	1.9×10^{-4}	0	35	65	8.0×10^{-3}
⁷⁵ Se	3.0×10^{-4}	0	21	79	5.4×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	7.2×10^{-6}
⁸⁹ Sr	6.0×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-3}
⁹⁰ Sr	1.0×10^{-2}	0	0	100	5.6×10^{-3}
⁹⁵ Zr	1.7×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
⁹⁴ Nb	2.4×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
⁹⁵ Nb	7.1×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-5}
¹⁰³ Ru	1.6×10^{-3}	0	3	97	6.5×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	8.6×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-2}
^{110m} Ag	1.4×10^{-3}	0	1	99	3.8×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	3.4×10^{-4}
¹²⁴ Sb	4.0×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.4×10^{-3}	0	5	95	5.9×10^{-3}
^{129m} Te	6.7×10^{-3}	0	1	99	2.9×10^{-3}
¹³² Te	7.1×10^{-3}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹²⁵ I	3.1×10^{-4}	0	47	53	5.5×10^{-4}
¹²⁹ I	9.0×10^{-4}	0	13	87	3.3×10^{-4}
¹³¹ I	2.5×10^{-3}	0	0	100	5.4×10^{-3}
¹³² I	5.4×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-2}
¹³³ I	4.7×10^{-3}	0	0	100	9.4×10^{-3}
¹³⁴ Cs	2.3×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.2×10^{-4}	0	1	99	1.3×10^{-5}
¹³⁶ Cs	2.1×10^{-3}	0	1	99	3.0×10^{-2}

表 C.7 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.2×10^{-3}	0	0	100	8.1×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.1×10^{-2}	0	1	99	4.2×10^{-2}
¹⁴⁰ La	5.9×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	9.4×10^{-3}	0	0	100	9.3×10^{-3}
¹⁵² Eu	1.6×10^{-3}	0	5	95	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	3.6×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	8.8×10^{-4}	0	7	93	8.3×10^{-4}
¹⁹² Ir	2.9×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.0×10^{-3}	0	2	98	9.5×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	2.8×10^{-2}
²²⁸ Ra	5.8×10^{-3}	0	4	96	1.4×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.5×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	2.5×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.3×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	9	91	3.2×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}
²³⁴ Th	7.9×10^{-3}	0	0	100	4.7×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	6.1×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.4×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.4×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	4.4×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	7.4×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	3.2×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	4.1×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.9×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.8×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.8 生物の線量換算係数 (DCF)——カエル

生物名：カエル

生息地：水生

生物相：水生／陸上

体質量：3.14 kg × 10⁻² kg

体形比：1 × 0.3750 × 0.3130

外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

深さ 0.5 g/cm² の平面線源に地上で被ばく

厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく				外部被ばくの DCF		
	DCF (μGy/日)/(Bq/kg)	f ₁	f ₂	f ₃	水中／無限線源 (μGy/日)/(Bq/kg)	地上／平面線源 (μGy/日)/(Bq/m ²)	地上／体積線源 (μGy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9 × 10 ⁻⁵	0	75	25	5.9 × 10 ⁻¹¹	—	—
¹⁴ C	6.8 × 10 ⁻⁴	0	1	99	1.4 × 10 ⁻⁶	—	—
³² P	8.9 × 10 ⁻³	0	0	100	7.5 × 10 ⁻⁴	—	—
³³ P	1.1 × 10 ⁻³	0	1	99	4.6 × 10 ⁻⁶	—	—
³⁵ S	6.7 × 10 ⁻⁴	0	2	98	1.5 × 10 ⁻⁶	—	—
³⁶ Cl	3.7 × 10 ⁻³	0	0	100	1.0 × 10 ⁻⁴	1.3 × 10 ⁻⁸	7.5 × 10 ⁻⁷
⁴⁰ K	6.8 × 10 ⁻³	0	0	100	2.5 × 10 ⁻³	1.2 × 10 ⁻⁵	7.3 × 10 ⁻⁴
⁴⁵ Ca	1.1 × 10 ⁻³	0	1	99	4.9 × 10 ⁻⁶	1.6 × 10 ⁻¹⁴	3.4 × 10 ⁻¹¹
⁵¹ Cr	8.8 × 10 ⁻⁵	0	60	40	4.2 × 10 ⁻⁴	2.6 × 10 ⁻⁶	1.5 × 10 ⁻⁴
⁵⁴ Mn	5.5 × 10 ⁻⁴	0	10	90	1.1 × 10 ⁻²	6.7 × 10 ⁻⁵	4.1 × 10 ⁻³
⁵⁷ Co	3.8 × 10 ⁻⁴	0	48	52	1.6 × 10 ⁻³	8.9 × 10 ⁻⁶	4.7 × 10 ⁻⁴
⁵⁸ Co	1.0 × 10 ⁻³	0	5	95	1.3 × 10 ⁻²	7.9 × 10 ⁻⁵	4.7 × 10 ⁻³
⁶⁰ Co	2.6 × 10 ⁻³	0	0	100	3.3 × 10 ⁻²	1.9 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻²
⁵⁹ Ni	9.4 × 10 ⁻⁵	0	67	33	2.0 × 10 ⁻⁶	—	—
⁶³ Ni	2.4 × 10 ⁻⁴	0	12	88	9.1 × 10 ⁻⁸	—	—
⁶⁵ Zn	4.4 × 10 ⁻⁴	0	15	85	7.7 × 10 ⁻³	4.5 × 10 ⁻⁵	2.8 × 10 ⁻³
⁷⁵ Se	5.0 × 10 ⁻⁴	0	13	87	5.2 × 10 ⁻³	3.1 × 10 ⁻⁵	1.8 × 10 ⁻³
⁷⁹ Se	7.7 × 10 ⁻⁴	0	1	99	1.8 × 10 ⁻⁶	—	—
⁸⁹ Sr	7.5 × 10 ⁻³	0	0	100	5.5 × 10 ⁻⁴	6.7 × 10 ⁻⁹	4.1 × 10 ⁻⁷
⁹⁰ Sr	1.4 × 10 ⁻²	0	0	100	1.5 × 10 ⁻³	8.4 × 10 ⁻¹²	3.8 × 10 ⁻¹⁰
⁹⁵ Zr	2.0 × 10 ⁻³	0	0	100	9.8 × 10 ⁻³	6.0 × 10 ⁻⁵	3.6 × 10 ⁻³
⁹⁴ Nb	3.2 × 10 ⁻³	0	0	100	2.1 × 10 ⁻²	1.3 × 10 ⁻⁴	7.7 × 10 ⁻³
⁹⁵ Nb	1.1 × 10 ⁻³	0	1	99	1.0 × 10 ⁻²	6.2 × 10 ⁻⁵	3.7 × 10 ⁻³
⁹⁹ Tc	1.4 × 10 ⁻³	0	0	100	9.0 × 10 ⁻⁶	—	—
¹⁰³ Ru	1.8 × 10 ⁻³	0	2	98	6.2 × 10 ⁻³	3.9 × 10 ⁻⁵	2.3 × 10 ⁻³
¹⁰⁶ Ru	1.7 × 10 ⁻²	0	0	100	6.1 × 10 ⁻³	1.7 × 10 ⁻⁵	1.0 × 10 ⁻³
^{110m} Ag	2.7 × 10 ⁻³	0	1	99	3.7 × 10 ⁻²	2.2 × 10 ⁻⁴	1.3 × 10 ⁻²
¹⁰⁹ Cd	1.3 × 10 ⁻³	0	7	93	2.5 × 10 ⁻⁴	1.3 × 10 ⁻⁶	3.4 × 10 ⁻⁵
¹²⁴ Sb	5.9 × 10 ⁻³	0	0	100	2.5 × 10 ⁻²	1.4 × 10 ⁻⁴	8.5 × 10 ⁻³
¹²⁵ Sb	1.7 × 10 ⁻³	0	4	96	5.7 × 10 ⁻³	3.5 × 10 ⁻⁵	2.0 × 10 ⁻³
^{129m} Te	8.1 × 10 ⁻³	0	1	99	1.5 × 10 ⁻³	6.0 × 10 ⁻⁶	3.3 × 10 ⁻⁴
¹³² Te	9.5 × 10 ⁻³	0	1	99	3.5 × 10 ⁻²	2.1 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻²
¹²⁵ I	4.0 × 10 ⁻⁴	0	36	64	4.5 × 10 ⁻⁴	2.7 × 10 ⁻⁶	4.7 × 10 ⁻⁵
¹²⁹ I	9.5 × 10 ⁻⁴	0	13	87	2.8 × 10 ⁻⁴	1.6 × 10 ⁻⁶	2.7 × 10 ⁻⁵
¹³¹ I	2.8 × 10 ⁻³	0	0	100	5.1 × 10 ⁻³	3.1 × 10 ⁻⁵	1.9 × 10 ⁻³
¹³² I	7.7 × 10 ⁻³	0	0	100	3.1 × 10 ⁻²	1.8 × 10 ⁻⁴	1.1 × 10 ⁻²
¹³³ I	5.8 × 10 ⁻³	0	0	100	8.3 × 10 ⁻³	4.9 × 10 ⁻⁵	3.0 × 10 ⁻³
¹³⁴ Cs	3.1 × 10 ⁻³	0	0	100	2.1 × 10 ⁻²	1.3 × 10 ⁻⁴	7.6 × 10 ⁻³
¹³⁵ Cs	9.3 × 10 ⁻⁴	0	1	99	3.3 × 10 ⁻⁶	—	—
¹³⁶ Cs	3.1 × 10 ⁻³	0	1	99	2.9 × 10 ⁻²	1.7 × 10 ⁻⁴	1.0 × 10 ⁻²

表 C.8 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく				外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.7×10^{-3}	0	0	100	7.6×10^{-3}	4.6×10^{-5}	2.7×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.4×10^{-2}	0	1	99	3.9×10^{-2}	2.1×10^{-4}	1.3×10^{-2}
¹⁴⁰ La	8.1×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-2}	1.7×10^{-4}	1.1×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.4×10^{-3}	0	1	99	1.0×10^{-3}	5.7×10^{-6}	2.9×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.6×10^{-2}	0	0	100	3.2×10^{-3}	3.9×10^{-6}	2.2×10^{-4}
¹⁵² Eu	2.2×10^{-3}	0	4	96	1.5×10^{-2}	9.0×10^{-5}	5.4×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	4.6×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-2}	9.6×10^{-5}	5.9×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	9.2×10^{-4}	0	7	93	7.9×10^{-4}	4.4×10^{-6}	1.8×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.5×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-2}	6.7×10^{-5}	4.0×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.7×10^{-3}	0	2	98	2.6×10^{-4}	1.5×10^{-7}	6.8×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}	6.8×10^{-10}	4.1×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	96	0	4	2.4×10^{-2}	1.3×10^{-4}	8.2×10^{-3}
²²⁸ Ra	7.1×10^{-3}	0	3	97	1.3×10^{-2}	7.6×10^{-5}	4.6×10^{-3}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.4×10^{-3}	8.4×10^{-6}	4.7×10^{-4}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	2.2×10^{-2}	1.1×10^{-4}	7.0×10^{-3}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	1.2×10^{-3}	6.3×10^{-6}	3.1×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	9.7×10^{-6}	3.2×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³¹ Th	2.4×10^{-3}	0	9	91	2.4×10^{-4}	1.1×10^{-6}	4.9×10^{-5}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	6.9×10^{-6}	1.8×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²³⁴ Th	1.1×10^{-2}	0	0	100	1.5×10^{-3}	2.0×10^{-6}	1.1×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	5.4×10^{-4}	3.1×10^{-6}	1.8×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	8.9×10^{-6}	3.1×10^{-8}	2.1×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	8.8×10^{-6}	1.8×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	2.3×10^{-3}	1.3×10^{-5}	7.0×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	6.4×10^{-6}	1.0×10^{-8}	1.2×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	3.7×10^{-4}	1.9×10^{-6}	8.6×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	9.4×10^{-6}	1.7×10^{-8}	1.5×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	4.2×10^{-6}	1.1×10^{-8}	7.8×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	9.0×10^{-6}	1.7×10^{-8}	1.4×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.6×10^{-8}	1.2×10^{-10}	6.4×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	3.4×10^{-4}	1.8×10^{-6}	6.1×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-5}	2.4×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.7×10^{-3}	9.8×10^{-6}	5.3×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	9.5×10^{-6}	2.2×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	7.8×10^{-6}	2.3×10^{-8}	7.3×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.9 生物の線量換算係数 (DCF)——マスの卵/カニの幼虫

生物名：マスの卵/カニの幼虫

生息地：水生

生物相：水生

体質量： 3.35×10^{-5} kg体形比： $1 \times 1 \times 1$

外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	4.7×10^{-12}
¹⁴ C	6.7×10^{-4}	0	1	99	1.2×10^{-5}
³² P	4.0×10^{-3}	0	0	100	5.6×10^{-3}
³³ P	1.0×10^{-3}	0	1	99	4.1×10^{-5}
³⁵ S	6.6×10^{-4}	0	2	98	1.3×10^{-5}
³⁶ Cl	2.9×10^{-3}	0	0	100	8.6×10^{-4}
⁴⁰ K	3.5×10^{-3}	0	0	100	5.8×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.0×10^{-3}	0	1	99	4.3×10^{-5}
⁵¹ Cr	6.7×10^{-5}	0	79	21	4.4×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.0×10^{-4}	0	54	46	1.2×10^{-2}
⁵⁷ Co	3.0×10^{-4}	0	62	38	1.7×10^{-3}
⁵⁸ Co	4.8×10^{-4}	0	11	89	1.4×10^{-2}
⁶⁰ Co	1.3×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
⁵⁹ Ni	8.3×10^{-5}	0	76	24	1.3×10^{-5}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	1.0×10^{-6}
⁶⁵ Zn	1.3×10^{-4}	0	49	51	8.1×10^{-3}
⁷⁵ Se	2.5×10^{-4}	0	26	74	5.4×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.6×10^{-4}	0	1	99	1.6×10^{-5}
⁸⁹ Sr	3.8×10^{-3}	0	0	100	4.2×10^{-3}
⁹⁰ Sr	6.2×10^{-3}	0	0	100	9.4×10^{-3}
⁹⁵ Zr	1.5×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
⁹⁴ Nb	2.1×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
⁹⁵ Nb	6.3×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.3×10^{-3}	0	0	100	7.9×10^{-5}
¹⁰³ Ru	1.5×10^{-3}	0	3	97	6.6×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	4.0×10^{-3}	0	1	99	1.9×10^{-2}
^{110m} Ag	1.0×10^{-3}	0	2	98	3.8×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.1×10^{-3}	0	7	93	3.7×10^{-4}
¹²⁴ Sb	2.8×10^{-3}	0	0	100	2.8×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.3×10^{-3}	0	5	95	6.1×10^{-3}
^{129m} Te	4.7×10^{-3}	0	1	99	4.8×10^{-3}
¹³² Te	5.1×10^{-3}	0	1	99	3.9×10^{-2}
¹²⁵ I	2.9×10^{-4}	0	51	49	5.7×10^{-4}
¹²⁹ I	8.8×10^{-4}	0	13	87	3.4×10^{-4}
¹³¹ I	2.3×10^{-3}	0	0	100	5.7×10^{-3}
¹³² I	3.6×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
¹³³ I	3.5×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-2}
¹³⁴ Cs	1.9×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.1×10^{-4}	0	1	99	2.9×10^{-5}
¹³⁶ Cs	1.9×10^{-3}	0	1	99	3.0×10^{-2}

表 C.9 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	2.7×10^{-3}	0	0	100	8.6×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	7.7×10^{-3}	0	2	98	4.5×10^{-2}
¹⁴⁰ La	3.9×10^{-3}	0	0	100	3.6×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.1×10^{-3}	0	1	99	1.3×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	5.1×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-2}
¹⁵² Eu	1.4×10^{-3}	0	6	94	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	3.0×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	8.7×10^{-4}	0	7	93	8.5×10^{-4}
¹⁹² Ir	2.6×10^{-3}	0	1	99	1.2×10^{-2}
²¹⁰ Pb	3.9×10^{-3}	0	3	97	2.0×10^{-3}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	98	0	2	3.0×10^{-2}
²²⁸ Ra	4.5×10^{-3}	0	5	95	1.6×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.5×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	99	0	1	2.7×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.3×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-5}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	10	90	3.8×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³⁴ Th	4.7×10^{-3}	0	1	99	7.8×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	6.4×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.5×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	99	0	1	4.6×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	8.9×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	3.4×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	4.3×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.3×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.9×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.5×10^{-5}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.10 生物の線量換算係数 (DCF)——マス

生物名：マス
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量：1.26 kg
 体形比：1×0.1600×0.1200
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中／無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	8.5×10^{-12}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	4.3×10^{-7}
³² P	9.4×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-4}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-6}
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	4.6×10^{-7}
³⁶ Cl	3.8×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-5}
⁴⁰ K	7.3×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-6}
⁵¹ Cr	1.3×10^{-4}	0	41	59	3.8×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.5×10^{-3}	0	4	96	1.0×10^{-2}
⁵⁷ Co	5.5×10^{-4}	0	33	67	1.4×10^{-3}
⁵⁸ Co	2.2×10^{-3}	0	2	98	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	5.1×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	66	34	5.9×10^{-7}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	2.7×10^{-8}
⁶⁵ Zn	1.1×10^{-3}	0	6	94	7.1×10^{-3}
⁷⁵ Se	1.0×10^{-3}	0	6	94	4.6×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	5.7×10^{-7}
⁸⁹ Sr	7.9×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.5×10^{-2}	0	0	100	5.6×10^{-4}
⁹⁵ Zr	2.9×10^{-3}	0	0	100	9.0×10^{-3}
⁹⁴ Nb	5.0×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-2}
⁹⁵ Nb	1.9×10^{-3}	0	1	99	9.3×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-6}
¹⁰³ Ru	2.4×10^{-3}	0	2	98	5.6×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.9×10^{-2}	0	0	100	3.8×10^{-3}
^{110m} Ag	5.7×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.4×10^{-3}	0	6	94	1.3×10^{-4}
¹²⁴ Sb	8.0×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.2×10^{-3}	0	3	97	5.1×10^{-3}
^{129m} Te	8.5×10^{-3}	0	1	99	1.0×10^{-3}
¹³² Te	1.3×10^{-2}	0	0	100	3.1×10^{-2}
¹²⁵ I	5.8×10^{-4}	0	25	75	2.7×10^{-4}
¹²⁹ I	1.0×10^{-3}	0	11	89	1.8×10^{-4}
¹³¹ I	3.3×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-3}
¹³² I	1.1×10^{-2}	0	0	100	2.8×10^{-2}
¹³³ I	6.7×10^{-3}	0	0	100	7.4×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.9×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	1.0×10^{-6}
¹³⁶ Cs	5.5×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-2}

表 C.10 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.4×10^{-3}	0	0	100	6.8×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.7×10^{-2}	0	1	99	3.5×10^{-2}
¹⁴⁰ La	1.1×10^{-2}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	9.0×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.7×10^{-2}	0	0	100	1.6×10^{-3}
¹⁵² Eu	3.5×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	6.0×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	1.0×10^{-3}	0	6	94	6.9×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.5×10^{-3}	0	0	100	9.8×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.9×10^{-3}	0	2	98	9.6×10^{-5}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	95	0	5	2.2×10^{-2}
²²⁸ Ra	8.4×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.2×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	2.0×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	1.0×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	6.0×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	1.7×10^{-4}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	3.6×10^{-6}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	7.4×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	4.5×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	5.4×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	3.9×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	2.0×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	3.0×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	3.6×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	3.4×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.0×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	2.6×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	4.1×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.3×10^{-2}	97	0	3	1.5×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	3.7×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.11 生物の線量換算係数 (DCF)——扁平魚の卵

生物名：扁平魚の卵
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量： 4.19×10^{-6} kg
 体形比： $1 \times 1 \times 1$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	2.2×10^{-9}
¹⁴ C	6.6×10^{-4}	0	1	99	2.6×10^{-5}
³² P	2.2×10^{-3}	0	0	100	7.5×10^{-3}
³³ P	9.8×10^{-4}	0	1	99	8.6×10^{-5}
³⁵ S	6.5×10^{-4}	0	2	98	2.8×10^{-5}
³⁶ Cl	2.1×10^{-3}	0	0	100	1.6×10^{-3}
⁴⁰ K	2.0×10^{-3}	0	0	100	7.4×10^{-3}
⁴⁵ Ca	9.8×10^{-4}	0	1	99	9.0×10^{-5}
⁵¹ Cr	6.4×10^{-5}	0	82	18	4.4×10^{-4}
⁵⁴ Mn	7.8×10^{-5}	0	71	29	1.2×10^{-2}
⁵⁷ Co	2.8×10^{-4}	0	64	36	1.7×10^{-3}
⁵⁸ Co	3.9×10^{-4}	0	13	87	1.4×10^{-2}
⁶⁰ Co	1.2×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
⁵⁹ Ni	7.9×10^{-5}	0	80	20	1.7×10^{-5}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	1.7×10^{-6}
⁶⁵ Zn	1.1×10^{-4}	0	58	42	8.1×10^{-3}
⁷⁵ Se	2.2×10^{-4}	0	30	70	5.4×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.4×10^{-4}	0	1	99	3.4×10^{-5}
⁸⁹ Sr	2.1×10^{-3}	0	0	100	5.9×10^{-3}
⁹⁰ Sr	3.9×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-2}
⁹⁵ Zr	1.4×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-2}
⁹⁴ Nb	1.8×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
⁹⁵ Nb	5.9×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.2×10^{-3}	0	0	100	1.7×10^{-4}
¹⁰³ Ru	1.4×10^{-3}	0	3	97	6.7×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	2.1×10^{-3}	0	2	98	2.0×10^{-2}
^{110m} Ag	8.2×10^{-4}	0	2	98	3.8×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.1×10^{-3}	0	7	93	4.0×10^{-4}
¹²⁴ Sb	1.9×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.1×10^{-3}	0	6	94	6.2×10^{-3}
^{129m} Te	3.2×10^{-3}	0	2	98	6.4×10^{-3}
¹³² Te	3.6×10^{-3}	0	2	98	4.1×10^{-2}
¹²⁵ I	2.8×10^{-4}	0	52	48	5.7×10^{-4}
¹²⁹ I	8.6×10^{-4}	0	14	86	3.6×10^{-4}
¹³¹ I	1.9×10^{-3}	0	0	100	6.1×10^{-3}
¹³² I	2.2×10^{-3}	0	0	100	3.6×10^{-2}
¹³³ I	2.2×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-2}
¹³⁴ Cs	1.5×10^{-3}	0	1	99	2.2×10^{-2}
¹³⁵ Cs	8.7×10^{-4}	0	1	99	6.0×10^{-5}
¹³⁶ Cs	1.7×10^{-3}	0	1	99	3.0×10^{-2}

表 C.11 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	2.0×10^{-3}	0	0	100	9.2×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	5.1×10^{-3}	0	3	97	4.7×10^{-2}
¹⁴⁰ La	2.3×10^{-3}	0	0	100	3.7×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	1.9×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	3.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-2}
¹⁵² Eu	1.1×10^{-3}	0	7	93	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	2.3×10^{-3}	0	2	98	1.9×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	8.5×10^{-4}	0	8	92	8.6×10^{-4}
¹⁹² Ir	2.1×10^{-3}	0	1	99	1.2×10^{-2}
²¹⁰ Pb	2.7×10^{-3}	0	4	96	3.3×10^{-3}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	99	0	1	3.3×10^{-2}
²²⁸ Ra	3.3×10^{-3}	0	7	93	1.7×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.6×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	99	0	1	2.9×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.4×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-5}
²³¹ Th	2.2×10^{-3}	0	10	90	4.6×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.9×10^{-5}
²³⁴ Th	2.9×10^{-3}	0	1	99	9.7×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	6.7×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	96	0	4	2.6×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-5}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	99	0	1	4.8×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	9.9×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	2.3×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	4.0×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	4.4×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	2.0×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.12 生物の線量換算係数 (DCF)——扁平魚

生物名：扁平魚
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量：1.31 kg
 体形比：1×0.6250×0.0630
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	1.9×10^{-11}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	4.3×10^{-7}
³² P	9.1×10^{-3}	0	0	100	5.2×10^{-4}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-6}
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	4.6×10^{-7}
³⁶ Cl	3.7×10^{-3}	0	0	100	4.3×10^{-5}
⁴⁰ K	7.1×10^{-3}	0	0	100	2.3×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-6}
⁵¹ Cr	1.1×10^{-4}	0	48	52	3.9×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.0×10^{-3}	0	5	95	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	4.9×10^{-4}	0	38	62	1.5×10^{-3}
⁵⁸ Co	1.6×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	4.0×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	66	34	6.0×10^{-7}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	2.6×10^{-8}
⁶⁵ Zn	7.7×10^{-4}	0	8	92	7.4×10^{-3}
⁷⁵ Se	7.9×10^{-4}	0	8	92	4.9×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	5.7×10^{-7}
⁸⁹ Sr	7.7×10^{-3}	0	0	100	3.6×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.4×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-3}
⁹⁵ Zr	2.5×10^{-3}	0	0	100	9.4×10^{-3}
⁹⁴ Nb	4.2×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
⁹⁵ Nb	1.5×10^{-3}	0	1	99	9.7×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.0×10^{-6}
¹⁰³ Ru	2.2×10^{-3}	0	2	98	5.9×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.7×10^{-2}	0	0	100	5.2×10^{-3}
^{110m} Ag	4.3×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.3×10^{-3}	0	6	94	1.7×10^{-4}
¹²⁴ Sb	7.0×10^{-3}	0	0	100	2.4×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.0×10^{-3}	0	4	96	5.4×10^{-3}
^{129m} Te	8.3×10^{-3}	0	1	99	1.2×10^{-3}
¹³² Te	1.1×10^{-2}	0	1	99	3.3×10^{-2}
¹²⁵ I	5.1×10^{-4}	0	29	71	3.4×10^{-4}
¹²⁹ I	1.0×10^{-3}	0	12	88	2.2×10^{-4}
¹³¹ I	3.1×10^{-3}	0	0	100	4.8×10^{-3}
¹³² I	9.2×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹³³ I	6.3×10^{-3}	0	0	100	7.8×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	1.0×10^{-6}
¹³⁶ Cs	4.4×10^{-3}	0	1	99	2.7×10^{-2}

表 C.12 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.1×10^{-3}	0	0	100	7.2×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.6×10^{-2}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹⁴⁰ La	9.6×10^{-3}	0	0	100	3.0×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	9.5×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.6×10^{-2}	0	0	100	2.6×10^{-3}
¹⁵² Eu	3.0×10^{-3}	0	3	97	1.5×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	5.4×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.9×10^{-4}	0	7	93	7.3×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.1×10^{-3}	0	1	99	1.0×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.8×10^{-3}	0	2	98	1.5×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	96	0	4	2.3×10^{-2}
²²⁸ Ra	7.8×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.3×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	2.1×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	1.1×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	6.7×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	1.8×10^{-4}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	4.2×10^{-6}
²³⁴ Th	1.1×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	4.8×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	6.2×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	4.9×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	2.1×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	3.2×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	4.8×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	2.5×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	4.6×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.2×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	2.9×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	5.5×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	97	0	2	1.6×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	5.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	4.4×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.13 生物の線量換算係数 (DCF)——カニの卵塊

生物名：カニの卵塊
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量： 1.26×10^{-2} kg
 体形比： $1 \times 0.6670 \times 0.1670$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	6.5×10^{-11}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	1.9×10^{-6}
³² P	8.4×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-3}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	6.2×10^{-6}
³⁵ S	6.7×10^{-4}	0	2	98	2.0×10^{-6}
³⁶ Cl	3.6×10^{-3}	0	0	100	1.6×10^{-4}
⁴⁰ K	6.5×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	6.5×10^{-6}
⁵¹ Cr	8.0×10^{-5}	0	66	34	4.2×10^{-4}
⁵⁴ Mn	3.6×10^{-4}	0	15	85	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	3.5×10^{-4}	0	52	48	1.6×10^{-3}
⁵⁸ Co	8.3×10^{-4}	0	6	94	1.3×10^{-2}
⁶⁰ Co	2.1×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.3×10^{-5}	0	67	33	3.0×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	1.2×10^{-7}
⁶⁵ Zn	3.2×10^{-4}	0	20	80	7.9×10^{-3}
⁷⁵ Se	4.1×10^{-4}	0	16	84	5.2×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	2.5×10^{-6}
⁸⁹ Sr	7.2×10^{-3}	0	0	100	8.8×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.3×10^{-2}	0	0	100	2.4×10^{-3}
⁹⁵ Zr	1.9×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
⁹⁴ Nb	2.8×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-2}
⁹⁵ Nb	8.8×10^{-4}	0	1	99	1.0×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-5}
¹⁰³ Ru	1.7×10^{-3}	0	3	97	6.3×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.5×10^{-2}	0	0	100	7.9×10^{-3}
^{110m} Ag	2.1×10^{-3}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	2.9×10^{-4}
¹²⁴ Sb	5.3×10^{-3}	0	0	100	2.5×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.5×10^{-3}	0	5	95	5.8×10^{-3}
^{129m} Te	7.8×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-3}
¹³² Te	8.7×10^{-3}	0	1	99	3.6×10^{-2}
¹²⁵ I	3.6×10^{-4}	0	41	59	5.0×10^{-4}
¹²⁹ I	9.2×10^{-4}	0	13	87	3.0×10^{-4}
¹³¹ I	2.7×10^{-3}	0	0	100	5.2×10^{-3}
¹³² I	6.9×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-2}
¹³³ I	5.5×10^{-3}	0	0	100	8.6×10^{-3}
¹³⁴ Cs	2.7×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	4.4×10^{-6}
¹³⁶ Cs	2.6×10^{-3}	0	1	99	2.9×10^{-2}

表 C.13 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.5×10^{-3}	0	0	100	7.8×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.3×10^{-2}	0	1	99	4.0×10^{-2}
¹⁴⁰ La	7.4×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.4×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	1.4×10^{-2}	0	0	100	4.5×10^{-3}
¹⁵² Eu	1.9×10^{-3}	0	4	96	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	4.2×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.0×10^{-4}	0	7	93	8.1×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.2×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.6×10^{-3}	0	2	98	4.3×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	96	0	4	2.5×10^{-2}
²²⁸ Ra	6.7×10^{-3}	0	3	97	1.4×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.4×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	2	2.3×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.2×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²³¹ Th	2.4×10^{-3}	0	9	91	2.6×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	8.6×10^{-6}
²³⁴ Th	1.0×10^{-2}	0	0	100	2.2×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	5.6×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.3×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	8.4×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	4.0×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	5.3×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.8×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	3.7×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.8×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	9.8×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.14 生物の線量換算係数 (DCF)——カニ

生物名：カニ
 生息地：水生
 生物相：水生
 体質量：0.754 kg
 体形比： $1 \times 0.6000 \times 0.3000$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中 / 無限線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	1.8×10^{-13}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	5.1×10^{-7}
³² P	9.3×10^{-3}	0	0	100	2.7×10^{-4}
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-6}
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	5.5×10^{-7}
³⁶ Cl	3.7×10^{-3}	0	0	100	3.7×10^{-5}
⁴⁰ K	7.3×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-6}
⁵¹ Cr	1.2×10^{-4}	0	42	58	3.8×10^{-4}
⁵⁴ Mn	1.4×10^{-3}	0	4	96	1.0×10^{-2}
⁵⁷ Co	5.4×10^{-4}	0	34	66	1.5×10^{-3}
⁵⁸ Co	2.1×10^{-3}	0	2	98	1.2×10^{-2}
⁶⁰ Co	5.0×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	66	34	7.0×10^{-7}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	3.8×10^{-8}
⁶⁵ Zn	1.0×10^{-3}	0	6	94	7.2×10^{-3}
⁷⁵ Se	9.7×10^{-4}	0	7	93	4.7×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	6.7×10^{-7}
⁸⁹ Sr	7.9×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-4}
⁹⁰ Sr	1.5×10^{-2}	0	0	100	5.6×10^{-4}
⁹⁵ Zr	2.9×10^{-3}	0	0	100	9.0×10^{-3}
⁹⁴ Nb	4.9×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-2}
⁹⁵ Nb	1.9×10^{-3}	0	1	99	9.3×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-6}
¹⁰³ Ru	2.4×10^{-3}	0	2	98	5.7×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.9×10^{-2}	0	0	100	3.8×10^{-3}
^{110m} Ag	5.6×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.4×10^{-3}	0	6	94	1.4×10^{-4}
¹²⁴ Sb	7.9×10^{-3}	0	0	100	2.3×10^{-2}
¹²⁵ Sb	2.2×10^{-3}	0	3	97	5.1×10^{-3}
^{129m} Te	8.5×10^{-3}	0	1	99	1.0×10^{-3}
¹³² Te	1.3×10^{-2}	0	1	99	3.2×10^{-2}
¹²⁵ I	5.7×10^{-4}	0	26	74	2.8×10^{-4}
¹²⁹ I	1.0×10^{-3}	0	11	89	1.9×10^{-4}
¹³¹ I	3.3×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-3}
¹³² I	1.0×10^{-2}	0	0	100	2.8×10^{-2}
¹³³ I	6.6×10^{-3}	0	0	100	7.5×10^{-3}
¹³⁴ Cs	4.8×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	1.2×10^{-6}
¹³⁶ Cs	5.4×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-2}

表 C.14 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	4.4×10^{-3}	0	0	100	6.9×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.7×10^{-2}	0	1	99	3.5×10^{-2}
¹⁴⁰ La	1.1×10^{-2}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.5×10^{-3}	0	1	99	9.1×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.7×10^{-2}	0	0	100	1.6×10^{-3}
¹⁵² Eu	3.5×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	5.9×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	1.0×10^{-3}	0	6	94	7.0×10^{-4}
¹⁹² Ir	4.4×10^{-3}	0	0	100	9.9×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.9×10^{-3}	0	2	98	1.1×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	96	0	4	2.2×10^{-2}
²²⁸ Ra	8.3×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.3×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	97	0	3	2.0×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	97	0	2	1.0×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	6.2×10^{-6}
²³¹ Th	2.5×10^{-3}	0	9	91	1.7×10^{-4}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	3.8×10^{-6}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	7.4×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	1	4.6×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	5.7×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	4.2×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	5	2.0×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	2.7×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	3.0×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	3.9×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	3.8×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	2.1×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	2.7×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	4.4×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	97	0	2	1.5×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	4.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	3.5×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.15 生物の線量換算係数 (DCF)——ハチ

生物名：ハチ
 生息地：陸生
 生物相：動物
 体質量： 5.89×10^{-4} kg
 体形比： $1 \times 0.3750 \times 0.3750$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の平面線源に地上で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
^3H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—
^{14}C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{32}P	7.0×10^{-3}	0	0	100	—	—
^{33}P	1.0×10^{-3}	0	1	99	—	—
^{35}S	6.7×10^{-4}	0	2	98	—	—
^{36}Cl	3.4×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-8}	7.5×10^{-7}
^{40}K	5.6×10^{-3}	0	0	100	1.2×10^{-5}	7.3×10^{-4}
^{45}Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-14}	3.6×10^{-11}
^{51}Cr	7.2×10^{-5}	0	74	26	2.6×10^{-6}	1.5×10^{-4}
^{54}Mn	1.9×10^{-4}	0	30	70	6.8×10^{-5}	4.1×10^{-3}
^{57}Co	3.2×10^{-4}	0	57	43	8.9×10^{-6}	4.7×10^{-4}
^{58}Co	6.1×10^{-4}	0	9	91	7.9×10^{-5}	4.8×10^{-3}
^{60}Co	1.6×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-4}	1.2×10^{-2}
^{59}Ni	8.9×10^{-5}	0	71	29	—	—
^{63}Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—
^{65}Zn	1.9×10^{-4}	0	34	66	4.5×10^{-5}	2.8×10^{-3}
^{75}Se	3.1×10^{-4}	0	21	79	3.1×10^{-5}	1.8×10^{-3}
^{79}Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{89}Sr	6.1×10^{-3}	0	0	100	6.8×10^{-9}	4.1×10^{-7}
^{90}Sr	1.0×10^{-2}	0	0	100	8.5×10^{-12}	3.9×10^{-10}
^{95}Zr	1.7×10^{-3}	0	0	100	6.0×10^{-5}	3.6×10^{-3}
^{94}Nb	2.4×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-4}	7.7×10^{-3}
^{95}Nb	7.2×10^{-4}	0	2	98	6.2×10^{-5}	3.8×10^{-3}
^{99}Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—
^{103}Ru	1.6×10^{-3}	0	3	97	3.9×10^{-5}	2.3×10^{-3}
^{106}Ru	9.2×10^{-3}	0	0	100	1.7×10^{-5}	1.0×10^{-3}
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	1.4×10^{-3}	0	1	99	2.2×10^{-4}	1.3×10^{-2}
^{109}Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	1.3×10^{-6}	3.4×10^{-5}
^{124}Sb	4.2×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-4}	8.6×10^{-3}
^{125}Sb	1.4×10^{-3}	0	5	95	3.5×10^{-5}	2.1×10^{-3}
$^{129\text{m}}\text{Te}$	6.8×10^{-3}	0	1	99	6.1×10^{-6}	3.3×10^{-4}
^{132}Te	7.2×10^{-3}	0	1	99	2.1×10^{-4}	1.2×10^{-2}
^{125}I	3.1×10^{-4}	0	47	53	2.7×10^{-6}	4.7×10^{-5}
^{129}I	9.0×10^{-4}	0	13	87	1.6×10^{-6}	2.8×10^{-5}
^{131}I	2.6×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-5}	1.9×10^{-3}
^{132}I	5.6×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-4}	1.1×10^{-2}
^{133}I	4.8×10^{-3}	0	0	100	5.0×10^{-5}	3.0×10^{-3}
^{134}Cs	2.3×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-4}	7.6×10^{-3}
^{135}Cs	9.2×10^{-4}	0	1	99	—	—
^{136}Cs	2.1×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-4}	1.0×10^{-2}

表 C.15 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.2×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-5}	2.8×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.1×10^{-2}	0	1	99	2.2×10^{-4}	1.3×10^{-2}
¹⁴⁰ La	6.0×10^{-3}	0	0	100	1.7×10^{-4}	1.1×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	5.8×10^{-6}	3.0×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	9.9×10^{-3}	0	0	100	3.9×10^{-6}	2.2×10^{-4}
¹⁵² Eu	1.6×10^{-3}	0	5	95	9.0×10^{-5}	5.4×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	3.7×10^{-3}	0	1	99	9.7×10^{-5}	5.9×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	8.9×10^{-4}	0	7	93	4.4×10^{-6}	1.8×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.0×10^{-3}	0	1	99	6.8×10^{-5}	4.0×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.1×10^{-3}	0	2	98	1.5×10^{-7}	7.0×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	6.9×10^{-10}	4.2×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	1.3×10^{-4}	8.3×10^{-3}
²²⁸ Ra	5.9×10^{-3}	0	4	96	7.6×10^{-5}	4.6×10^{-3}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	8.5×10^{-6}	4.7×10^{-4}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	1.1×10^{-4}	7.0×10^{-3}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	6.3×10^{-6}	3.1×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	9	91	1.1×10^{-6}	5.0×10^{-5}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²³⁴ Th	8.2×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-6}	1.1×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	3.1×10^{-6}	1.8×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-8}	2.1×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	1.7×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	1.3×10^{-5}	7.1×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-8}	1.2×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	1.9×10^{-6}	8.7×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.6×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-8}	8.0×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.7×10^{-8}	1.5×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.2×10^{-10}	6.4×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	1.8×10^{-6}	6.2×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	9.9×10^{-6}	5.4×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	2.4×10^{-8}	7.4×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.16 生物の線量換算係数 (DCF)——ハチのコロニー

生物名：ハチのコロニー

生息地：陸生

生物相：動物

体質量：28.3 kg

体形比：1×0.5000×0.5000

外部被ばく：深さ 0.5 g/cm² の平面線源に地上で被ばく

厚さ 10 cm の体積線源に地上で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF (μGy/日)/(Bq/kg)	f ₁	f ₂	f ₃	地上/平面線源 (μGy/日)/(Bq/m ²)	地上/体積線源 (μGy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10 ⁻⁵	0	75	25	—	—
¹⁴ C	6.8×10 ⁻⁴	0	1	99	—	—
³² P	9.5×10 ⁻³	0	0	100	—	—
³³ P	1.1×10 ⁻³	0	1	99	—	—
³⁵ S	6.8×10 ⁻⁴	0	2	98	—	—
³⁶ Cl	3.8×10 ⁻³	0	0	100	8.0×10 ⁻⁹	4.8×10 ⁻⁷
⁴⁰ K	7.9×10 ⁻³	0	0	100	7.8×10 ⁻⁶	5.0×10 ⁻⁴
⁴⁵ Ca	1.1×10 ⁻³	0	1	99	6.6×10 ⁻¹⁵	1.0×10 ⁻¹¹
⁵¹ Cr	2.5×10 ⁻⁴	0	21	79	1.6×10 ⁻⁶	9.7×10 ⁻⁵
⁵⁴ Mn	4.3×10 ⁻³	0	1	99	4.3×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻³
⁵⁷ Co	1.1×10 ⁻³	0	17	83	5.2×10 ⁻⁶	2.8×10 ⁻⁴
⁵⁸ Co	5.5×10 ⁻³	0	1	99	5.1×10 ⁻⁵	3.1×10 ⁻³
⁶⁰ Co	1.3×10 ⁻²	0	0	100	1.3×10 ⁻⁴	8.1×10 ⁻³
⁵⁹ Ni	9.6×10 ⁻⁵	0	66	34	—	—
⁶³ Ni	2.4×10 ⁻⁴	0	12	88	—	—
⁶⁵ Zn	2.9×10 ⁻³	0	2	98	3.0×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻³
⁷⁵ Se	2.6×10 ⁻³	0	2	98	1.9×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻³
⁷⁹ Se	7.7×10 ⁻⁴	0	1	99	—	—
⁸⁹ Sr	8.0×10 ⁻³	0	0	100	4.4×10 ⁻⁹	2.7×10 ⁻⁷
⁹⁰ Sr	1.5×10 ⁻²	0	0	100	4.3×10 ⁻¹²	1.7×10 ⁻¹⁰
⁹⁵ Zr	5.5×10 ⁻³	0	0	100	3.9×10 ⁻⁵	2.4×10 ⁻³
⁹⁴ Nb	1.0×10 ⁻²	0	0	100	8.2×10 ⁻⁵	5.0×10 ⁻³
⁹⁵ Nb	4.6×10 ⁻³	0	0	100	4.0×10 ⁻⁵	2.5×10 ⁻³
⁹⁹ Tc	1.4×10 ⁻³	0	0	100	—	—
¹⁰³ Ru	4.2×10 ⁻³	0	1	99	2.5×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻³
¹⁰⁶ Ru	2.0×10 ⁻²	0	0	100	1.1×10 ⁻⁵	6.6×10 ⁻⁴
^{110m} Ag	1.5×10 ⁻²	0	0	100	1.4×10 ⁻⁴	8.8×10 ⁻³
¹⁰⁹ Cd	1.5×10 ⁻³	0	6	94	6.7×10 ⁻⁷	1.8×10 ⁻⁵
¹²⁴ Sb	1.4×10 ⁻²	0	0	100	9.2×10 ⁻⁵	5.8×10 ⁻³
¹²⁵ Sb	3.8×10 ⁻³	0	2	98	2.2×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻³
^{129m} Te	8.9×10 ⁻³	0	1	99	3.8×10 ⁻⁶	2.1×10 ⁻⁴
¹³² Te	2.2×10 ⁻²	0	0	100	1.3×10 ⁻⁴	8.1×10 ⁻³
¹²⁵ I	7.5×10 ⁻⁴	0	19	81	1.4×10 ⁻⁶	2.4×10 ⁻⁵
¹²⁹ I	1.2×10 ⁻³	0	10	90	8.7×10 ⁻⁷	1.4×10 ⁻⁵
¹³¹ I	4.8×10 ⁻³	0	0	100	2.0×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻³
¹³² I	1.8×10 ⁻²	0	0	100	1.2×10 ⁻⁴	7.3×10 ⁻³
¹³³ I	8.9×10 ⁻³	0	0	100	3.2×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻³
¹³⁴ Cs	1.0×10 ⁻²	0	0	100	8.1×10 ⁻⁵	5.0×10 ⁻³
¹³⁵ Cs	9.3×10 ⁻⁴	0	1	99	—	—
¹³⁶ Cs	1.3×10 ⁻²	0	0	100	1.1×10 ⁻⁴	6.9×10 ⁻³

表 C.16 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	地上/平面線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/m^2)	地上/体積線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	6.4×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-5}	1.8×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	2.6×10^{-2}	0	1	99	1.4×10^{-4}	9.1×10^{-3}
¹⁴⁰ La	1.8×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-4}	7.4×10^{-3}
¹⁴¹ Ce	2.9×10^{-3}	0	1	99	3.4×10^{-6}	1.8×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.8×10^{-2}	0	0	100	2.5×10^{-6}	1.4×10^{-4}
¹⁵² Eu	7.5×10^{-3}	0	1	99	5.8×10^{-5}	3.6×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	1.0×10^{-2}	0	0	100	6.3×10^{-5}	3.9×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	1.3×10^{-3}	0	5	95	2.5×10^{-6}	1.1×10^{-4}
¹⁹² Ir	7.7×10^{-3}	0	0	100	4.3×10^{-5}	2.5×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.9×10^{-3}	0	2	98	8.2×10^{-8}	2.9×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	4.4×10^{-10}	2.7×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.5×10^{-1}	94	0	6	8.9×10^{-5}	5.6×10^{-3}
²²⁸ Ra	1.2×10^{-2}	0	2	98	4.9×10^{-5}	3.1×10^{-3}
²²⁷ Th	8.3×10^{-2}	98	0	2	5.2×10^{-6}	2.9×10^{-4}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	96	0	4	7.6×10^{-5}	4.9×10^{-3}
²²⁹ Th	7.0×10^{-2}	97	0	3	3.6×10^{-6}	1.8×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	8.8×10^{-7}
²³¹ Th	2.6×10^{-3}	0	9	91	5.9×10^{-7}	2.6×10^{-5}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	9.6×10^{-9}	4.8×10^{-7}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-6}	7.1×10^{-5}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	2	1.9×10^{-6}	1.1×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.8×10^{-8}	1.0×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	9.8×10^{-9}	6.5×10^{-7}
²³⁵ U	6.5×10^{-2}	94	0	6	7.7×10^{-6}	4.3×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	5.3×10^{-9}	4.0×10^{-7}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	1.1×10^{-6}	4.8×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	9.0×10^{-9}	5.6×10^{-7}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	5.9×10^{-9}	3.5×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	8.7×10^{-9}	5.4×10^{-7}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	6.9×10^{-11}	3.5×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	9.7×10^{-7}	3.3×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-8}	4.8×10^{-7}
²⁴³ Cm	8.3×10^{-2}	97	0	3	5.9×10^{-6}	3.3×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-8}	4.2×10^{-7}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-8}	3.5×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.17 生物の線量換算係数 (DCF)——ミミズの卵

生物名：ミミズの卵
 生息地：土
 生物相：動物
 体質量： 6.54×10^{-5} kg
 体形比： $1 \times 1 \times 1$
 外部被ばく：厚さ 50 cm の体積線源に地中で被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$) / (Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	土壤中 / 体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$) / (Bq/kg)
^3H	7.9×10^{-5}	0	75	25	3.8×10^{-12}
^{14}C	6.7×10^{-4}	0	1	99	1.0×10^{-5}
^{32}P	4.8×10^{-3}	0	0	100	4.8×10^{-3}
^{33}P	1.0×10^{-3}	0	1	99	3.3×10^{-5}
^{35}S	6.7×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-5}
^{36}Cl	3.1×10^{-3}	0	0	100	7.0×10^{-4}
^{40}K	4.1×10^{-3}	0	0	100	5.3×10^{-3}
^{45}Ca	1.0×10^{-3}	0	1	99	3.5×10^{-5}
^{51}Cr	6.8×10^{-5}	0	78	22	4.4×10^{-4}
^{54}Mn	1.2×10^{-4}	0	48	52	1.2×10^{-2}
^{57}Co	3.0×10^{-4}	0	61	39	1.7×10^{-3}
^{58}Co	5.0×10^{-4}	0	10	90	1.3×10^{-2}
^{60}Co	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
^{59}Ni	8.5×10^{-5}	0	74	26	1.2×10^{-5}
^{63}Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	8.4×10^{-7}
^{65}Zn	1.4×10^{-4}	0	46	54	8.0×10^{-3}
^{75}Se	2.6×10^{-4}	0	25	75	5.4×10^{-3}
^{79}Se	7.6×10^{-4}	0	1	99	1.3×10^{-5}
^{89}Sr	4.4×10^{-3}	0	0	100	3.6×10^{-3}
^{90}Sr	7.1×10^{-3}	0	0	100	8.5×10^{-3}
^{95}Zr	1.6×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
^{94}Nb	2.2×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
^{95}Nb	6.5×10^{-4}	0	2	98	1.1×10^{-2}
^{99}Tc	1.3×10^{-3}	0	0	100	6.4×10^{-5}
^{103}Ru	1.5×10^{-3}	0	3	97	6.5×10^{-3}
^{106}Ru	5.0×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-2}
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	1.1×10^{-3}	0	2	98	3.8×10^{-2}
^{109}Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	3.6×10^{-4}
^{124}Sb	3.1×10^{-3}	0	0	100	2.7×10^{-2}
^{125}Sb	1.3×10^{-3}	0	5	95	6.0×10^{-3}
$^{129\text{m}}\text{Te}$	5.3×10^{-3}	0	1	99	4.2×10^{-3}
^{132}Te	5.6×10^{-3}	0	1	99	3.9×10^{-2}
^{125}I	2.9×10^{-4}	0	50	50	5.6×10^{-4}
^{129}I	8.8×10^{-4}	0	13	87	3.4×10^{-4}
^{131}I	2.4×10^{-3}	0	0	100	5.6×10^{-3}
^{132}I	4.1×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
^{133}I	3.9×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
^{134}Cs	2.0×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-2}
^{135}Cs	9.1×10^{-4}	0	1	99	2.3×10^{-5}
^{136}Cs	1.9×10^{-3}	0	1	99	3.0×10^{-2}

表 C.17 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	土壤中/体積線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	2.8×10^{-3}	0	0	100	8.4×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	8.6×10^{-3}	0	2	98	4.4×10^{-2}
¹⁴⁰ La	4.4×10^{-3}	0	0	100	3.5×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.2×10^{-3}	0	1	99	1.2×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	6.0×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-2}
¹⁵² Eu	1.4×10^{-3}	0	6	94	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	3.1×10^{-3}	0	1	99	1.8×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	8.7×10^{-4}	0	7	93	8.4×10^{-4}
¹⁹² Ir	2.7×10^{-3}	0	1	99	1.2×10^{-2}
²¹⁰ Pb	4.3×10^{-3}	0	2	98	1.7×10^{-3}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	98	0	2	3.0×10^{-2}
²²⁸ Ra	4.8×10^{-3}	0	5	95	1.5×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.5×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	2.7×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.3×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.9×10^{-5}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	10	90	3.6×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	1.5×10^{-5}
²³⁴ Th	5.5×10^{-3}	0	1	99	7.1×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	6.4×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-5}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.5×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	1.5×10^{-5}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	99	0	1	4.6×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	2.1×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	8.6×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	3.3×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	4.2×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	2.2×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.9×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	1.5×10^{-5}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.18 生物の線量換算係数 (DCF)——ミミズ

生物名：ミミズ

生息地：陸生

生物相：動物

体質量： 5.24×10^{-3} kg体形比： $1 \times 0.1000 \times 0.1000$

外部被ばく：厚さ 50 cm の体積線源に地中で被ばく

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	土壌中 / 体積線源 ($\mu\text{Gy}/\text{日}$) / (Bq/kg)
^3H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—
^{14}C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—
^{32}P	8.0×10^{-3}	0	0	100	—
^{33}P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—
^{35}S	6.7×10^{-4}	0	2	98	—
^{36}Cl	3.6×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-6}
^{40}K	6.2×10^{-3}	0	0	100	1.9×10^{-3}
^{45}Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	6.5×10^{-11}
^{51}Cr	7.6×10^{-5}	0	69	31	3.7×10^{-4}
^{54}Mn	2.8×10^{-4}	0	20	80	1.1×10^{-2}
^{57}Co	3.4×10^{-4}	0	54	46	9.7×10^{-4}
^{58}Co	7.3×10^{-4}	0	7	93	1.2×10^{-2}
^{60}Co	1.8×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-2}
^{59}Ni	9.2×10^{-5}	0	69	31	2.5×10^{-6}
^{63}Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—
^{65}Zn	2.6×10^{-4}	0	25	75	7.3×10^{-3}
^{75}Se	3.6×10^{-4}	0	18	82	4.1×10^{-3}
^{79}Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—
^{89}Sr	6.9×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-6}
^{90}Sr	1.3×10^{-2}	0	0	100	3.7×10^{-9}
^{95}Zr	1.8×10^{-3}	0	0	100	9.5×10^{-3}
^{94}Nb	2.6×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
^{95}Nb	8.0×10^{-4}	0	2	98	9.9×10^{-3}
^{99}Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—
^{103}Ru	1.7×10^{-3}	0	3	97	5.9×10^{-3}
^{106}Ru	1.3×10^{-2}	0	0	100	2.6×10^{-3}
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	1.8×10^{-3}	0	1	99	3.5×10^{-2}
^{109}Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	8.4×10^{-5}
^{124}Sb	4.9×10^{-3}	0	0	100	2.3×10^{-2}
^{125}Sb	1.5×10^{-3}	0	5	95	5.3×10^{-3}
$^{129\text{m}}\text{Te}$	7.5×10^{-3}	0	1	99	8.6×10^{-4}
^{132}Te	8.1×10^{-3}	0	1	99	3.2×10^{-2}
^{125}I	3.3×10^{-4}	0	44	56	1.3×10^{-4}
^{129}I	9.1×10^{-4}	0	13	87	8.4×10^{-5}
^{131}I	2.7×10^{-3}	0	0	100	4.6×10^{-3}
^{132}I	6.5×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-2}
^{133}I	5.2×10^{-3}	0	0	100	7.7×10^{-3}
^{134}Cs	2.6×10^{-3}	0	0	100	2.0×10^{-2}
^{135}Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—
^{136}Cs	2.4×10^{-3}	0	1	99	2.7×10^{-2}

表 C.18 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	土壤中/体積線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.4×10^{-3}	0	0	100	7.3×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.2×10^{-2}	0	1	99	3.5×10^{-2}
¹⁴⁰ La	6.9×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	6.5×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.3×10^{-2}	0	0	100	5.5×10^{-4}
¹⁵² Eu	1.8×10^{-3}	0	5	95	1.4×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	4.0×10^{-3}	0	1	99	1.5×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.0×10^{-4}	0	7	93	3.8×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.1×10^{-3}	0	1	99	9.8×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.4×10^{-3}	0	2	98	1.4×10^{-5}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	2.2×10^{-2}
²²⁸ Ra	6.4×10^{-3}	0	3	97	1.2×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.1×10^{-3}
²²⁸ Th	4.6×10^{-1}	98	0	2	1.9×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	6.7×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	5.0×10^{-6}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	9	91	1.1×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	3.5×10^{-6}
²³⁴ Th	9.8×10^{-3}	0	0	100	2.7×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	4.3×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	5.0×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	4.2×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	1.6×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	3.0×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	1.8×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	4.1×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	2.0×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	3.9×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.3×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	1.5×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	4.3×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.2×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	3.9×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	3.0×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.19 生物の線量換算係数 (DCF)——マツ

生物名：マツ
 生息地：陸生
 生物相：植物
 体質量：471 kg
 体形比： $1 \times 0.0300 \times 0.0300$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の面線源に対して層状で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に対して層状で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	層/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m ²)	層/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—
³² P	9.6×10^{-3}	0	0	100	—	—
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—
³⁵ S	6.8×10^{-4}	0	2	98	—	—
³⁶ Cl	3.8×10^{-3}	0	0	100	8.5×10^{-9}	5.9×10^{-7}
⁴⁰ K	8.2×10^{-3}	0	0	100	8.1×10^{-6}	5.7×10^{-4}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.3×10^{-13}	9.4×10^{-14}
⁵¹ Cr	3.4×10^{-4}	0	15	85	1.8×10^{-6}	1.2×10^{-4}
⁵⁴ Mn	6.1×10^{-3}	0	1	99	4.6×10^{-5}	3.2×10^{-3}
⁵⁷ Co	1.5×10^{-3}	0	12	88	7.0×10^{-6}	3.9×10^{-4}
⁵⁸ Co	7.7×10^{-3}	0	1	99	5.4×10^{-5}	3.7×10^{-3}
⁶⁰ Co	1.8×10^{-2}	0	0	100	1.3×10^{-4}	9.3×10^{-3}
⁵⁹ Ni	9.6×10^{-5}	0	65	35	1.9×10^{-10}	6.5×10^{-11}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—
⁶⁵ Zn	4.1×10^{-3}	0	2	98	3.2×10^{-5}	2.2×10^{-3}
⁷⁵ Se	3.8×10^{-3}	0	2	98	2.3×10^{-5}	1.4×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—
⁸⁹ Sr	8.0×10^{-3}	0	0	100	4.7×10^{-9}	3.2×10^{-7}
⁹⁰ Sr	1.6×10^{-2}	0	0	100	9.0×10^{-11}	1.4×10^{-10}
⁹⁵ Zr	7.2×10^{-3}	0	0	100	4.1×10^{-5}	2.8×10^{-3}
⁹⁴ Nb	1.4×10^{-2}	0	0	100	8.7×10^{-5}	6.0×10^{-3}
⁹⁵ Nb	6.3×10^{-3}	0	0	100	4.3×10^{-5}	2.9×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—
¹⁰³ Ru	5.4×10^{-3}	0	1	99	2.7×10^{-5}	1.8×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	2.1×10^{-2}	0	0	100	1.1×10^{-5}	7.9×10^{-4}
^{110m} Ag	2.1×10^{-2}	0	0	100	1.5×10^{-4}	1.0×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.5×10^{-3}	0	6	94	2.7×10^{-6}	1.8×10^{-5}
¹²⁴ Sb	1.8×10^{-2}	0	0	100	9.5×10^{-5}	6.8×10^{-3}
¹²⁵ Sb	4.9×10^{-3}	0	1	99	2.5×10^{-5}	1.6×10^{-3}
^{129m} Te	9.1×10^{-3}	0	1	99	5.0×10^{-6}	2.6×10^{-4}
¹³² Te	2.8×10^{-2}	0	0	100	1.4×10^{-4}	9.8×10^{-3}
¹²⁵ I	8.1×10^{-4}	0	18	82	4.9×10^{-6}	2.9×10^{-5}
¹²⁹ I	1.2×10^{-3}	0	10	90	2.8×10^{-6}	2.1×10^{-5}
¹³¹ I	5.9×10^{-3}	0	0	100	2.2×10^{-5}	1.5×10^{-3}
¹³² I	2.4×10^{-2}	0	0	100	1.3×10^{-4}	8.7×10^{-3}
¹³³ I	1.0×10^{-2}	0	0	100	3.4×10^{-5}	2.3×10^{-3}
¹³⁴ Cs	1.4×10^{-2}	0	0	100	8.6×10^{-5}	6.0×10^{-3}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—
¹³⁶ Cs	1.8×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-4}	8.2×10^{-3}

表 C.19 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	層/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m ²)	層/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	7.8×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-5}	2.2×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	3.2×10^{-2}	0	0	100	1.5×10^{-4}	1.1×10^{-2}
¹⁴⁰ La	2.2×10^{-2}	0	0	100	1.2×10^{-4}	8.5×10^{-3}
¹⁴¹ Ce	3.1×10^{-3}	0	1	99	4.7×10^{-6}	2.4×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.8×10^{-2}	0	0	100	3.0×10^{-6}	1.7×10^{-4}
¹⁵² Eu	9.9×10^{-3}	0	1	99	6.4×10^{-5}	4.3×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	1.3×10^{-2}	0	0	100	6.8×10^{-5}	4.6×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	1.5×10^{-3}	0	4	96	3.9×10^{-6}	1.6×10^{-4}
¹⁹² Ir	1.0×10^{-2}	0	0	100	4.7×10^{-5}	3.1×10^{-3}
²¹⁰ Pb	6.0×10^{-3}	0	2	98	1.8×10^{-7}	3.1×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	4.7×10^{-10}	3.3×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.6×10^{-1}	93	0	7	9.3×10^{-5}	6.5×10^{-3}
²²⁸ Ra	1.4×10^{-2}	0	2	98	5.3×10^{-5}	3.6×10^{-3}
²²⁷ Th	8.3×10^{-2}	98	0	2	6.4×10^{-6}	3.8×10^{-4}
²²⁸ Th	4.7×10^{-1}	95	0	5	7.8×10^{-5}	5.5×10^{-3}
²²⁹ Th	7.0×10^{-2}	96	0	3	5.4×10^{-6}	2.6×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	6.4×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²³¹ Th	2.6×10^{-3}	0	8	92	1.6×10^{-6}	3.2×10^{-5}
²³² Th	5.6×10^{-2}	100	0	0	5.1×10^{-8}	5.0×10^{-7}
²³⁴ Th	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.6×10^{-6}	8.8×10^{-5}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	98	0	2	2.8×10^{-6}	1.4×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	6.6×10^{-8}	1.1×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-7}
²³⁵ U	6.6×10^{-2}	93	0	7	1.1×10^{-5}	5.7×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	6.3×10^{-8}	1.7×10^{-7}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	2	2.2×10^{-6}	6.7×10^{-5}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-7}	2.5×10^{-7}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	4.2×10^{-8}	2.7×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	9.8×10^{-8}	2.5×10^{-7}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	1.5×10^{-10}	4.8×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	2.2×10^{-6}	4.5×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.2×10^{-7}	3.1×10^{-7}
²⁴³ Cm	8.3×10^{-2}	96	0	4	7.9×10^{-6}	4.3×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}	2.6×10^{-7}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	9.2×10^{-8}	2.9×10^{-7}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.20 生物の線量換算係数 (DCF)——イネ科草本

生物名：イネ科草本
 生息地：陸生
 生物相：植物
 体質量： 2.62×10^{-3} kg
 体形比： $1 \times 0.2000 \times 0.2000$
 外部被ばく：深さ 0.5 g/cm^2 の面線源に対して層状で被ばく
 厚さ 10 cm の体積線源に対して層状で被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	層/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m ²)	層/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	—	—
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	—	—
³² P	7.9×10^{-3}	0	0	100	—	—
³³ P	1.1×10^{-3}	0	1	99	—	—
³⁵ S	6.7×10^{-4}	0	2	98	—	—
³⁶ Cl	3.6×10^{-3}	0	0	100	3.9×10^{-8}	7.4×10^{-7}
⁴⁰ K	6.2×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-5}	7.0×10^{-4}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	3.5×10^{-10}	6.8×10^{-11}
⁵¹ Cr	7.5×10^{-5}	0	70	30	1.4×10^{-5}	1.5×10^{-4}
⁵⁴ Mn	2.6×10^{-4}	0	22	78	1.6×10^{-4}	4.0×10^{-3}
⁵⁷ Co	3.3×10^{-4}	0	55	45	6.4×10^{-5}	4.9×10^{-4}
⁵⁸ Co	7.0×10^{-4}	0	7	93	1.9×10^{-4}	4.6×10^{-3}
⁶⁰ Co	1.8×10^{-3}	0	0	100	4.3×10^{-4}	1.1×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.1×10^{-5}	0	69	31	2.5×10^{-5}	3.1×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	—	—
⁶⁵ Zn	2.4×10^{-4}	0	27	73	1.4×10^{-4}	2.7×10^{-3}
⁷⁵ Se	3.5×10^{-4}	0	19	81	1.5×10^{-4}	1.8×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	—	—
⁸⁹ Sr	6.8×10^{-3}	0	0	100	1.5×10^{-8}	4.0×10^{-7}
⁹⁰ Sr	1.2×10^{-2}	0	0	100	7.9×10^{-9}	3.0×10^{-9}
⁹⁵ Zr	1.8×10^{-3}	0	0	100	1.4×10^{-4}	3.5×10^{-3}
⁹⁴ Nb	2.6×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-4}	7.5×10^{-3}
⁹⁵ Nb	7.8×10^{-4}	0	2	98	1.4×10^{-4}	3.7×10^{-3}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	—	—
¹⁰³ Ru	1.7×10^{-3}	0	3	97	9.4×10^{-5}	2.3×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.2×10^{-2}	0	0	100	3.8×10^{-5}	9.9×10^{-4}
^{110m} Ag	1.7×10^{-3}	0	1	99	4.9×10^{-4}	1.3×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	4.6×10^{-5}	5.2×10^{-5}
¹²⁴ Sb	4.8×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-4}	8.3×10^{-3}
¹²⁵ Sb	1.5×10^{-3}	0	5	95	9.4×10^{-5}	2.0×10^{-3}
^{129m} Te	7.4×10^{-3}	0	1	99	2.6×10^{-5}	3.3×10^{-4}
¹³² Te	8.0×10^{-3}	0	1	99	4.9×10^{-4}	1.2×10^{-2}
¹²⁵ I	3.3×10^{-4}	0	44	56	4.6×10^{-5}	7.6×10^{-5}
¹²⁹ I	9.1×10^{-4}	0	13	87	2.2×10^{-5}	4.6×10^{-5}
¹³¹ I	2.6×10^{-3}	0	0	100	7.4×10^{-5}	1.8×10^{-3}
¹³² I	6.3×10^{-3}	0	0	100	4.1×10^{-4}	1.1×10^{-2}
¹³³ I	5.2×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-4}	2.9×10^{-3}
¹³⁴ Cs	2.5×10^{-3}	0	0	100	2.9×10^{-4}	7.4×10^{-3}
¹³⁵ Cs	9.3×10^{-4}	0	1	99	—	—
¹³⁶ Cs	2.3×10^{-3}	0	1	99	3.9×10^{-4}	1.0×10^{-2}

表 C.20 (続き)

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF		
	DCF ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	層/平面線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/m^2)	層/体積線源 ($\mu\text{Gy/日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.4×10^{-3}	0	0	100	1.1×10^{-4}	2.7×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.2×10^{-2}	0	1	99	5.0×10^{-4}	1.3×10^{-2}
¹⁴⁰ La	6.8×10^{-3}	0	0	100	3.9×10^{-4}	1.0×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-5}	3.1×10^{-4}
¹⁴⁴ Ce	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.1×10^{-5}	2.2×10^{-4}
¹⁵² Eu	1.8×10^{-3}	0	5	95	2.2×10^{-4}	5.3×10^{-3}
¹⁵⁴ Eu	4.0×10^{-3}	0	1	99	2.3×10^{-4}	5.7×10^{-3}
¹⁵⁵ Eu	8.9×10^{-4}	0	7	93	1.7×10^{-5}	2.0×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.1×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-4}	3.9×10^{-3}
²¹⁰ Pb	5.4×10^{-3}	0	2	98	2.7×10^{-5}	9.6×10^{-6}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.6×10^{-9}	4.0×10^{-8}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	3.2×10^{-4}	8.0×10^{-3}
²²⁸ Ra	6.3×10^{-3}	0	3	97	2.1×10^{-4}	4.5×10^{-3}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	5.8×10^{-5}	4.8×10^{-4}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	2.8×10^{-4}	6.8×10^{-3}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	8.5×10^{-5}	3.4×10^{-4}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	7.3×10^{-6}	3.4×10^{-6}
²³¹ Th	2.3×10^{-3}	0	9	91	6.7×10^{-5}	6.4×10^{-5}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	7.2×10^{-6}	2.6×10^{-6}
²³⁴ Th	9.6×10^{-3}	0	0	100	1.3×10^{-5}	1.1×10^{-4}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	7.1×10^{-5}	1.9×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	5.5×10^{-6}	3.1×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	8.8×10^{-6}	3.3×10^{-6}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	1.2×10^{-4}	7.4×10^{-4}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	7.3×10^{-6}	2.5×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	5.5×10^{-5}	1.0×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	8.6×10^{-6}	3.3×10^{-6}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	3.2×10^{-6}	1.5×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	8.2×10^{-6}	3.1×10^{-6}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	5.1×10^{-9}	7.7×10^{-9}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	5.4×10^{-5}	7.9×10^{-5}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	7.8×10^{-6}	3.3×10^{-6}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	6.5×10^{-5}	5.6×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	7.2×10^{-6}	3.0×10^{-6}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	4.3×10^{-6}	2.2×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

表 C.21 生物の線量換算係数 (DCF)——褐藻

生物名：褐藻
 生息地：水生
 検体：水生
 体質量 (kg)： 6.52×10^{-1} kg
 体形比： $1 \times 1 \times 0.01$
 外部被ばく：水中で無限線源に被ばく

核種 ^{a)}	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF(μ Gy/日)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源(μ Gy/日)/(Bq/kg)
³ H	7.9×10^{-5}	0	75	25	5.6×10^{-8}
¹⁴ C	6.8×10^{-4}	0	1	99	5.2×10^{-6}
³² P	7.2×10^{-3}	0	0	100	2.4×10^{-3}
³³ P	1.0×10^{-3}	0	1	99	1.6×10^{-5}
³⁵ S	6.7×10^{-4}	0	2	98	5.4×10^{-6}
³⁶ Cl	3.5×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-4}
⁴⁰ K	5.8×10^{-3}	0	0	100	3.6×10^{-3}
⁴⁵ Ca	1.1×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-5}
⁵¹ Cr	8.1×10^{-5}	0	65	35	4.2×10^{-4}
⁵⁴ Mn	3.7×10^{-4}	0	15	85	1.1×10^{-2}
⁵⁷ Co	3.6×10^{-4}	0	50	50	1.6×10^{-3}
⁵⁸ Co	8.2×10^{-4}	0	6	94	1.3×10^{-2}
⁶⁰ Co	2.1×10^{-3}	0	0	100	3.4×10^{-2}
⁵⁹ Ni	9.4×10^{-5}	0	67	33	1.8×10^{-6}
⁶³ Ni	2.4×10^{-4}	0	12	88	4.9×10^{-7}
⁶⁵ Zn	3.3×10^{-4}	0	20	80	7.9×10^{-3}
⁷⁵ Se	4.2×10^{-4}	0	15	85	5.2×10^{-3}
⁷⁹ Se	7.7×10^{-4}	0	1	99	6.6×10^{-6}
⁸⁹ Sr	6.3×10^{-3}	0	0	100	1.8×10^{-3}
⁹⁰ Sr	1.1×10^{-2}	0	0	100	4.4×10^{-3}
⁹⁵ Zr	1.8×10^{-3}	0	0	100	1.0×10^{-2}
⁹⁴ Nb	2.8×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-2}
⁹⁵ Nb	8.8×10^{-4}	0	1	99	1.0×10^{-2}
⁹⁹ Tc	1.4×10^{-3}	0	0	100	3.1×10^{-5}
¹⁰³ Ru	1.7×10^{-3}	0	3	97	6.4×10^{-3}
¹⁰⁶ Ru	1.2×10^{-2}	0	0	100	1.1×10^{-2}
^{110m} Ag	2.0×10^{-3}	0	1	99	3.7×10^{-2}
¹⁰⁹ Cd	1.2×10^{-3}	0	7	93	2.9×10^{-4}
¹²⁴ Sb	4.7×10^{-3}	0	0	100	2.6×10^{-2}
¹²⁵ Sb	1.5×10^{-3}	0	5	95	5.8×10^{-3}
^{129m} Te	7.0×10^{-3}	0	1	99	2.6×10^{-3}
¹³² Te	7.9×10^{-3}	0	1	99	3.6×10^{-2}
¹²⁵ I	3.6×10^{-4}	0	40	60	4.9×10^{-4}
¹²⁹ I	9.2×10^{-4}	0	13	87	3.0×10^{-4}
¹³¹ I	2.7×10^{-3}	0	0	100	5.3×10^{-3}
¹³² I	6.2×10^{-3}	0	0	100	3.2×10^{-2}
¹³³ I	5.0×10^{-3}	0	0	100	9.1×10^{-3}
¹³⁴ Cs	2.7×10^{-3}	0	0	100	2.1×10^{-2}
¹³⁵ Cs	9.2×10^{-4}	0	1	99	1.1×10^{-5}
¹³⁶ Cs	2.6×10^{-3}	0	1	99	2.9×10^{-2}

表 C.21 (続き)

核種 a)	内部被ばく			外部被ばくの DCF	
	DCF($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)	f_1	f_2	f_3	水中/無限線源($\mu\text{Gy}/\text{日}$)/(Bq/kg)
¹³⁷ Cs	3.3×10^{-3}	0	0	100	7.9×10^{-3}
¹⁴⁰ Ba	1.2×10^{-2}	0	1	99	4.1×10^{-2}
¹⁴⁰ La	6.6×10^{-3}	0	0	100	3.3×10^{-2}
¹⁴¹ Ce	2.3×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-3}
¹⁴⁴ Ce	1.2×10^{-2}	0	0	100	7.1×10^{-3}
¹⁵² Eu	1.9×10^{-3}	0	4	96	1.6×10^{-2}
¹⁵⁴ Eu	4.0×10^{-3}	0	1	99	1.7×10^{-2}
¹⁵⁵ Eu	9.1×10^{-4}	0	7	93	8.1×10^{-4}
¹⁹² Ir	3.2×10^{-3}	0	1	99	1.1×10^{-2}
²¹⁰ Pb	5.2×10^{-3}	0	2	98	8.1×10^{-4}
²¹⁰ Po	7.3×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-7}
²²⁶ Ra	3.4×10^{-1}	97	0	3	2.7×10^{-2}
²²⁸ Ra	6.2×10^{-3}	0	4	96	1.4×10^{-2}
²²⁷ Th	8.2×10^{-2}	99	0	1	1.4×10^{-3}
²²⁸ Th	4.5×10^{-1}	98	0	2	2.4×10^{-2}
²²⁹ Th	6.9×10^{-2}	98	0	2	1.2×10^{-3}
²³⁰ Th	6.5×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-5}
²³¹ Th	2.4×10^{-3}	0	9	91	2.7×10^{-4}
²³² Th	5.5×10^{-2}	100	0	0	8.1×10^{-6}
²³⁴ Th	8.8×10^{-3}	0	0	100	3.8×10^{-3}
²³¹ Pa	7.0×10^{-2}	99	0	1	5.6×10^{-4}
²³³ U	6.7×10^{-2}	100	0	0	9.9×10^{-6}
²³⁴ U	6.6×10^{-2}	100	0	0	1.0×10^{-5}
²³⁵ U	6.4×10^{-2}	95	0	4	2.3×10^{-3}
²³⁸ U	5.8×10^{-2}	100	0	0	7.6×10^{-6}
²³⁷ Np	6.7×10^{-2}	98	0	1	3.9×10^{-4}
²³⁸ Pu	7.6×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-5}
²³⁹ Pu	7.1×10^{-2}	100	0	0	5.0×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	7.2×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-5}
²⁴¹ Pu	7.4×10^{-5}	2	71	27	7.9×10^{-8}
²⁴¹ Am	7.7×10^{-2}	99	0	1	3.6×10^{-4}
²⁴² Cm	8.5×10^{-2}	100	0	0	1.3×10^{-5}
²⁴³ Cm	8.2×10^{-2}	98	0	2	1.8×10^{-3}
²⁴⁴ Cm	8.0×10^{-2}	100	0	0	1.1×10^{-5}
²⁵² Cf	8.4×10^{-2}	100	0	0	9.3×10^{-6}

a) 親核種と半減期が 10 日以下の子孫核種のみを放射平衡状態にあると仮定し考慮した。

付属書 D. 標準動物・標準植物における放射線影響

D.1 緒 論

(D1) 標準動物・標準植物の誘導考慮参考レベルを提案するため、以下の情報を考慮した。その多くは、数多くの文書から、単に「注」の形で編集されただけのものである。この付属書は、データの質に幅があることばかりか入手可能なデータの範囲（そして多くの重要な分野におけるデータの欠如）に注意を喚起するために提供される。

D.2 死

D.2.1 標準シカ（大型哺乳類）

(D2) シカは、人間より寿命が短い大型哺乳類である。シカ科に関する具体的な情報についてはほとんどない。唯一関連するデータは核実験時にノヴァヤゼムリャ群島に生息していたトナカイに関する情報である。この核実験では、線量 8.7 Gy の混合放射線により夏から秋の間に幼若動物の個体死が 50% に達したと推定された (Klevezal と Sokolov, 1999)。しかし、造血性症候群で死に至る種々の大型哺乳類（ウシ、ヒツジ、ヤギ、ブタ、ロバ、ウマ、イヌ）の成体の LD₅₀ 値はある。その範囲は、1.2 から 3.9 Gy である (Bond ら, 1965; UNSCEAR, 1996) が、ガンマ線に被ばくしたロバの 5.8–7.84 Gy など、いくつかの研究はそれより高い LD_{50/30} 値を報告している (Rust ら, 1954; Trum ら, 1959)。また、ガンマ線を照射された成体のブタの LD_{50/30} は 6.18 Gy であると報告されているのに対し、日齢 14 日のブタの LD_{50/30} は 2.86 Gy であった (Mandel ら, 1980)。

(D3) 慢性被ばくについては、シカの野外観察が若干行われている。例えば 1957 年のキシユテム事故後汚染された地域に生息しているシカのさまざまな種が、⁹⁰Sr (土壌 3.7–37 MBq/m²) から慢性照射を受けたと推定された。1957 年の秋に推定 0.1–1 Gy/日 (腸の累積線量 10–30 Gy) で慢性被ばくしたヨーロッパ・エルク (*Alces alces L.*) とノロジカ (*Capreolus pygargus*) は、1957 年と 1958 年の秋の頭数が、事故前の期間と比べ減少した (Kryshev, 1997; Sazykina と Kryshev, 2006)。骨の推定累積線量が 0.1–1.1 Gy/年の被ばくで、ノロジカ (*C. pygargus*) の 1 km² あたりの個体数は 1970 年から 1977 年にかけて 5 分の 1 に減少した一方、ヨーロッパ・エルク (*A. alces L.*) の頭数は 1977 年には、1970 年の 3 倍になった (Sazykina と Kryshev, 2006)。

(D4) 最も詳細な実験データは、イヌ科に関するものである。月齢10ヶ月から12ヶ月の雌のビーグル犬に1または3 GyのX線を照射したところ、対照群に比べそれぞれ9.5%と20.7%寿命が短くなった。分割照射を受けたサブグループ間での差は、3 Gyでのみ明らかであった (Andersen と Rosenblatt, 1969)。線量がそれより低い場合、0.16–0.89 Gyのガンマ線に急性被ばくしたイヌでは、照射が交接の2日後、8日後、28日後、生後2日のいずれでも、寿命への有意な影響は見られなかった (Benjamin ら, 1998)。

(D5) 他の調査では、38 mGy/日のガンマ線 (総線量 4.5 Gy) に被ばくしたイヌは対照群と比べて寿命に差がなかったが (Carnes と Fritz, 1991, 1993)、1.7 m Gy/日で累積線量 7.5 Gyの場合には寿命が30%短くなった (Grigoriev, 1989)。1歳から死ぬまで40.9 mGy/日のガンマ線 (総線量 16.4 Gy) に被ばくしたイヌでは、寿命の64%の短縮が見られた (Carnes と Fritz, 1993)。

(D6) 放射性核種の体内沈着については、雄と雌のイヌに1.64 Gy以上の線量 (肺の生涯累積線量。肺内部負荷 = 1.05 kBq/kg 体重) になるように²³⁸Puを一回吸入曝露すると、対照値の80%まで寿命が短くなった (Weller ら, 1995; Muggenburg ら, 1996; Park ら, 1997)。

(D7) イヌのベータ線 (⁹⁰Sr) による被ばく (1.44 mGy/日) では、1回の注射でも、胎仔期から生後540日までの経口摂取を介して累積された体内負荷による場合でも、対照群と比べ寿命に有意な短縮は見られなかった。4.32 mGy/日の線量率 (骨格への線量率) で妊娠中期から生後540日まで被ばくすることにより、生存率は24%減少した。それより線量率が高くなると、生存率はさらに減少した (Raabe ら, 1981)。

D.2.2 標準ラット (小型哺乳類)

(D8) 成体ラットと成体マウスの胃腸症候群 (照射5–10日後に起こる死) のLD₅₀値はそれぞれ11と12 Gyである (Vriesendorp と van Bekkum, 1984)。さまざまな小型哺乳類 (ウサギ、ハムスター、マウス) の成体での造血症候群 (通常照射後30日にわたって評価される) のLD₅₀値は、6から10 Gyの間であることが明らかにされている (Bond ら, 1965)。線量の分割はマウスのLD₅₀を増加させ、LD_{50/30}値は6.21 (一回線量) と11.2 Gy (12日間にわたり10分割) となった。マウス胚のLD₅₀は1 Gyである (Gasinska ら, 1985)。

(D9) 成体ラットにおける放射線誘発の寿命短縮に関するデータは、マウスの場合よりも限られているが、6 Gy以下の低線エネルギー付与 (LET) による放射線量では、両方の齧歯類の反応が有意に異なることはないようである。マウスでは、低LET放射線で1 Gyあたり寿命が5%短縮することが立証されている (個体群の20%が通常の平均余命の75%で死ぬことに相当) (UNSCEAR, 1996)。累積線量2 Gy (0.5 Gyずつ分割) のX線照射は、ラットの寿命を対照群と比べ45%短縮した (Oghiso と Yamada, 2003)。30 mGy/日 (総線量 16 Gy) でのガンマ線照射後、ラットの寿命の統計的に有意な減少が観察され (Korytny ら, 1996)、5.76

mGy/日の線量率（総線量 2.1 Gy）では寿命が 45% 短縮すると報告されている（Frenchら, 1974）。

(D 10) いくつかの要因が急性照射によってマウスに生じる寿命短縮に影響を及ぼす。使用したマウスの系統（4 Gy のガンマ線照射は RFM と BALB/c マウスでそれぞれ対照値の 61% と 88% に寿命を短縮した）；そして照射する線量の分割（10 mGy 当たりの寿命短縮は、一回照射と週一回の 24 回照射とでそれぞれ 0.4 ± 0.035 , 0.2 ± 0.01 ）である。性別による有意な差は見られなかった（Storer ら, 1979; Thomson ら, 1981）。

(D 11) ガンマ線に被ばくした成体マウスで、有意な寿命短縮（38% の減少）の観察可能な最低影響線量（LOED）は、0.9 Gy であった（Thomson ら, 1985）。成体マウスで 5.7 Gy のガンマ線によって誘発される寿命短縮は照射時の年齢に関係なく非常に類似していた（交接後 17 日, 出生時, 生後 35 日）（Sasaki, 1991）。対照群の雌と交尾する雄のマウスに 3 Gy（ガンマ線）照射しても、F₁ 子孫の寿命に影響はなかった（Iwasaki ら, 1996）。

(D 12) 11 mGy/日以下の線量率によるガンマ線被ばく後（最高 526 日, 総線量 5.8 Gy）、成体マウスの寿命に影響は観察されていない（Upton ら, 1967）。22.9 mGy/日のガンマ線（総線量 8 Gy）を照射されたマウスでは、寿命の若干の短縮が見られた（11-14% の減少, 性別に依存）（Tanaka ら, 2003）。23 mGy/日のガンマ線（総線量 5.8 Gy）に被ばくしたマウスでは 20-30% の寿命の短縮が見られた（Mole と Thomas, 1961; Upton ら, 1967; Thomson と Grahn, 1989）。120 mGy/日（総線量 35.4 Gy）の被ばくでは寿命が 50% に短縮した（Spalding ら, 1964）一方で、500 mGy/日（総線量 14 Gy）で 60% 以上寿命が短縮した（Mole と Thomas, 1961）。

(D 13) 91.2 mGy/日でガンマ線照射後、マウスにおける寿命短縮は、0.45 Gy まで線量との線形反応を示す。慢性被ばくはそれより 7 倍影響が小さい（UNSCEAR, 1996）。線量率効果は、およそ 720 mGy/日で慢性と急性の境界を横切り、240 mGy/日を上回るすべての被ばくはおそらく急性被ばくと見なすべきであることが示唆されている（Spalding ら, 1964, 1978; Leshner ら, 1965; Grahn ら, 1978）。

(D 14) より低線量率では、成体マウスの生存に及ぼす影響は、640 mGy までの線量によるガンマ線照射の後では観察されていない。しかし、発生段階のマウスで線量 9 mGy の線量による照射では、出生後の致死率は上昇した。その影響の大きさは、照射を受けた妊娠日齢（着床前, 早期器官形成期, 後期器官形成期）に依存した。出生後の致死率は着床前の段階で 9 mGy の照射を受けた群を除き、すべての照射群で対照値と比較して上昇した。妊娠 6.5 日目の 50 mGy の照射は、出生後の致死率を上昇させ、50 mGy が LOED であった（Covelli ら, 1988; Hande ら, 1990）。成体のマウスで、61.92 mGy/日（総線量 13.2 Gy）のガンマ線照射は、生存率を 50% 低下させた。線量率 144 mGy/日（総線量 35.4 Gy）で、マウスの生存率は 70-80% 低下した（Grahn ら, 1978）。

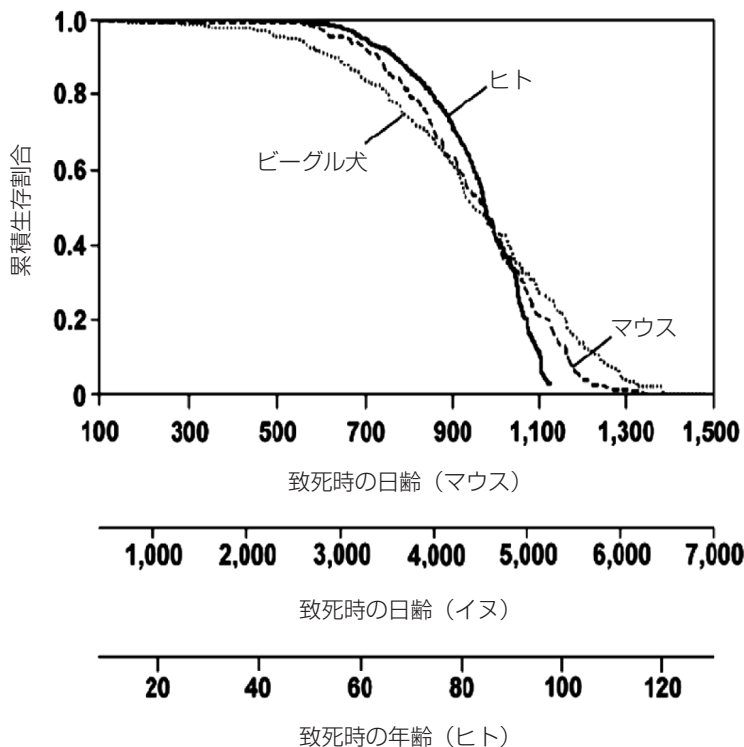


図 D.1 マウス、ビーグル犬およびヒトの「内因性」の死に係る累積生存割合曲線 (Carnes et al., 1996). NCRP (2005).をもとに作成

(D 15) このような研究から引き出される 1つの有用な結論 (NCRP, 2005) は、データが予想 (すなわち対照群) の寿命に対して規格化されるならば、図 D.1 に示すように、連続被ばくの影響は、大きさや寿命の異なる哺乳類を通じて非常に類似しているという観察所見である (NCRP, 2005)。

(D 16) 内部被ばくに関して、鼻からのみの吸入によって ^{239}Pu に曝露され、死亡時点で 0.45 Gy の累積線量を受けた成体ラットは、対照群と比べ 53% の寿命の短縮が見られたが、累積線量 0.16 Gy では、寿命に影響はなかった。吸入を介して ^{239}Pu を投与し、18ヶ月間の累積肺線量が 5.5 Gy の成体ラットの死亡率は 70% に達した。これに対し、 ^{147}Pm の吸入により 18ヶ月間で 40 Gy の累積肺線量ではラットの生存率に影響しないことが報告されている (Scott ら, 1990)。生涯にわたって ^{90}Sr を摂取 (200 mGy/日, 総線量 90 Gy) させると、ラットの寿命は対照群の値の 80% に減少した。総累積線量 250 Gy (700 mGy/日) で、ラットの寿命は、対照群の値の 63% に減少した (Korytny ら, 1996)。

D.2.3 標準カモ (鳥)

(D 17) 家禽としての、そして野生生物としての重要性にもかかわらず、放射線のカモに

及ぼす影響に関するデータは少しも見当たらない。しかし、ニワトリを用いて若干の実験研究が実施されており、3,4日齢の雛で、照射時間が1時間未満の場合 LD_{50/30} は 7-11 Gy, 照射時間が24時間の場合、12-20 Gyであった (Stearner と Christian, 1972)。家禽の LD_{50/60} 値は、また 9 Gy であると報告されている (Bell ら, 1971)。ユリカモメと家禽のニワトリを使った他の研究は、発生 10 日目に照射し、人工的に孵化させた卵の孵化時点での LD₅₀ 値が、カモメで 12-13 Gy, ニワトリで 9 Gy であったことを示している (Phillips と Coggle, 1988)。野鳥のデータは明らかに、5-12 Gy の LD₅₀ 値を示し、したがって、小型哺乳類と同じ一般的な範囲にある (Mellinger と Schultz, 1975)。

D.2.4 標準カエル (両生類)

(D 18) 哺乳類と鳥の致死率に関するデータは通常、重要な組織における代謝と細胞置換率に関係する照射後比較的短期間について報告されている。しかし、変温動物である爬虫類、両生類、魚類の代謝はかなり異なり、変化しやすい。このため、致死率を同じような時間尺度で測定すべきであるという先験的な理由は存在しないが、そのようなデータはしばしば哺乳類や鳥の場合と同じような方法で提示されてきた。

(D 19) カエル (*Limnodystes tasmaniensis*) の場合、ガンマ線照射後の LD₅₀ は、被ばくするライフステージによって、2.7 Gy (日齢 3-18 日のオタマジャクシの被ばく; 照射時間 54 時間) から 32.1 Gy (日齢 25-27 日のオタマジャクシの被ばく; 照射時間 219.5 時間) まで変化する。放射線被ばくに最も敏感な時期は受精卵で、LD_{50/40} は 0.6 Gy であった。これに対しライフサイクルで最も「抵抗性」を持つ段階は、肢芽と足指の発生段階の中型から大型のオタマジャクシであった (LD_{50/60} ~ 25 Gy)。変態時には感受性は有意に増加し、LD_{50/160} は 18.3 Gy になるが、成体になって間もない若いカエルでも同じような結果であった (LD_{50/160} が 18.7 Gy) (Panter, 1986)。

(D 20) ヒキガエルの研究では、成体、幼体、オタマジャクシの LD_{50/30} 値がそれぞれ、24, 10, 17 Gy であることが示されている。成体の LD_{50/50} は 18 Gy であり、幼若体とオタマジャクシのその値は 0.1 Gy であった。照射を受けたオタマジャクシは変態できなかった (Landreth ら, 1974)。他の研究では、成体のヒキガエルの LD_{50/30} 値が 22 Gy, LD_{50/60} 値が 20 Gy であることが示されている。ヒキガエルを冬眠させる場合はさせなかった場合に比べ、15 Gy の被ばく後の生存率が高くなることが観察された。これと対照的に、春に冬眠から目覚めた自然個体群のカエルへの 15 Gy の線量は、繁殖活動、採餌または次の秋の冬眠準備にほとんど影響を及ぼさなかった。しかし、照射の 1 年後に冬眠から目覚めた個体群では、年齢と性別にかかわらず、生存率が著しく減少した (Tester ら, 1970)。

(D 21) 両生類のこれらの LD₅₀ 値は、哺乳類または鳥における値よりいくぶん高めであるが、時間が重要な関連因子であると思われる。4 種の両生類 (ウスグロサンショウウオ、マツ

ドバピー, 「コンゴイール」, サメハダイモリ) に 10 Gy を照射した研究では, 短期の生存率は 100% であった (1 種のみ 10 Gy 以下の LD を示した) が, 評価期間を 200 日まで延長すると, LD₅₀ 値は 0.8-7 Gy となった (Sparrow ら, 1970)。同様に, 低 LET 放射線 (2-22 Gy) に被ばくしたカエルとサンショウウオで観察された LD₅₀ 値は, 放射線照射後の平均生存期間を 190 日までとした時に哺乳類と鳥で示される値とほぼ同じであった (Cosgrove, 1965; Turner ら, 1967; Conger と Clinton, 1973)。

(D 22) より最近, Stark (2006) は, 0.13 から 222 mGy/日の線量率 (総線量最大 32 Gy) でガンマ線の外部照射を受けたカエルのオタマジャクシ (*Scaphiopus holbrooki*, *Bufo terrestris* および *Rana catesbeiana*) の変態までの生存率は, 対照群と比べて減少は見られないと報告している。

D.2.5 標準マス (淡水魚)

(D 23) サケ科の魚についてはいくつか研究がある。さまざまなサケの系統 (ギンザケ, マスノスケ) を使った研究は, いくつかの胚形成期における急性 X 線照射後のサケの胚の LD₅₀ を決定している。ギンザケの胚において, 照射を受けた胚形成期に依存して孵化時の LD₅₀ 値は 0.3 から 18.7 Gy の間で変動した。単細胞期で照射を受けたギンザケの胚の放射線感受性にはかなり幅があり, ごく初期 (胚形成の 0.17%) の照射では, 受精から 150 日後の LD₅₀ 値 (0.16 Gy) が最も低いのに対し, 孵化時では LD₅₀ は 0.3 Gy であった (Bonham と Welander, 1961)。マスノスケを X 線に被ばくさせた別の研究では, 単細胞期, 32 細胞期, 被包期, 発眼胚期に照射を行った場合, 受精から 107 日後までの稚魚の生存率の LD₅₀ 値はそれぞれ 3.4, 2.9, 9.8, 10.0 Gy であった (Wadley と Welander, 1971)。10 Gy の X 線でマスノスケの発眼胚を照射すると, 孵化した稚魚の発育が停止し, 孵化後 125 日以内に 50% が致死した。2.5 または 5 Gy の線量の照射後の致死率は, 照射を受けた群でわずかに高かったが, その違いは統計的に有意ではなかった (Welander ら, 1948)。

(D 24) ニジマスの「発眼期」胚 (*Salmo gairdnerii*) に 2.03 Gy まで X 線を照射しても, 胚の生存率に影響を及ぼさないことが報告されている (Welander ら, 1971)。3 から 12 Gy (X 線) の線量の照射で月齢 3 ヶ月のニジマスの稚魚 (*Salmo irrideus*) の致死率は, 対照群と比べ有意に増加しなかった (Kobayashi と Hirata, 1957)。

(D 25) より緩やかな線量率については, サケ (*Salmo salar*) の魚卵を 66 日まで人工孵化する間, 線量率 2.4 μ Gy/日, 推定総線量わずか 0.16 mGy のベータ線 (⁹⁰Sr) を照射すると, 対照群に比べサケの卵と稚魚の致死率は明白に 1.5 倍上昇した。さらに低い線量率 0.83 μ Gy/日 で 66 日間 (総線量 0.055 mGy) の照射によりサケの卵と稚魚の致死率は, 対照群より 2.4 倍高かった (Fedorov ら, 1962)。

(D 26) 別の実験は被ばく線量の推定値がもっと確実である。胚発生中のマスノスケとギ

ンザケ (*Oncorhynchus tshawytscha* と *Oncorhynchus kisutch*) をおよそ 4.8 mGy/日の線量率 (孵化時における総累積線量 0.33–0.4 Gy) でガンマ線に被ばくさせた結果は、幼魚が海へ移動するために放流される時期であるおよそ 1 歳齢までの孵化後の生存率に有意な影響がないことを明らかにした (Donaldson と Bonham, 1964)。受精後 5 日に非常に高い線量率 (1.4 Gy/日)、総線量 20 Gy でギンザケ (*O. kisutch*) に X 線を照射しても、孵化の成功にはまた有意な影響を及ぼさなかった (Bonham と Welander, 1963)。

(D 27) 温度のような要因もまた重要である。メダカ (*Oryzias latipes*) に 28 Gy (X 線) を照射し、魚を 23°C で維持すると致死率は 100% であったが、4°C で維持すると温度を再び通常の 23°C に上げるまで放射線から防護されたように見えた (Egami, 1969, 1970)。同様に、キンギョ (*Carassius auratus*) に 80 Gy の X 線を照射し、魚を 22°C で維持した時には、10 日以内に致死率 100% に至ったが、魚を 4°C で維持すると生存率に影響を及ぼさなかった (最高 110 日)。もっとも、その後、照射後 150 日から 200 日の間に対照群と比較して 75% が致死した (Hyodo, 1965 a,b)。

(D 28) 慢性照射に関するデータはわずかしかないが、線量率 5.1 mGy/日でローチにベータ線を照射すると、対照群に比べ致死率が 2 倍から 2.8 倍増加したことは注目に値する (Fedorova, 1964)。グッピー (*Poecilia reticulata*) の胚を受精から誕生まで 40.8, 96.0, 304.8 mGy/日の線量率でガンマ線に被ばくさせても (およその累積線量はそれぞれ、約 1.1, 2.6, 8.4 Gy)、その後約 3 ヶ月齢の成熟までの生存に有意な影響を及ぼさなかった (Woodhead, 1977)。15°C か 25°C のいずれかで、336 から 1296 mGy/日の線量率で 40 日間 (総線量 12–50 Gy) ガンマ線に被ばくさせたモスキート・フィッシュ (*Gambusia affinis*) では、対照群に比べ致死率の上昇は見られなかった (Cosgrove と Blaylock, 1973)。

D.2.6 標準扁平魚 (海洋魚)

(D 29) 受精から 22 時間後 (感受性が最大と推定される時期)、0.3 から 1.5 Gy の線量で X 線を被ばくさせたカレイの胚 (*Pleuronectes platessa*) の稚魚変態 (すなわち稚魚が「平らな」形態に変形し、底生の習性を獲得する時) までの生存 (率) は、推定 LD₅₀ が 0.9 Gy のはっきりした S 字型反応曲線を描いた。0.3 Gy 以下の線量は、変態までの生存に有意な影響を及ぼさなかった。孵化時点での LD₅₀ 値は 1.5 Gy より大きかった。0.5 Gy 以下の線量は、孵化時の致死率にほとんど影響を及ぼさなかったが、奇形の発生率は対照群を上回った (Ward ら, 1970)。

(D 30) 幼魚を使った研究は多数のカレイの LD 値を推定しているが、時間尺度が短く、そのためより高等な脊椎動物の値と本当に比較はできない。例えば、1 種のカレイ (*P. lethostigma*) を含む 6 種の海洋魚 (*Micropogon undulatus*, *Fundulus heteroclitus*, *Mugil cephalus*, *Paralichthys lethostigma*, *Lagodon rhomboides*, *Eucinostomus spp*) の幼魚と稚魚を過ぎた

個体は 10 から 80 Gy の LD_{50/30} 値を示している。観察期間が長くなると LD₅₀ 値はそれより低くなり、6 種の LD_{50/40} 値は 9-55 Gy, 4 種の LD_{50/50} 値は 11-30 Gy であった。扁平魚 (*P. lethostigma*) では、30 日、40 日、50 日の LD₅₀ 値はそれぞれ、80, 55, 30 Gy であった。これらの結果は、恒温動物である哺乳類に通常使用される 30 日という評価期間が、変温動物である魚には適切でないことを示している (White と Angelovic, 1966)。

(D 31) また、2 つのサメ種 (*Triakis scyllia* と *Heterodontus japonicus*) において、20 Gy のガンマ線照射により腸と造血系の損傷で 20 日以内に致死することにつながったのは注目に値する。この結果は、サメの放射線感受性が硬骨魚類の放射線感受性と類似していることを示唆している (Egami ら, 1984)。

D.2.7 標準ハチ (昆虫)

(D 32) 大型昆虫の致死に関しては、そのライフサイクルのどの段階についても正確なデータは公表されていないようである。総説によると、スズメバチ、ゾウムシ、ショウジョウバエにおいて成体になる前の段階では 1-2 Gy という感受性の高い LD₅₀ 値をもつものの、成体の昆虫の LD₅₀ 値で報告されている観測値は 20 から 3000 Gy と異なることが示されている (Spirin, 1996; Woodhead, 1998)。

(D 33) 昆虫の致死に対する急性照射の影響に関する情報は、昆虫駆除と不妊化に関する国際データベース (IDIDAS) で公表されている。このデータベースには、節足動物の駆除 (致死) と不妊化のために使われる放射線量に関するあらゆる情報が収集されている。IDIDAS は、過去 50 年の間に公表された 2750 件以上の参考資料の文献レビューと分析に基づいて開発されている (<http://www-ididas.iaea.org/ididas/>)。電離放射線に被ばくした昆虫に関するデータのほとんどは、昆虫不妊化法の開発に寄与するために得られたものであり、したがって繁殖成功率に焦点を当てている。しかし、放射線の致死に対する影響も一部、主に甲虫について記述されている。すべてが英語で書かれた出版物というわけではないので、以下の情報は IDIDAS に提供されている抄録からのものである。

(D 34) 例えばヒメカツオブシムシ (*Trogoderma glabrum* および *Attagenus piceus*)、コナナガシクイムシ (*Rhyzopertha dominica* F.)、ヒラタコクヌストモドキ (*Tribolium confusum* Jacquelin duVal), コクゾウ (*Sitophilus oryzae* L.), タバコシバンムシ (*Lasioderma serricorne* F.) で、変態期の全段階における生存率に対するガンマ線の影響についてこれまで研究されている。これらの甲虫に対して、32, 175, 250, 450, 1000 Gy の急性照射、あるいは 132 Gy での 1 時間ごと 5 回の繰り返し急性照射 (総線量 660 Gy) がなされた。すべての種において成体が最も抵抗性があり、蛹、幼虫が続き、最後が卵であった。使用したいずれの線量も、どの種のどの段階においても、即座に完全な致死を引き起こすには不十分であった (Tilton ら, 1966 a,b)。

(D 35) ハラジロカツオブシムシ (*Dermestes maculatus*) の発達段階において、窒素雰囲気下でのガンマ線に対する感受性も評価されている。それによると産卵されたばかりの卵は最も感受性が高く、蛹が最も抵抗性が高かった。それぞれの発達段階内では、成熟するにつれ抵抗性が高まった。典型的な LD_{99.9} 値はおよそ以下の通りであった。産卵後 36 時間の卵が 27 Gy, 84 時間の卵が 420 Gy, 1 週齢の幼虫が 26 Gy, 2-3 週齢の幼虫が 55 Gy, 2 日齢の蛹が 270 Gy, 5 日齢の蛹が 800 Gy, 成体が 50 Gy 以上であった (Khattoon と Heather, 1990)。

D.2.8 標準カニ (大型海洋性甲殻類)

(D 36) カニその他の甲殻類の致死に関する線量のデータは存在するが、脱皮のサイクルにおける段階のように、照射後の経過時間が重要であり、また、温度と塩分といったその他の要素も重要であることは明らかである。短い期間でみると、ワタリガニ (*Callinectes sapidus*) の LD_{50/30} 値は 510 Gy, LD_{50/40} 値は 420 Gy を示している。768 mGy/日と 1752 mGy/日の線量率で、70 日間 (53.7-122.6 Gy) にわたってガンマ線を若いワタリガニ (*C. sapidus*) に照射したところ、累積致死率には影響は見られなかったが、脱皮時の総致死数の占める割合は、対照群に比べて有意に高かった。6960 mGy/日の線量率で被ばくさせたところ、50 日間の被ばく (348 Gy) 後の致死率は 95% で、脱皮に関連した総致死数の割合は小さかった (Engel, 1967)。シオマネキを対象とした他の研究では、LD_{50/40} 値は 98 から 165 Gy の間と報告されている。ガンマ線 80 Gy をシオマネキに照射したところ、平均生存期間は対照群値の 80% にまで低下した (Engel, 1973)。

(D 37) 他の甲殻類に関するデータでは、値ははるかに低い。すなわち、幼若期を経たグラス・シュリンプ (*Palaemonetes pugio*) の LD_{50/30} 値は 15 Gy と報告されている (Ress, 1962)。

D.2.9 標準ミミズ (環形動物)

(D 38) ミミズ (*Lumbricus terrestris*) を対象とした研究では、ガンマ線の LD_{50/30} 値は 680 Gy と報告されている (Heffner ら, 1973; Reichle ら, 1972)。また、シマミミズ (*Eisenia foetida*) ではガンマ線の LD_{50/30} 値は 650 Gy である。観察可能な致死を引き起こす最低線量は、390 Gy と推定された (Suzuki と Egami, 1983)。

(D 39) 野外でのデータもいくつか発表されている。26 Gy のガンマ線で照射したカバノキの森林の試験区におけるミミズの個体群密度は被ばく後約 4 ヶ月で 5 分の 1 に減少し、また 24 mGy/日では個体数が減少することが報告されている (Krivolutsky, 1987)。チェルノブイリの 3-7 km のゾーンでは、累積線量 3.5 Gy で若いミミズの個体数が 4 分の 1 減少するに至った。微小動物相に属する生物の総数が完全に回復したのはチェルノブイリ事故から 2-3 年後であった (Krivolutsky ら, 1990)。これらすべての研究において報告されたミミズの個体数減少

は致死率の上昇によるとも考えられるが、放射線被ばくによる増殖能力の低下、あるいはその両方によることもありうる点に注意しなければならない。

D.2.10 標準マツ（針葉樹）

(D 40) 放射線の植物に対する影響は、枯死を引き起こす実際の生理学的あるいは生化学的影響に関して、またそれらがその植物の基礎生物学やライフサイクルにどのように関連するかについて、ほとんど研究されていない。さらに、その植物への実際の線量がどれくらいであったか、また樹木のような大きな植物では、樹幹の生きている組織の内部の高さや深さで、樹木の地上部分と地下部分で、葉芽または花芽のような特定の器官で、あるいは根や根毛などの土壤中の組織で、線量がどのくらい異なるかは多くの場合不明である。樹木の時間スケールも、その寿命の長さゆえにほとんどの動物とはかなり異なり、季節的要因も関連する。したがって、以下のデータはすべて、これらの点に留意して考慮する必要がある。

(D 41) 樹齢3年のマツは、線量率 124.8 mGy/日で LD₅₀ は 46 Gy であった (Sparrow ら, 1965)。

平均線量率 31 mGy/日で8年間ガンマ線に外部被ばくすると (58 Gy), 50% の木が枯死した。しかしそのうちのわずかは 100 mGy/日の線量率でも生存した。さらに2年後には線量率 25 mGy/日 (50 Gy) でマツの20% が枯死し、平均線量率 30 mGy/日でさらに被ばくすると枯死率は50% となった (Sparrow ら, 1965)。

(D 42) 20 Gy から 100 Gy の間の線量のガンマ線照射でも、マツで顕著に高い枯死率が観察された (Woodwell, 1967)。マツとカバノキの森 (樹齢24年から26年の樹木) では、26 Gy の線量のガンマ線照射により、被ばく後6年間で木の枯死率は100% となった (Tikhomirov と Fedotov, 1982)。

(D 43) 針葉樹の森では、8-30日にわたる総線量 10-20 Gy の被ばくにより放射線感受性のより高い種が選択的に枯死したことで、種の組成と多様性の変化につながった。20 Gy を上回る線量は、すべてあるいはほとんどすべての高等植物の枯死を引き起こし、劇的に種の構成を変化させた (UNSCEAR, 1996)。

(D 44) 季節影響に関して、秋に16-18日にわたりガンマ線に被ばくしたマツの2年後の LD₅₀ 値は 50 Gy, 5年後は 30 Gy であった。春にマツが照射を受けた場合の2年後の LD₅₀ は 30 Gy であった。マツは秋のほうが急性照射に対する放射線抵抗性が高いように見えるが、放射線枯死率を示す対象期間を照射後6年間に延ばすと LD₅₀ は低くなり、春に照射された木々が示す値に近づく。ガンマ線を照射された休眠期のマツの種子の LD₅₀ 値は 5-63 Gy であるのに対し、生長期のマツの LD₅₀ 値は 4.6-16 Gy であることが示されている (Karaban ら, 1980; Spirin ら, 1981)。

(D 45) マツの種子に対する放射線の影響に関して詳細な代謝研究は見当たらないが、ト

ネリコの木 (*Fraxinus Americana*, 落葉樹) ではガンマ線の急照射に対する種子の感受性が種子の含水量に強く依存していることが確認され、含水量 3.4% の種子では 100 Gy 以上の線量で線量依存的に発芽の低下が見られた。照射した種子を 3 年間保管した場合、または 3 年を経た種子を照射した場合には発芽率はいっそう減少したが、線量依存性のパターンには影響はなかった。含水量 40% の種子では、400 Gy までのすべての線量で発芽率が高くなり、200 Gy までの線量で生存率がかなりの増加を示した (Heaslip, 1973)。

(D 46) チェルノブイリ 4 km ゾーンの森林では、80-100 Gy を上回る線量のガンマ線外部被ばく後にマツの完全な枯死と落葉樹の部分的傷害が観察された (1986 年 10 月 1 日の線量率 >120 mGy/日、針葉の線量 >100 Gy) (UNSCEAR, 1996)。1990 年には、チェルノブイリ事故後に汚染された地域で、*Pinus sylvestris L.* の 78% が 3.4 mGy/日の線量率で被ばくした後枯死し、健全と考えられたマツはわずか 2.9% であった。1.5 mGy/日の線量率では 24.3% のマツが枯死、11.9% が枯れ上がり、30.8% が衰弱し、30% が健全であった (Pautov と Il'chukov, 1993)。他のデータが示すところでは、ウラル事故の区域の南東で 6.3-7.4 MBq/m² の⁹⁰Sr 汚染により、針葉の平均線量が 20-40 Gy、芽分裂組織の平均線量が 10-20 Gy になると推定され、その結果マツが完全に枯死する (LD₁₀₀) に至った (UNSCEAR, 1996)。

D.2.11 標準イネ科草本 (イネ科植物)

(D 47) コムギ、オオムギ、カラスムギの LD₅₀ 値はそれぞれ 20, 16, 22 Gy と計算されている (Sparrow と Sparrow, 1965)。主要な穀物は、穂 (種子頭部) が発達しているとき最も高い放射線感受性を示す。

D.2.12 標準褐藻 (大型海藻類)

(D 48) 海洋性大型海藻類について公表されている枯死率のデータはない。

D.3 罹 患

D.3.1 標準シカ (大型哺乳類)

(D 49) シカに関する罹患データはない。ほとんどの大型哺乳類のデータ (イヌやその他「実験動物」研究からのデータ) は、ヒトの放射線防護基準を発展させるためのデータを提供することを目指したものである。しかし、ヒトの「組織反応」の誘発や、おそらくは線量と発がんリスクに関するものと同様の一般的結論が、他の長寿命の大型哺乳類に対しても、おおそ当てはまると考えられる。

D.3.2 標準ラット (小型哺乳類)

(D50) この場合もやはり、齧歯類について公表されている大量のデータのほとんどは、人間の放射線防護を進展させるために導き出されたものであるが、以下の観察所見は興味深い。0.01 から 0.1 Gy の線量のガンマ線を日齢 3, 6, 10, 13 または 17 日目に照射したが、ラットの体重への影響は見られなかった (Inouye と Kameyama, 1986; Canfi ら, 1990)。妊娠 15 日目に 0.75 Gy のガンマ線に被ばくさせたところ生後 1 日, 21 日, 3 ヶ月で同じ日齢の対照群と比べて体重が 10% 低減したが、一方で線量 1.5 Gy では日齢 6 日の出生仔において対照群の 77% まで体重が減少した (Norten ら, 1991; Reyners ら, 1992)。妊娠 9 日目または 17 日目に 0.8 Gy までの線量のガンマ線をラットに照射しても、出産後の成長率に対照群と比べて有意な影響は見られなかった。妊娠 17 日目の被ばくが出生前の発達遅滞を引き起こしたが、出産後の出生仔の成長率に影響を及ぼさなかった (Jensh と Brent, 1988)。被ばく後 21.5 日における出生仔の体重が有意に低減するには、受胎後 9.5 日の 2 Gy の線量の被ばくが必要であった (Solomon ら, 1994)。出生前、受胎 20 日目にガンマ線を被ばくしたラットにおけるオスとメスの体重減少の LOED は 1.5 Gy であった (Zaman ら, 1997)。0.3 Gy から 1.5 Gy の線量を妊娠 17 日目のマウスに照射したところ、照射後 6 ヶ月の脳/体重比率に影響は見られなかった (Uma Devi ら, 1999)。

(D51) ラットに 60 mGy/日 (総線量 6 Gy) で子宮内のガンマ線照射をしたところ、胚重量が 55% 減少し、胚の体長が 23% 減少した (Coppenger と Brown, 1967)。器官形成期 (受胎後 6-9 日) のラットに毎日 0.01 Gy ずつ 4 回ガンマ線を照射すると、4 ヶ月齢で学習能力に有意な傷害が生じることが、パフォーマンス要件を徐々に増加させる行動試験から推定された (Bornhausen ら, 1982)。

(D52) 成体マウスを 0.4 mGy/日で最高 960 日間までガンマ線照射をしても (総線量 0.36 Gy), 体重に有意な影響を及ぼさなかった (Caratero ら, 1998)。70 mGy/日までの線量率で 90 日間までガンマ線を被ばくした成体ラット (総線量 6.3 Gy) では対照群に比べてわずかに成長率の低下を示した (5% 低下) が、体重の減少は統計的に有意でなかった (Pinon-Lataillade ら, 1985)。

(D53) 胎児の 7 日間 (妊娠期間終了まで) の累積線量が 0.05, 0.10 あるいは 0.30 Gy (線量率はそれぞれ 7.13, 14.28, 42.86 mGy/day) となるような濃度で、トリチウムのベータ線に妊娠 12.5 日目 (器官形成期) に曝露された妊娠マウスにおいて、21 日齢の時点で調べた食事迷路、学習と記憶、移動試験の 3 つの観察指標における LOED 率 (LOEDR) は 14.28 mGy/day (0.1 Gy) であった。ただし、評価した 3 つのパラメータでの不確実性は非常に大きかった。照射された動物、特に 14.28 mGy/日と 42.86 mGy/日の線量率群の動物では、若年期には活動亢進状態を示す一方で、技量実行における学習と記憶保持の両方が困難であったとマウスのおかしたミス分析により示された (Wang と Zhou, 1995)。

D.3.3 標準カモ (鳥)

(D 54) カモに関して制御された条件での実験は行われていないが、他のタイプの鳥を用いた実験がいくつか実施されている。例えばミドリツバメでは、孵化したばかりの雛を2.7 Gyと4.7 Gyの線量で照射したところ、主に体質量において有意な成長低下が生じた。照射は、成長期間にも影響を及ぼした(ZachとMayoh, 1984)。野鳥(ミドリツバメ, ルリツグミ, イエミソサザイ)では、雛が0.9-6 Gyの線量を被ばくすると、徐々に成長の低下を示した。4 Gyおよび6 Gyの線量を被ばくすると、体質量が有意に減少し(それぞれ10%と13%の減少)、風切羽と足の長さが短くなった。0.9 Gyの線量は、初期の成長と発達過程にほとんど影響を及ぼさなかった(ZachとMayoh, 1986 a)。生後2日の家禽においては6.7 Gy以上の線量の被ばくにより、その後30日間にわたり成長率が有意に低下した(Brisbin, 1969)。

(D 55) 汚染地域での観察に関しては、チェルノブイリの5 kmのゾーンに生息しているカモにおいて、推定10 mGy/日の被ばく(総線量4 Gy)で混合放射線により肝臓に病理学的変化が誘発されたが、腎臓、肺あるいは脾臓には影響は見られなかったと報告されている。この1987年の現地調査には2種のカモ(*Anser anser L.*および*Anas boschas L.*)が対象に含まれていた(Suvorovaら, 1993)。

D.3.4 標準カエル (両生類)

(D 56) カエルのオタマジャクシ(*S. holbrookii*, *B. terrestris* および *R. catesbeiana*)への0.13 mGy/日と222 mGy/日の間の線量率(総線量0.8-32 Gy)でのガンマ線照射は、変態時における体質量、体長、体指数(g/mm)に影響はなく、また変態する日齢にも影響を及ぼさなかった(Stark, 2006)。

D.3.5 標準マス (淡水魚)

(D 57) サケ科魚類に関して興味深いデータがいくつかある。マスノスケとギンザケ(*O. tshawytscha*と*O. kisutch*)の発生過程の胚における約4.4 mGy/日の線量率(総線量0.33-0.4 Gy)でのガンマ線被ばくが、成長に重要な影響を及ぼさないことが、幼魚の体長において示されている。ギンザケの幼魚の体重には対照群との間に有意差はなかったが、被ばくしたマスノスケの幼魚では対照群に比べて有意に重かった。被ばくしたマスノスケの幼魚においては個体の脊椎骨の数が有意に少なく、また鰓ぶたが不完全で鰓弁の後部端が露出する事象の発生率が対照群に比べて有意に高かった(DonaldsonとBonham, 1964)。

(D 58) ニジマスの稚魚(*S. irideus*)に1 Gyのガンマ線を照射すると、照射後3-7日間に於ける採餌活動が有意に低下した(KobayashiとHirata, 1957)。

(D 59) 免疫応答に関連した研究が多く行われている。ニジマス(*S. gairdnerii*)を胚発生期にトリチウムベータ線(推定50.4 mGy/日および504 mGy/日の線量率で、総線量はそれぞ

れ 1.0 Gy および 10 Gy) に曝露すると、*Chondrococcus columnaris* カラムナリス病への自然感染に対する幼魚と 1 歳魚の免疫応答に影響が見られた。幼魚ではどちらの線量率でも、晩夏において対照群に比べて有意に免疫応答が抑制されたが、照射レベル間の有意差はなかった。1 歳魚ではやはり晩夏において低い方の線量率で有意な免疫抑制が誘発された (Strand ら, 1973)。

(D 60) もう 1 つの試験では、*Flexobacter columnaris* 病の過熱死菌細胞によるワクチン接種に対するニジマスの稚魚の一次免疫応答へのトリチウム照射の影響を決定するため、より幅広い範囲のトリチウム線量率が使用された (19.92, 199.2, 1992 と 19920 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ 。総線量はそれぞれ 0.0004, 0.004, 0.04, 0.4 Gy であった)。ワクチン接種後の 9 週と 11 週においては、放射線処理群の間で、特定の血清凝集素力価に有意なバラつきがあった。19.92 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ の照射は、9 週あるいは 11 週のいずれにおいても有意な影響を与えなかった。11 週では 199.2 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ による影響が見られなかった。この研究の続きとして、不活性化 *F. columnaris* 病細胞の再接種に対する 1 歳魚の反応が研究された。接種の 7 週後と 10 週後、19.92 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ の被ばくは、血清凝集素力価に有意な影響を与えなかった。しかし、199.2 $\mu\text{Gy}/\text{日}$ 以上の線量率では、対数で表した線量 (および線量率) に対する免疫応答抑制には有意な直線依存性 (対照群のパーセンテージとして) があった (Strand ら, 1977, 1982)。

(D 61) ニジマス (*Oncorhynchus mykiss*) において、胚発生期のガンマ線外部照射、および、受精から 246 日間、すなわち稚魚の時期にまで十分達する期間のガンマ線外部照射、についてその影響が研究された。最初の実験では、線量率は 45.6, 88.8, 216 $\text{mGy}/\text{日}$ であった (総線量はそれぞれ 0.83, 1.66, 4.01 Gy)。免疫応答は、5 ヶ月齢で、ジニトロフェノールを結合させたカサガイのヘモシアニン (DNP-KLH) 抗原の腹腔内注射によって試験された。すべての群で、抗原に対する抗体の上昇が見られたが、照射した魚の反応は対照群と有意に違っていなかった。2 回目の実験では、胚に 1 回目と同様に照射し、さらに 225 日間、魚は照射下 (より低い平均線量率 23.76, 45.6, 112 $\text{mGy}/\text{日}$) に置かれ続けた (総累積線量はそれぞれ、5.43, 10.53, 25.43 Gy)。DNP-KLH 抗原接種に対する免疫応答は、対照群の値と比べて最も高い線量率で有意に抑制されたが、対照群と 2 つの低い線量率群の間では有意差は見られなかった。しかし、反応の全体的な傾向としては、およそ 2.5 $\text{mGy}/\text{日}$ のしきい値から総累積線量 (したがって、線量率) に依存した抑制を示すように見えた (Knowles, 1992)。

(D 62) 他の観察例としては、およそ 4.8 $\text{mGy}/\text{日}$ でギンザケの幼魚における鰓蓋の欠損など、その後の野生での生存に影響を及ぼすであろう成長の軽微な異常が有意に増加した (Donaldson と Bonham, 1964)。2.7 $\text{mGy}/\text{日}$ (総線量 1.2 Gy) で混合放射線に被ばくしたカワカマスは、対照群と比べて成長に差を示さなかった (Pitkyanen, 1978)。

(D 63) 3 $\text{mGy}/\text{日}$ (総線量 1 Gy) でベータ線に被ばくしたコイにおいて、肝臓と筋肉の過酸化脂質濃度が増加した (Storozhuk と Shekhanova, 1977)。6.6 $\text{mGy}/\text{日}$ (総線量 0.082 Gy)

でベータ線に被ばくしたコイでは、対照群に比べ感染への反応全体が低かった（白血球の食作用活性の低下）（Shleifer と Shekhanova, 1980）。

（D 64）メダカ（*O. latipes*）において、発生中の脳に対する放射線影響が研究されている（Yasuda ら, 2006, 印刷中）。後期発生段階（ステージ 28）のメダカの胚が、1, 2, 3, 5, 10 Gy の X 線で急照射された。これらの線量は、いずれも胚の LD₅₀ より低い。照射された胚はすべて生存したが、X 線被ばくの 6 時間後から 35 時間後まで、主に視蓋で、放射線誘発アポトーシス細胞の大きなクラスターが観察された。大きいクラスターの数は、線量依存性を示し、脳細胞死のしきい線量はおよそ 1 Gy であった（Yasuda ら, 印刷中）。これらのアポトーシス細胞はその後消滅し、照射された胚は一見したところそのまま正常に発生し続けた。しかし、照射された成長後の胚は、照射されていない対照群の胚より小さな脳と目を持っていた。照射（10 Gy）された胚のほとんどは正常に孵化したが、孵化時、胚は、脳と網膜に組織学的異常を示した（Yasuda ら, 2006）。

（D 65）近交系のグッピー（*P. reticulata*）の雄親への 5 Gy の照射は、F₂ 世代において脊椎奇形の発生率を上昇させた。雌と雄への 10 Gy の照射は F₁ 世代と F₂ 世代における奇形発生率を上昇させたが、それ以降の世代に影響は残らなかった。雄か雌（交雑系）いずれかに 10 Gy で X 線を照射すると、F₂ 世代における新生魚の個体死の発生率が上昇したが、F₁ 世代あるいは近交系では有意な影響は見られなかった（Schroder, 1969 a）。

（D 66）雄のグッピー（*P. reticulata*）において、発生中の胚への 113 mGy/日でのベータ線（トリチウム水）被ばく（総線量 2 Gy）は、16 週齢あるいは 43 週齢の体重に有意な影響を及ぼさなかった。それ以上に高い線量率（226-451 mGy/日の範囲）での 14 週における体重に関するプールされたデータは、有意な低下を示したが、これは 43 週までに消失した。被ばくした雌が 43 週で有意な体重変化を示さないことも観察された。1 週齢の稚魚のときに照射された魚はより感受性が低かった。熱ショック（Erickson, 1973）を与えた場合、胚への 9.4 mGy/日での照射あるいは稚魚への 112.8 mGy/日での照射は生存期間に影響を与えなかった。

D.3.6 標準扁平魚（海洋魚）

（D 67）後期仔魚/稚魚期のピンフィッシュ *L. rhomboides* への被ばく後に、様々なレベルの環境温度と塩分（33 要因実験デザイン）を放射線と組み合わせた時の影響が調査されてきた。全体として、199 と 307 mGy/日で 45 日間の被ばく後（それぞれ 8.7 と 13.4 Gy）、体の 8 つの寸法と体重が測定された。分散分析は、温度が 9 つの指標すべてに大きな影響を及ぼし、塩分と照射については影響がより小さいことを示した。放射線と温度（8 つの指標）の間および放射線と塩分（4 つの指標）の間には有意な一次交互作用があり、3 つの環境変数すべての間の二次交互作用が、7 つの指標に影響を及ぼした（Engel ら, 1966; White と Angelovic, 1966, 1968）。

D.3.7 標準ハチ（昆虫）

(D 68) ハチ，その他の大型昆虫の罹患率に対する照射の影響に関するデータは見つけられなかった。

D.3.8 標準カニ（大型海洋甲殻類）

(D 69) 768 および 1752 mGy/日の線量率でガンマ線に被ばくした幼体（1 年齢未満）のワタリガニ（*C. sapidus*）は，対照群に比べ脱皮頻度の有意な増加を示さなかった。6960 mGy/日で被ばくした幼体カニが最も脱皮頻度が低く，3 回目の脱皮に達したものはなかった。768 mGy/日で被ばくしたカニの成長速度（甲羅幅の増加率）は，対照群に比べ有意差はあったが，1752 mGy/日では有意に変化しなかった（Engel, 1967; Engel ら, 1971）。

D.3.9 標準ミミズ（環形動物）

(D 70) 100 Gy のガンマ線に被ばくした若いミミズ（*E. foetida*）は，成長が完全に抑制され，環帯が発達しなかった（Suzuki と Egami, 1983）。全身への 200 Gy の X 線照射後，50 番目の体節（ミミズを切った後）からの後部再生が妨げられた。20-100 Gy の範囲で，生成された体節数の一般的な減少傾向が観察された（Moment, 1972）。5 から 20 Gy の間の線量でのミミズに対するガンマ線照射は，表皮細胞の増殖を減少させた（³H チミジンのオートラジオグラフィィーを使って測定された細胞の標識指標）。増殖は 5 と 10 Gy の照射後，10-20 日間低レベルのままであり，20 Gy に起因する損傷は，照射 40 日後でさえ修復されたように見えなかった（Suzuki と Egami, 1983）。

(D 71) 204 mGy/日でのミミズへのガンマ線照射は，成長（ミミズの平均体重）に影響を及ぼさないことが報告されてきた（Hingston ら, 2004）。

(D 72) 2 世代の研究で，Hertel-Aas ら（2007）は，成体の F₀ ミミズ（*E. foetida*）の成長に対する，1 Gy/日までのガンマ線吸収線量率の有意な影響を，13 週の被ばくの間（最大累積線量 85 Gy）見出さなかった。F₁ の幼体の成長は，放射線被ばく（264 mGy/日までの線量率と最大累積線量 24 Gy）によって抑制されなかった。若干の外見上の異常が，264 mGy/日での照射後に F₁ ミミズで観察された。この異常の 1 つが，5% のミミズにおける非対称で分節化した環帯の発達であり，それは「二重卵囊」の生成という結果になった。

D.3.10 標準マツ（針葉樹）

(D 73) マツについてさまざまなデータが利用可能である。10 年にわたり 14.4 mGy/日を上回る線量率でガンマ線に被ばくした成木のマツ *Pinus rigida* は，針葉の生長低下を示した。9 年にわたる 9.6-48 mGy/日の線量率による照射は幹の生長低下につながった（Woodwell と Miller, 1963; Sparrow ら, 1965）。樹齢 1 年の *P. sylvestris* では，1 回の生長季節にわたる 168

mGy/日のガンマ線照射が、針葉と幹の長さを相当短縮させた。3-4年間の72 mGy/日を超える線量率での被ばくは、針葉の生長を低下させた (Sparrow ら, 1965)。88.8 mGy/日を上回る線量率で生長季節にガンマ線被ばくした樹齢2年の *Pinus banksiana* は、幹の生長低下を示した (Amiro, 1986)。

(D 74) 春に線量5 Gyを超えるガンマ線照射をすると、最初の年にマツの光合成活性は線量依存的に低下した。この低下は、針葉と生長点 (頂端と側生分裂組織) の喪失とともに一次生産の低下につながった。25 Gyを下回る線量の照射後2年目に光合成は対照群の値を超えるまで回復し、線量が50 Gyを下回る線量では3年目に回復したが、これは針葉の継続的な喪失を補うには不十分であり、マツ樹木の全体的な生産性は低下し続けた (Karaban ら, 1980; Spirin ら, 1981)。

(D 75) 24 mGy/日でのマツへの照射は、その光合成能力を低下させ、その結果、生長の低下と成熟の遅延をもたらす葉の形態変化が生じた (Bostrack と Sparrow, 1979)。しかし、純光合成と二酸化炭素交換は、マツでは288 mGy/日を下回る線量率の慢性照射による損傷の優れた指標でないことが示唆されている (Bourdeau と Woodwell, 1964; Bostrack と Sparrow, 1979)。ガンマ線量が0.5 Gyを上回るにつれて、針葉の長さが徐々に短くなった。生長期のマツを3 Gy、または休眠期のマツを4.5 Gyで被ばくさせた後の針葉の長さは対照群における値の10%であった (Sparrow ら, 1963)。春に線量15 Gyのガンマ線急照射を行うと、頂端分裂組織の細胞増殖と針葉形成は1年以内に100%致死となった (Karaban ら, 1980; Spirin ら, 1981)。*Pinus taeda* と *Pinus elliotii* では、12.5 Gyのガンマ線が、照射後4-20日間純光合成速度を低下させ、幹によるCO₂放出速度も低下させた (Hadley と Woodwell, 1966)。

(D 76) チェルノブイリ周辺の汚染地域に関連する多くのデータが存在している。したがって、これらは、制御された実験の結果ではなく、その観点の下で、特に受けた線量の点で、そして植物のどの部分に被ばくしたかについて、その他の制御されていない (そしておそらくは未知の) 環境変数の下で考慮する必要がある。

(D 77) 照射によって、マツは木食性昆虫による攻撃をより受けやすくなるように見える。ガンマ線 (線源中の¹³⁷Csの放射能は1.2 E+15 Bqであった) に被ばくしたマツとカバノキの森 (樹齢30年の木) では、木食性昆虫によって外寄生された照射ヨーロッパアカマツ (*P. sylvestris* L.) の数は、対照群の木の5%と比較して、線量30 Gy後は10-18%、線量100 Gy後は60-78%、線量230 Gy後は100%であった (Spirin ら, 1985 a,b; Kozubov と Taskaev, 1994 a)。わずか0.7-1 Gyという低い線量で混合放射線 (チェルノブイリ事故) に被ばくしたトウヒの木は、針葉、芽、若枝に変形を呈した。木の重要な部分の吸収線量のうち90%は沈着した放射性核種からのベータ線によるものであり、10%はガンマ線によるものであった (Kozubov ら, 1990)。

(D 78) チェルノブイリ事故後、汚染された地域では、1 Gyを上回る線量による *P. silves-*

tris の被ばくは、生長速度を低化させ、形態的損傷を誘発した。0.1 Gy を下回る線量では、目に見える損傷を木に引き起こさなかった。木の重要な部分の吸収線量のうち、90% は沈着した放射性核種からのベータ線によるものであり、10% はガンマ線によるものであった (Kozubov と Taskaev, 1994 a)。

(D 79) 損傷の軽微なチェルノブイリ地帯の森では、針葉樹は 0.5–1.2 Gy の外部ガンマ線からの線量で照射された結果、生長と形態に損傷を示した (1986 年 10 月 1 日の線量率 < 4.8 mGy/日、針葉の線量 < 10 Gy) (UNSCEAR, 1996)。

(D 80) チェルノブイリの西方 4 km 地域 (^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , その他で汚染された) では、累積線量 6 Gy の被ばくが、樹齢 25–35 年の *P. sylvestris* に多重芽を生じさせた (Kozubov と Taskaev, 1994 b)。

(D 81) 1987 年、チェルノブイリ周辺 5–6 km 地帯のマツの森 (樹齢 35 年の木) の実験区画において、すべてのマツの若芽、生殖器官、休眠中の芽のほとんどの部分が、線量率 4.3 mGy/日、推定累積線量 20 Gy を受けて枯死した。針葉構造の解剖学のおよび形態的变化も観察された (針葉部の形が大きくなり、樹脂道の密度が 40% 低下した。形成層によって形成される導水要素の数が増加した)。1.4 mGy/日での線量率で累積線量 7 Gy の後、1986 年に生長した脇芽 *auxiblastes* と針葉の生長抑制が観察された。最低密度汚染 (240 μGy /日で推定累積線量 2 Gy) の試験区では、目に見える放射線損傷の徴候はなかった (Abaturov ら, 1991)。

(D 82) チェルノブイリ周辺 30 km 地帯 (^{137}Cs , ^{90}Sr , ホットパーティクルで汚染された) では、推定 9 mGy/日で照射された樹齢 10–12 年の *P. sylvestris* L. の 1987 年に生長した部位で、形態的变化は観察されなかった。木によっては、1986 年に生長した部位では短いサボテン形の若枝とパイナップル形の若枝が認められた。針葉は曲がり、肥厚し、暗い色で固かった。芽は、対照群よりも大きかった (Sidorov, 1994)。1986 年の生長季節に 0.5 Gy に被ばくした *P. sylvestris* L. は、その年の若枝の付加的な生長が表すように、明らかな刺激効果を示した。5 Gy の累積線量後、事故から最初の 2 年間で年生長の低下と栄養器官の形態的变化が検出された。累積線量 10 Gy は、栄養器官の形態形成の変化、針葉微細構造の変化、分裂組織の生長低下、短縮した若枝を誘発した (Kalchenko と Fedotov, 2001)。

(D 83) チェルノブイリ周辺 30 km 地帯の森では、10–20 Gy (1986 年 10 月 1 日の推定線量率は 48–120 mGy/日、針葉の線量は 50–100 Gy であった) の線量でのガンマ線外部照射後に、ほとんどの生長点の死、針葉樹の部分的枝枯れ、落葉樹の形態的变化が見られた。チェルノブイリ周辺 120 km 地帯の森では、マツは 4–5 Gy (1986 年 10 月 1 日の推定線量率は 12–48 mGy/日、針葉の線量 20–50 Gy) のガンマ線外部照射後、針葉の枯れ上がりと形態的变化を示した (UNSCEAR, 1996)。

(D 84) チェルノブイリ事故後、汚染された別の地域では、0.43 Gy の被ばくが、マツの木の若枝の増殖を減少させた。累積線量 3.45 Gy の後に生長の停止が見られた。松葉の形態的変

化と落葉樹の低生長が、累積線量 13 Gy（線量率 24 mGy/日）の後に観察された（Sidorov, 1994）。

（D 85）チェルノブイリ事故後に汚染された地帯でよく見かける樹齢 50-60 年のトウヒ（*P. sylvestris* L.）は、68 mGy/日で 25 Gy 被ばくし、中央の若枝とすべての針葉が 100% の枯死率を示した。14 mGy/日で累積線量 5 Gy の被ばく後では、マツの針葉は非常に大きかった。11 mGy/日で 4 Gy の被ばくは、葉緑体の数を対照群の値の 67% に減少させ、若枝当たりの針葉の質量を対照群の値の 55% に低減させ、針葉の長さを対照群の値の 25% に低下させた。2.7 mGy/日で 1 Gy の被ばくは、1987 年には針葉の生長を刺激したが、事故の 2 年後、針葉の長さの差は統計学的には信頼できないものであった（Ladanova, 1994）。

（D 86）チェルノブイリ事故後汚染した地帯において 9.6 mGy/日で被ばくしたヨーロッパアカマツ（*P. sylvestris* L.）の 55% では、1986 年生長の主要な若枝は短かった。サンプルの 33% で、1986 年生長の主要な若枝が枯死し、サンプルの 44% で、樹冠上部における 1986 年生長の側枝が短く、サンプルの 55% は 1986 年生長の側枝を有していなかった。1.7 mGy/日では、1986 年生長の主要な若枝は、サンプルの 61% で短かった。サンプルの 46% で、樹木上部の樹冠と中部の樹冠部分において 1986 年生長の側枝は短かった（Abaturov ら, 1996）。

（D 87）ウラル事故（1.5-1.8 MBq/m² の⁹⁰Sr 汚染）の南東地域で、マツ樹冠低部の針葉の枯れ上がりと生長による増分の低下が見られた（平均線量は針葉で 5-10 Gy, 芽分裂組織で 2-4 Gy）。⁹⁰Sr が 3.7-4.4 MBq/m² の地区（平均線量は針葉で 10-20 Gy, 芽分裂組織で 5-10 Gy）では、樹冠の 95% の枯れ上がりと生長遅滞があった（UNSCEAR, 1996）。

D.3.11 標準イネ科草本（イネ科植物）

（D 88）チェルノブイリ事故の結果として汚染された地域（1986-1988）で、オオアワガエリ（*Plantago lanceolata* L.）の種子は、さまざまな線量でガンマ線に急性被ばくした。20 Gy（5 μGy/日）の後と 80 Gy（240 μGy/日）の後、生長過程の刺激が観察された（Frolova ら, 1991）。

D.3.12 標準褐藻（大型海藻類）

（D 89）低線量率放射線被ばく（7.7 mGy/日）での *Fucus vesiculosus* の胞子発芽体の生長（長さにより決定）が対照群より大きいことが示されてきた。28 日間の被ばく後、胞子発芽体は対照群より 58% 長かった。胞子発芽体の平均長は、研究した最も高い線量率群（1.57 Gy/日）で対照群よりも短かっただけだった。対照的に、事前に被ばくした成体から生まれた胞子発芽体の生長は増加しなかった。放射線は、生まれた胞子発芽体の 3 日目に測定された長さを減少させたが、その差は、胞子発芽体が対照群より 50% 余り短かった高線量率（283 mGy/日）でのみ統計学的に有意であった（Reynolds ら, 2007）。

D.4 繁殖成功率の低下

D.4.1 標準シカ（大型哺乳類）

(D90) シカに関する直接的な研究はない。人間について公表されているデータは別として、「大型」哺乳類について最も完全なデータセットは、ブタに関するデータである。男性と女性の不妊に関するヒトのデータは、おそらくシカのような大型哺乳類に等しく当てはまるであろう。ガンマ線を 0.38 から 2.20 Gy の線量まで照射された雄牛の日齢 30 と 60 日において、精細管の生殖細胞の数は有意に低下した（対照群の値の 10%）（Erickson ら, 1972）。4.32 mGy/日で照射された成犬ビーグル犬は、数ヶ月以内に進行性の生殖細胞減少と不妊症を呈したが、寿命全体を通じて 0.864 mGy/日で被ばくしても繁殖能力にはっきりとしたダメージは起きなかった（BEIR III, 1980）。

(D91) ブタの胚に 108 日間（総妊娠期間は 112 日）線量率 10 mGy/日でガンマ線を照射すると生まれた仔の生殖腺の重量が減少し、31.2 mGy/日（3.36 Gy）では、雌、雄いずれの仔も不妊となった（Erickson と Martin, 1976）。最高 10 mGy/日（総線量 1.08 Gy）のガンマ線によるブタの妊娠 0 日から 108 日までの連続照射では、1 回目、2 回目の妊娠いずれの場合も仔ブタも胎仔も致死数が増加することはなかった。精細管横断面積あたりの始原生殖幹細胞数の有意な減少に至った最も低い線量率（対照群の値の 41%）は、2.5 mGy/日であった。10 mGy/日の照射の後では、40% のブタが不妊となった。照射によって発情期の年齢や規則性に変化をもたらすことはなかった。1 回目の妊娠について、被検群には不妊や産仔数に有意な差は見られなかった。照射による仔ブタの出生時体重、離乳までの生存率、離乳時の体重に影響はみられなかった。雌ブタの養育能力も影響を受けなかった（Erickson と Martin, 1984）。妊娠 0 日から 108 日にかけてガンマ線に被ばくしたブタにおいて、有意な影響を生じさせる最も低い線量率（LOEDR）が子ブタのさまざまな指標について調べられた。体重低下の LOEDR は、70.4 mGy/日（総線量 7.56 Gy）、脳重量低下の LOEDR は 29.9 mGy/日（総線量 3.24 Gy）、卵巣と精巣重量低下（55% の縮小）の LOEDR は 9.9 mGy/日（総線量 1.08 Gy）、雌と雄生殖細胞の減少（それぞれ 57% と 89% の減少）の LOEDR は 5.10 mGy/日（総線量 0.54 Gy）であった。妊娠時の 10.1 mGy/日による照射後（総線量 1.1 Gy）、雄と雌の生殖細胞数は、対照群の値のそれぞれ 1% と 5% に低下した（UNSCEAR, 1986）。

(D92) いくつかの大型哺乳類については、子宮内被ばくにおける外見的に認められる奇形が主に観察される時期が調べられた。奇形の誘発期と影響が生じる線量は、検討した奇形と哺乳類に応じて差があった。体幹における外見的奇形の主な誘発期は、ウシの場合 1 Gy を上回る線量で受精後 32 日まで、サルの場合は 2.5 Gy 以上の線量で受精後 8-12 日まで、ヒツジの場合は平均線量が 1 Gy 以上（LOED > 1 Gy）で受精後 23 日までであった。イヌの場合、四

肢の外見的な奇形の主な誘発期は、線量 1.3 Gy 以上で、受精後 25-28 日までであった (Commission on Radiological Protection, 1989)。

D.4.2 標準ラット (小型哺乳類)

(D 93) ラットとマウスは、哺乳類における照射による生殖影響を研究するために幅広く使用されてきた。ラットの繁殖能力に関して、受精後 10-12 日に 1.5 Gy のガンマ線に被ばくすると生まれた雄の仔で生殖細胞の消滅が見られた。妊娠 15 日目にこの線量を照射された場合も、精巣重量のわずかな減少が観察され、減少のピークは受精後 18 日から出生後 3 日までの被ばくで観察された。精巣重量の低下は、精細管の精原細胞喪失によるが、精巣の内分泌機能への影響はみられなかった (Coffigny と Pasquier, 1976)。妊娠 15 日目に 0.95 Gy のガンマ線を照射した雄ラットでは、生殖細胞の総数と精巣重量が減少した (Erickson と Martin, 1972)。生後 2 日あるいは 12 日に 2.85 Gy のガンマ線を照射された雄ラットでは、永久的に精原幹細胞数が低下した (照射後 5 日から 120 日に行われた分析)。照射 24 日後に見られた精巣重量の低下は、成熟した細胞の枯渇による精母細胞の喪失の結果であった。照射後の 40 日までに、精母細胞数はだいたい回復したが、照射前に蓄積していた精子細胞は成熟して精巣から移動しており、精巣重量が低下した。照射は年齢依存性のある精原細胞数の永久的な低下をもたらした。雄ラット生殖器系の長期ダメージは、0.1 Gy のガンマ線急性全身照射でも報告されている (Erickson と Martin, 1973; Canfi ら, 1990)。

(D 94) 雄ラットに 70.05 mGy/日で 92 日間まで照射 (ガンマ線) すると累積線量 0.6 Gy で精巣当たりの精原細胞数が 59% 減少した。92 日間の被ばく後、すべての細胞タイプは対照群の値の 10% に減少した。精嚢や前立腺腹葉の重量には影響は見られなかった。成長速度は対照群に比べ照射ラットでわずかに遅いだけであった。照射を受けた群において、テストステロン濃度、テストステロンに依存する付属器官の重量、血漿中黄体形成ホルモン濃度には有意な変化は観察されなかった (Pinon-Lataillade ら, 1985)。

(D 95) 10 mGy/日のガンマ線を 1~6 ヶ月間照射すると、A4 精原細胞では影響は見られないが、A1 精原細胞数は 50% 減少した。30 mGy/日かそれ以上のガンマ線を 1~6 ヶ月間照射すると、A4 精原細胞数と精巣重量が減少した (40%) (Erickson, 1978)。成体ラットに 50 mGy/日のガンマ線を 180 日間照射したところ、生殖細胞が脱落した精細管数が 27% 増加した。同じ線量率で 13 日間照射すると (総線量 0.6 Gy)、タイプ A 精原細胞が対照群の値の 55% まで減少した。前細糸期精母細胞の容積は、26 日間照射で (総線量 1.3 Gy) 対照群の値の 35% に減少した。精巣当たりのタイプ A 精原細胞数と精巣当たりの前細糸期精母細胞は、照射後 33 週まで対照群よりも少ないままであった。累積線量が 3.5 Gy で雄の繁殖能力は 25%、精巣重量は 50% 低下した (LOED) (Pinon-Lataillade と Maas, 1985)。

(D 96) マウスの実験では、6 Gy や 8 Gy のガンマ線高線量照射で被ばくさせたところ、雄

マウスの繁殖能力の平均回復時間はそれぞれ 81 ± 4 日と 105 ± 8 日であった。線量の分割は、繁殖能力の回復時間に影響を及ぼさなかった。対照群の雌と交配させると、すべての照射群で、対照群ペアに比べ子宮内致死が高率に起こり、着床率が低かった (Sheridan, 1971)。成体マウスにガンマ線を照射した場合、後期 A 型、中間型、早期 B 型精原細胞の LD_{50} 値は 0.20 Gy から 0.24 Gy であり、すべての細胞タイプが同程度の放射線感受性であったことを暗示していた。精子や精子細胞の (照射の 28 日後) LD_{50} は 0.64 Gy であった。照射 28 日後の精巣重量は、3.62 Gy の照射で対照群の値の 50% に低下した (Oakberg, 1957; Gasinska, 1985; Gasinska ら, 1987)。

(D 97) ラットに妊娠中 10 mGy/日でガンマ線を照射すると (22 日間、総線量 0.21 Gy)、雄の生殖細胞数が 50%、雌の生殖細胞数が 90% 低下した (UNSCEAR, 1986)。妊娠 0 日から 21 日まで 32.6 mGy/日 (総線量 0.6 Gy) で照射した実験では、雌および雄の生殖細胞の有意な減少 (それぞれ 45 と 17% の減少) が観察された (Erickson と Martin, 1976)。

(D 98) 受精からトリチウム水あるいは食物を介して 1.85 mGy/日の線量率で被ばくしたラットから生まれた日齢 21 日の F_1 および F_2 の一次卵母細胞数は、対照群の値と差はなかった (F_1 と F_2 への影響はいずれも、親の食物か水からのばく露方式とは無関係) (UNSCEAR, 1996)。トリチウム水に由来する放射線に線量率 14.64 mGy/日で被ばくした親から生まれた日齢 21 日の F_1 、あるいはトリチウム食物 (有機結合トリチウム) に由来する放射線に線量率 4.8 mGy/日で被ばくした親から生まれた F_1 で、一次卵母細胞数の有意な減少が観察された。4.8 mGy/日 (総線量 0.2 Gy) の線量率でトリチウムに被ばくした成体ラットでは、雌の生殖器に中程度の影響がみられた (卵母細胞数の 30% 減少) (Pietrzak-Flis と Wasilewska-Gomulka, 1984)。

(D 99) ラットに受精後 13 日目から 20 日目までの間、432 mGy/日でガンマ線を照射すると (総線量 3 Gy)、生まれた仔の卵巣が小さくなり、卵胞や黄体が欠損した。同じ線量でも受精後 18 日ではこれらのパラメータに影響は見られなかった (Ershoff, 1960)。

(D 100) マウスでは、ガンマ線を 130 mGy/日 (総線量 0.44 Gy) で照射すると、ステージ 1 卵母細胞が 70% 減少した。この結果は、日齢 10 日のマウスの初期の卵母細胞ステージは慢性的な照射に対して成体動物の同じステージの細胞より感受性が高かったことを示している (Oakberg, 1962)。少なくとも 10 世代にわたる 12-24 mGy/日の連続照射は 4 系統のマウスのペアにおける最初の平均一腹産仔数値で示される繁殖能力に影響を与えなかった (Stadler と Gowen, 1964)。

(D 101) 繁殖力は、生殖成功の異なる尺度である。日齢 8 日のラットに 0.06 Gy のガンマ線を照射したところ、胚の致死率が 5 倍に増加した結果として、一腹産仔数が減少した (Freud ら, 1990)。着床前のラットに 0.05 Gy のガンマ線を照射したところ、胎仔が致死した。0.1 Gy では胚、胎仔両方が共に致死したが、後者の方が影響が大きかった (UNSCEAR, 1977,

1986)。器官形成初期において齧歯目のいくつかの種にガンマ線を照射したところ、胚生存のLD₅₀は1.5 Gy以下であった。またLD₅₀値は、胎仔期まで発達に伴い増加した(UNSCEAR, 1996)。

(D 102) 妊娠9.5日目に1.5 Gyのガンマ線に被ばくした(17.3 Gy/日かそれ以上という非常に高い線量率)ラットは、胚吸収の割合(対照群の2.84%に比べ48.3-60.7%)、1腹産子当たりの平均の吸収率も増加した(対照群における0.3%と比較して5.1-7.8%)。出産予定日の生存胎仔の割合の低下も観察された(対照群が94.3%であるのに対し39-51.6%) (Brent, 1971)。受精の15日後に同じガンマ線量(1.5 Gy)に被ばくさせると、対照群の値の63%まで、1腹あたりの産仔数が減少した。交配した雌1匹あたりの産仔数に有意な影響は見られなかった(Mazaudら, 2002)。照射がそれ以降の胚の成長にどのような影響を及ぼすかについて調べるために、日齢8日のラットを0.06 Gyのガンマ線に被ばくさせると、離乳日の体重が低下した(対照群の値の85%) (Freudら, 1990)。

(D 103) 70.05 mGy/日のガンマ線に被ばくした妊娠中のラットでは、平均産仔数は変化しなかった。妊娠期(妊娠0日目から12-19日目まで)に60 mGy/日でガンマ線に被ばくしたラットでは、胚の大きさや重量の低下、致死率の増加が観察された[(胚の吸収, 死んだ胚と胎仔, 生存したがサイズが低下した胚の合計)/全着床数]。照射された日齢20日の胚は、肝臓/体重比、脾臓/体重比と腎臓/体重比の統計学的に有意な減少が観察された。600 mGy/日(総線量6.0 Gy)の照射は、繁殖力の重度の低下を引き起こした(胚生存率の75%の低下) (CoppengerとBrown, 1967)。

(D 104) 50.04 mGy/日でガンマ線を最大180日まで照射(最大総線量9.0 Gy)したラットでは、産仔数に影響はなかった。照射の1週間後と9週間後、繁殖能力は低下したが、照射の25週後、対照群の値の75%まで回復した。受精の13-20日後に432 mGy/日で照射したところ、生まれた仔の卵巣が小さくなり、卵胞や黄体が欠損した。他方、受精の18日後に同じ線量率で照射してもこれらのパラメータには影響は見られなかった。受精の7あるいは21日後に432 mGy/日のガンマ線を照射した後の離乳時の体重や幼若期の体重に影響はみられなかった(Ershoff, 1960)。

(D 105) 内部被ばくに起因する線量は決定するのがより難しいが、妊娠初日あるいは出生日に30 mGy/日のトリチウムのベータ線(総線量1.3 Gy)にばく露したラットは、精巣重量と精子量が77%減少した。卵巣重量への影響はみられなかった。しかし、同じ線量率でF₂とF₃の産仔の繁殖力が著しく低下した(胚生存率が70%の低下)。受精から42日間線量率30 mGy/日でトリチウムをばく露(総線量1.26 Gy)したラットでは、F₂とF₃の産仔の吸収(胚)の割合が3.6倍増加した。妊娠1日目からばく露したラットは、成体ラットに比べ慢性のベータ線照射に対してより感受性が高いと考えられた(LaskeyとBursian, 1976)。発達期を通してトリチウム水を60 mGy/日で投与すると、卵巣は著しく萎縮、あるいは消失した(Ca-

hill と Yuile, 1970)。

(D 106) 0.03, 0.3, 3, 30 mGy/日の線量率で F₀ から F₁ にかけてトリチウム水を与えたラット (F₂ の受胎から F₂ が出生するまでの累積線量は 4.6 mGy と 4.6 Gy の間) において、線量率に関係なく F₁ と F₂ の仔は形態学的に正常であった。試験した線量率にかかわらず、トリチウム水を 22 日間投与しても、どの線量率でも着床前致死や肺、心臓、胸腺、肝臓、すい臓、腎臓の重量のいずれにも影響を及ぼさなかった。30 mGy/日で 22 日間ばく露すると吸収 (胚) の数が 2.6 倍増加した (Laskey ら, 1973)。妊娠中のトリチウム水のばく露 (60 mGy/日) で雌雄のラットの出生時体重の有意な低下がみられた (Cahill と Yuile, 1970)。

(D 107) マウスについて多くの実験が行われている。いくつかの系統のマウスにおいて細胞消滅と卵巣がんの間に緊密な関係があるようにみえること、また、マウス卵母細胞が特に放射線に感受性が高いので (卵母細胞死の LD₅₀ は 50 mGy)、卵巣腫瘍がしばしば非常に低い線量率 (ICRP, 2005) で観察されることは特筆に値する。

(D 108) 5 Gy のガンマ線に被ばくした成体雌マウスでは着床部位の数が低下した (対照群の値の 81%)。妊娠したマウスの数には低下はみられなかった。16 日齢までの胚の生存低下の LOED は 2.5 Gy であった (生存は対照群の値の 87%) (Friedberg ら, 1998)。3 Gy のガンマ線を雄マウスに照射しても (非照射雌と交配した) 雄のマウスの F₁ (雌と雄) の寿命の短縮はみられなかったが、平均出産仔数は減少した (対照群が 71 匹であるのに対し 49 匹であった)。3 Gy を照射しても性比率には影響は見られなかった (Iwasaki ら, 1996)。

(D 109) 推定受精時刻から 7 時間後にガンマ線に被ばくしたマウスでは、初期の吸収 (胚) 増加と妊娠 19 日目での生存胎仔数の減少の LOED は 0.5 Gy であった (それぞれ 3 倍の増加と 5/8 への減少)。胎仔の外見的な奇形の増加の LOED は 0.1 Gy であった (8 倍の増加)。試験したどの線量でも胎仔吸収に対する影響はみられなかった (Jacquet ら, 1995)。交配の 2 時間後に 1.5 あるいは 2.0 Gy のガンマ線を照射したマウスは、異常な生存胎仔数の増加 (それぞれ 3 倍と 5 倍の増加) と、雌 1 匹あたりの着床数の減少が見られた (それぞれ、2 分の 1 から 3 分の 1 に減少) (Rutledge ら, 1992)。0.05 から 2 Gy の線量の X 線照射マウスでは、後期着床後致死、着床前致死および奇形胎仔割合が線量依存的に増加し、生存胎仔が線量依存的に減少した (Pampfer と Streffer, 1988)。

(D 110) 妊娠 3.5 日 (着床前)、妊娠 6.5 日 (初期器官形成)、妊娠 11.5 日 (後期器官形成) に 0.009 あるいは 0.05 Gy のガンマ線を照射したマウスでは、線量や照射日にかかわらず産仔数や性比率に影響はなかった。妊娠 6.5 日目に照射したマウスにおける出産後の致死率増加の LOED は 0.05 Gy であった (対照群が 10% であるのに対し 16.1%) が、同じ線量を妊娠 3.5 日目に照射しても影響はみられなかった (Hande ら, 1990)。

(D 111) 30,000 匹以上のマウスを使った研究で、連続した 3 世代にわたる放射線影響が調べられた (どの世代も 80 日間、累積線量 0.344 Gy/世代を照射した)。4 世代目 (非照射) を

交配させ F_1 を産ませ、これをさらに交配させ F_2 を産ませた。連続した3世代に 4.7 mGy/日の照射をしても、 F_1 と F_2 の平均産仔数に影響はなかったが、 F_1 も F_2 も早期致死割合が増加した（両方とも2倍増）。胎仔を含めた F_1 と F_2 の個体成長と繁殖能力に対する放射線の悪影響は観察されなかった。24.8 と 33 mGy/日の線量率での被ばくは、最初の2世代には影響を及ぼさなかったが（平均産仔数および不妊）、第3世代と第4世代では一腹産仔数が低下し、また不妊症が増加した（Muramatsu ら, 1963, 1965）。

(D 112) 妊娠7.5日目にガンマ線にマウスを被ばくさせたところ、交配後18日までの出生前致死率増加に対する LOED は 1.2 Gy であった（Di Majo ら, 1981）。前核接合子期におけるマウスの照射では、線量に依存（線量は 0.1 から 1.0 Gy）して出生前致死率が上昇するだけでなく、胚も発生初期に死んだ（線量 0.1 から 1.0 Gy）。試験したいずれの線量についても、放射線により誘発される致死は妊娠の11日目以前に発生した。これは、照射の結果として、初期前核接合子がより放射線感受性の低い段階に進むことができないためである（Friedberg ら, 1973）。妊娠2日目に照射したマウスでは、妊娠19日目の着床前の致死増加（対照群では5%であるのに対し11%）と生存胎仔の減少（対照群では87%であるのに対し78%）の LOED は 1 Gy であった。生存胎仔数は、照射した妊娠日に強く依存していた。1日目は生存に対する影響が最も大きく、6日目の影響は最も低かった。1日目、出生前致死率の主たる寄与要因は着床前致死であった。これに対し、放射線被ばくが着床前期間の後期に生じた場合、初期の吸収（胚）の寄与がより大きくなった。受精の1時間後あるいは3時間後に 1 Gy 照射した場合、奇形数の有意な増加がみられたのに対し、受精の6時間後あるいは12時間後の照射では影響はみられなかった。妊娠8日目に 1 Gy を照射しても生存率は低減しなかったが、胎仔の7.4%に肉眼的に見える奇形、主に胃壁裂と脳脱出がみられた。全体の再吸収が高頻度になったのは（90%）、妊娠8日目に 3 Gy を照射した場合だけであった（Muller と Streffer, 1990; Muller ら, 1999）。

(D 113) 他の実験では、X線を単回 2.75 Gy あるいは毎日 0.05 Gy/日を55日間雄の成体マウスに照射して禁欲状態を照射後70日保ち、対照群の雌と交配させた。単回 2.75 Gy 照射では、 F_1 雌による死産仔数が増加し（対照群が56匹であるのに対し73匹）、致死去着床受精卵（implant）数が増加した（対照群が7.70匹であるのに対し10.75匹）。照射した雄と交配した雌の妊娠割合がわずかに低下した（対照群が59.35%であるのに対し54.49%）。一腹産仔中の離乳した仔の生存率には影響は見られなかった（対照群が81.44%であるのに対し80.10%）。照射群の F_1 雌は対照群と比較して生殖能力や受胎能力に有意な影響はなかった。分割照射は、これらのパラメータに有意な影響を及ぼさなかった（Sheridan, 1968）。

(D 114) 子宮内照射が胚の奇形誘発に及ぼす影響は主に、妊娠中どの日に照射が行われるかに依存し、それより程度は劣るが、ガンマ線の場合、0.25-2.5 Gy の範囲の線量にも依存する。受精の9.5日後に 1.5-2.0 Gy の線量に被ばくさせると被ばくの21.5日における奇形の仔

の比率が有意に上昇した (Brent, 1971; Solomon ら, 1994)。中枢神経系の奇形は主として受精の 9-14 日後の 1-2 Gy の線量で誘発された (LOED 0.50 Gy)。目の奇形は主に受精の 9-10 日後の 1-2 Gy の線量で生じた (LOED 0.25 Gy)。頭蓋骨の奇形は主に妊娠 9-12 日の 1.5-2.5 Gy の線量で照射後認められた (LOED 1.0 Gy)。最後に、四肢の奇形は、主に妊娠の 9 日目以降、2 Gy を上回る線量に被ばくした後で誘発された (UNSCEAR, 1986)。

(D 115) 交尾直後に (卵割前の受精したマウスの卵子) 0.015 Gy をマウスに照射すると照射の 6 時間後と 24 時間後に異常な初期胚の比率が上昇した。この低い線量は最初の卵割を遅らせ、照射群の異常な胚の数を 8 倍に増加させた。この異常は、細胞質の損傷 (卵細胞全体にわたる波状のネクロシスの出現)、細胞質と核両者の過色素性、破裂した細胞膜からの細胞質の漏出、核の凝集、染色体の凝集等である。これらの異常は、対照群では皆無に近い。この研究およびその他の研究から、おそらく生殖細胞を除けば受精したばかりの卵が、マウスでも放射線感受性が高い細胞と考えられる (Rugh と Grupp, 1961)。

(D 116) 2.4 mGy/日のガンマ線に 4-6 ヶ月間被ばくしたマウスでは (総線量 0.15 Gy)、中程度の繁殖力の低下がみられた (出生し離乳した仔の数が 35% 減少。LOEDR)。また総線量 0.6 Gy に被ばく後、雄の繁殖能力の大幅な低下がみられた (雄の照射後の繁殖力のあるペアが 50% 減少, LOEDR) (Leonard ら, 1985)。線量率 101 あるいは 202 mGy/日 (それぞれ 24 週間または 16 週間) でガンマ線を照射されたマウスでは、繁殖能力を維持した雌の平均産仔数にも、子孫の出産から離乳までの間の致死率にも影響はみられなかった。雌 1 匹あたりの平均 1 腹産仔数に対する LOEDR は 101 mGy/日で (24 週の照射, 2.2 Gy)、一腹産仔数産仔数は対照群の値の 35% に低下した (Searle ら, 1980)。ガンマ線を 40 日間 84.5 mGy/日 (総線量 3.38 Gy) で照射した雌の成体マウスは、繁殖能力が低下した (Rönnbäck, 1965)。交尾の 19 日後から出生の 2 日目まで 227.5 mGy/日でガンマ線を照射したマウスでは、1 腹産仔数に影響はみられなかった。50 mGy/日かそれ以上の線量率での被ばく後、245 日間にわたり繁殖力のある雌の 1 腹産仔数の低下が観察された (対照群の値の 48%)。卵巣当たりの生殖細胞数の減少 (日齢 165 日目に定量) の LOEDR は、227.5 mGy/日であった (Rönnbäck, 1983)。22.5 mGy/日のガンマ線を照射したマウス (総線量 0.09 Gy) では、繁殖力のある雌 1 匹当たりの産仔数が 30% 低下し、雌の妊娠可能期間が 39% 短縮された (Rönnbäck, 1983)。マウスに 84 mGy/日のガンマ線を照射しても (総線量 3.4 Gy)、産仔数に影響はなかった (Searle ら, 1980; Rönnbäck, 1983)。

(D 117) 体外培養で維持された着床前マウス胚への、内部放射線 (トリチウム水) や外部ガンマ線による慢性被ばくの影響も研究されている。前核期、二細胞期前期、二細胞期後期の照射で、拡張胚盤胞期までの生存が損傷の基準として用いられた。前核期からの被ばくが、最も放射線感受性が高く、50% 生存率の推定線量率は 240 mGy/日 (4.4 MBq/ml) であった (Yamada ら, 1982)。累積線量 0.9 Gy のベータ線 ($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$) 被ばくは、マウスの繁殖能力を低

下させた。受精後 20-40 日の期間, 79.2 mGy/日の線量率で被ばくしたマウスは (総線量 1.6 Gy), 完全な不妊症となった (Rönnbäck, 1965)。同様に, 60 mGy/日のベータ線を被ばくしたマウスは ($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, 総線量 12 Gy), 繁殖力の中程度の低下 (雌 1 匹あたりの胚数 28% 減少) を示した (Ilyenko と Krapivko, 1993)。

(D 118) チェルノブイリの汚染地域のフィールド研究では, 約 15 mGy/日 (総線量 2.7 Gy) と見積られる混合放射線被ばくによるマウスの雄性生殖器の損傷 (精子頭部異常の頻度) は見られなかった。23 mGy/日 (総線量 3 Gy) の線量率では, 雄性生殖器に中程度の影響がみられ (精巣質量の 35% 減少), 100% のマウスが一時的 (30-40 日) 不妊となった (Shevchenko ら, 1991)。

(D 119) ロック・バレー (ネバダ) のフィールド研究で, トビネズミが 1963 年 4 月~5 月から 1968 年 5 月~6 月まで 2.11-3.60 Gy/年 (5.8-9.8 mGy/日) のガンマ線に被ばくしたことは注目に値する。この研究では繁殖能力に対する影響は調べることはできなかったが, 世代あたりの増殖率が 40% 低下したことが出生・致死率データから見積もることができた。この結果は野生ラットの個体群の慢性ガンマ線被ばくに対する応答は, 実験ラットで観測された応答と同様であることを示した。著者らは, 5 年間に及ぶ 5.8-9.8 mGy/日のガンマ線慢性被ばくは砂漠齧歯類の個体群に明らかに有害であると結論づけた (個体死率の増加, 増殖能力の低下) (French ら, 1974)。

D.4.3 標準カモ (鳥)

(D 120) このような研究が簡単に行えることを鑑みれば, 鳥に関して価値のあるデータは驚くほど少ない。192-240 mGy/日の慢性被ばくで胚の発生に影響があることが報告されている。しかし, 他の明白な影響を引き起こす可能性のある最小線量率についての記述はない (UNSCEAR, 1996)。4 mGy/日 (総線量 4 Gy) のガンマ線照射は, いくつかの鳥種 (コマツグミ, コウウチョウ, アカメゾモドキ, チャイロコツグミ, カマドムシクイ, 一般のハシボソキツツキ) における孵化成功率を減少させた (Buech, 1976)。発生中のニワトリの胚 (Barred Rock) を孵化まで 240 mGy/日でガンマ線に被ばくさせると, 効果的に, 雌雄いずれも不妊化することが報告されている (Mraz と Woody, 1972)。

(D 121) ミドリツバメについていくつかのデータがある。発生の 7 日から 8 日に線量 3.4 Gy までの照射をし, 自然に孵化させたところ, 対照群と比較して孵化成功率にも巣立ち成功率にも有意差を示さなかったが, 1.6 Gy を超えると孵化時間は長くなり, 成長率は低下した (Zach と Mayoh, 1986 a)。巣で育つ期間にある若い野鳥 (ミドリツバメ, ルリツグミ, イエミソサザイ) に 0.9 から 6.0 Gy の線量を照射しても, 致死率に影響を及ぼさないことが報告されている (Zach と Mayoh, 1986 b)。0.72-6.24 mGy/日のガンマ線被ばくは, 抱卵数, 孵化成功率, 巣立ち数, 孵化時間, 雛期間といった尺度で見ると, ミドリツバメの繁殖成功率に有

意差を生じなかった (Zach と Mayoh, 1982)。

(D 122) ムクドリ (*Sturnus vulgaris*) の雛を対象とするフィールド研究が 1957 年のキシユティム事故後汚染された生息地で実施された。ここでは 1960 年代初頭の土壤中⁹⁰Sr の放射能は 50-100 MBq/m であった。鳥の骨の⁹⁰Sr の放射能は、740-1850 kBq/kg であった。ムクドリの雛 (生後 5-15 日) の体重は、対照群の体重より 16-17% 低かった。雛の胃の食物の量は、対照群に比べ 10% 少なかった。同じ地域では、人工巣でのヒタキの繁殖は不成功であった。30 個の巣のうちヒタキが住み着いたのはわずか 6 個だけであり、育った雛は 1 羽だけで、しかもそれは生後 11 日目まで死に至った (対照群では、およそ 92% の繁殖成功率が見られた) (Sazykina と Kryshev, 2006)。

D.4.4 標準カエル (両生類)

(D 123) 父方のヒキガエルが 3-20 Gy 被ばくすると、子の生存率が低下し、また、生きている子においては異常の発生が増加すると報告されている (Blair, 1960)。オタマジャクシ (*S. holbrooki*, *B. terrestris* および *R. catesbeiana*) にガンマ線を 0.13 から 222 mGy/日 (総線量 0.8 mGy から 32 Gy) の線量率で照射しても、卵の孵化成功率には影響を及ぼさなかった (Stark, 2006)。

(D 124) チェルノブイリ事故で汚染された地域において、雄のアカガエル (*Rana arvalis*) で放射線被ばくに明白な原因を求めることができる唯一の影響は、繁殖能力の減少であった。1987 年春に産み付けられた卵塊の 33% 以上が完全あるいは部分的に不妊性であった。繁殖力のある卵において、雄の前核の異常な振る舞いや染色体の異常な複製の結果として、いわゆる「部分分割」が観察された。1988 年時点で部分的あるいは不完全に不妊性の卵塊の割合は高いままであったが (27%)、1989 年以降 3% の安定した発生率に低下した。対照の個体群においては、不妊性卵を含んだ卵塊の割合は 1.5% 未満であった。卵形成や胚発生への影響はみられなかった (Cherdantsev ら, 1993)。

(D 125) キシユティム事故 (土壌の⁹⁰Sr 放射能 56 MBq/m²) で汚染した Berdenish 湖近くのアカガエル (*R. arvalis*) で、成体のカエルの⁹⁰Sr の放射能はおよそ 150 kBq/kg (乾燥重量) であった。汚染地域において卵のサイズは統計的に対照群よりも小さく、雌が産んだ卵の全体積は対照群の値の 48% であったと指摘されている。雌 1 匹当たりの卵の総数への影響は見られなかったが、胚の致死率は対照群と比べて高かった。汚染された地域のカエルは生殖成功率が低かった (対照群の値の 45-90%) が、それはおよそ 90% の胚が卵内で死に、幼生は卵の残り 10% からしか発達しないという理由による。汚染された地域では、若いカエルは対照地域より早く成長し、形態的異常が 9 倍増加した (Pyastolova ら, 1996)。

D.4.5 標準マス（淡水魚）

(D 126) 淡水魚に対する急性照射についての情報は一貫性がない。ニジマス (*S. gairdnerii*) の有眼胚に 2.03 Gy (X 線) まで照射したが、その後 2 年にわたる繁殖力や成長に有害な影響はなかった (Welander ら, 1971)。ニジマス (*S. irrideus*) の両方の親に 1 Gy の X 線を照射しても、卵の累積致死率に有意な影響はなかったが、稚魚の致死率は 0.5 Gy 以上の線量を照射すると有意に上昇した (Foster ら, 1949)。ギンザケ (*O. kisutch*) に受精の 5 日後に 20 Gy の X 線を照射しても、孵化成功率には有意な影響はみられなかった (Bonham と Welander, 1961)。

(D 127) 胚発生後期のニジマスにガンマ線を 6 あるいは 8 Gy 照射すると、50% 以上 (Konno, 1980) が不妊となった。生後 4 ヶ月のニジマスの稚魚に 1 Gy と 5 Gy の X 線を照射すると、線量に依存して発達過程の精巣における壊死細胞が増加したが、精巣は回復し、照射を受けた魚は対照群に比べ成熟が早い傾向があった。雌ではどちらの線量でも、照射 4 ヶ月後および 6 ヶ月後の卵巣重量が有意に低下したが、1 Gy の照射後 9 ヶ月以内に、卵巣重量は対照群の値に回復した (Niiyama, 1957; Kobayashi と Mogami, 1958)。

(D 128) ニジマス (*S. gairdnerii*) の精子にガンマ線を 0.25 あるいは 0.5 Gy 照射すると、卵の受精率と胚の生存率が高まったが、異常な胚の数も増加した (Newcombe と McGregor, 1972, 1973; McGregor と Newcombe, 1972 a, b)。

(D 129) マスノスケやギンザケ (*O. tsawytscha* と *O. kisutch*) の胚に発生期間の 80 日間にわたり 5, 13, 28.8, 50.4, 100.8, 170.4, 199.2 と 504 mGy/日でガンマ線を照射する大規模な慢性照射の影響研究が行われた。第 1 世代の個体への悪影響 (相対的繁殖力、遡河する雌の卵重量対体重比の低下) は、一貫して 50.4 mGy/日以上 の線量率で観察された。胚の時期に 5 mGy/日で照射された成魚の雄と雌が遡河するとき交尾し、それ以上被ばくしなければ、産仔数は総じて対照群を上回った。しかし、照射した親からの発生中の胚が同じ線量率でさらに被ばくした場合は、対照群に対して累積的損傷が存在する証拠があった (Hershberger ら, 1978; Woodhead, 1984)。

(D 130) ガンマ線を 5 mGy/日 (総線量 0.41 Gy) で照射したマスノスケでは、性腺分化の遅滞がみられた (Bonham と Donaldson, 1972)。しかしながら別の研究では、サケにガンマ線を 170 μ Gy/日 (総線量 0.04 Gy) で被ばくすると、胚の始原生殖細胞数は、対照群より 1.5 倍から 1.8 倍多かった (Kasatkina ら, 1973)。

(D 131) 人工孵化したニジマスの卵 (*S. irideus Gibbans*) では、最高 52 日間のガンマ線を照射すると、はっきりとした線量効果関係はないが、前期幼生 (fore larvae) の早期死が増加した。10.5 と 32 mGy/日 (総線量 0.55 と 1.7 Gy) の線量率では早期死が 3 倍増加、130 と 330 mGy/日 (総線量 6.9 と 17.0 Gy) の線量率では 5~6 倍増加した。130 μ Gy/日 (総線量 0.007 Gy) の線量率の照射では、対照群と比較して孵化前の魚卵致死数に有意な違いはなかつ

た (Lyapin ら, 1971)。

(D 132) ブラウントラウトの卵 (*Salmo trutta*) が⁹⁰Sr/⁹⁰Y に推定 0.69, 6.91, 31.20 mGy/日の線量率で被ばくすると、有意な孵化率の変動がみられた。すなわち対照群に比べ、0.69 mGy/日では低下、6.91 mGy/日では増加した。31.2 mGy/日の線量率では、稚魚は対照群より小さかった。異常な胚の割合も変動したが、いずれの線量率でも対照群に比べて有意な違いはなかった (Brown と Templeton, 1964; Templeton, 1970)。ベータ線 (¹⁴⁴Ce) に 1 mGy/日 (総線量 0.23 Gy) で被ばくしたサケは、対照群より孵化が 2-3 日早く始まり、より長引いた (Kasatkina ら, 1973)。

(D 133) メダカと呼ばれている淡水魚における急性照射の影響に関して数多くのデータが存在する。しかし、実験に使われるさまざまなメダカ種では、生殖能力と受胎能力に対する影響についてそれぞれ放射線感受性が異なることを示している。その中で興味深いデータを以下に要約する。

(D 134) 活発に繁殖行動を行う雄と雌のメダカ (*O. latipes*) に 5 Gy を照射したところ、以降の交尾から生じる胚において奇形胚および致死胚の数が増えた。精子形成過程は、卵母細胞成熟より 3~4 倍放射線感受性が高く、正常レベルに回復するのに 2 倍以上の時間がかかった。5 Gy の被ばく後の雄の繁殖能力の喪失は、分化する精原細胞と精母細胞の数の放射線誘発性の減少に起因し、その回復はより放射線抵抗性の始原精原細胞の代償的な活性化による。5 および 10 Gy の照射で引き起こされる不妊は一時的であり、照射後 60 日で回復することが立証された。1 Gy の線量では、精巣重量の一時的な低下と精原細胞増殖に対するわずかな影響もたらされ、雄または雌への 2.5 Gy では、一時的に、産まれた卵の孵化能力が低下した (Egami, 1955; Konno と Egami, 1966; Egami ら, 1967, 1983; Egami と Hyodo-Taguchi, 1969; Michibata, 1976)。

(D 135) 性的に不活発な 10℃ の水から 26℃ の水に移されたとき、20 Gy を照射した雌のメダカでは卵母細胞の成熟過程 (卵巣の成長) が変化した。10 Gy の放射線量では影響はなかった (Egami, 1955; Egami と Hyodo-Taguchi, 1965)。

(D 136) メダカの胚を受精の 3 日後に 20 Gy 照射すると、生殖腺の正常な発達が阻害された。卵巣は孵化後およそ 5 日目には細胞数などの点で正常な発育を再開したように見えたが、精巣の発達は再開しなかった (Shimada と Egami, 1982)。日齢 3 日のメダカの稚魚の減数分裂をしている卵母細胞に 10 Gy を照射すると細胞死が生じた。それよりも早い発達段階である有糸分裂期で生き残る卵原細胞は存在しなかったため、卵巣の再生は不可能であった (Hamoguchi, 1976)。メダカの卵巣に X 線を 20 Gy 照射しても、雌のそれ以降の産卵活動に影響は生じなかったが、同じ線量を全身または卵巣を遮蔽して照射したところ、5 日後から産卵活動は相当減少した (Egami と Hyodo-Taguchi, 1965)。

(D 137) 雌のメダカに放射線を照射し、その後直ちに非照射の雄と交尾させたところ、照

射の1-4日後に産まれた卵の孵化成功率が線量に依存して低下した（すなわち優性致死変異誘発の増加）。すなわち、2.5 Gyを超えるX線の照射では影響にしきい値はなかった。照射の6-10日後に産まれた卵の場合、しきい値が10 Gyにまで増加し、また何らかの回復が存在する証拠があった。照射を受けた雄を非照射の雌と交尾させたところ、精子段階または後期精子細胞段階で一定量の線量の照射を受けた精子で受精した卵において、（照射を受けた雌の反応と比較して）孵化成功率の低下が大きかった。これは、早期精子細胞と精母細胞は、放射線感受性が低いことを示している（Egamiら, 1983; ShimaとShimada, 1991）。

(D 138) 胚発生および生後の初期発育期間に530 mGy/日以上線量率でガンマ線をメダカに照射すると、照射の期間中、雄と雌の生殖細胞の数にわずかな量的変化が見られた。しかし、生存する成体において、雄、雌いずれの生殖腺指数にも、対照群との有意差が見られなかった（EgamiとHama-Furukawa, 1981）。

(D 139) メダカでは、胚段階でトリチウムとガンマ線照射を受けた個体のその後の生殖能力と受胎能力が調べられている。照射した雌を非照射の雄と交尾させたところ、産卵の総数と雌1匹当たりの卵の数は、線量率（すなわち胚形成時における累積線量）が上昇するにつれて減少し、ベータ線およそ4 Gy（408 mGy/日）およびガンマ線15 Gy（1.512 Gy/日）で50%減少した（生物効果比が約3.8であることを示している）。照射した雄と非照射の雌とを交尾させた場合は、線量率の上昇に伴い受精卵の数が減少したが、ベータ線とガンマ線の間に応答の程度に有意差は見られなかった。いずれの放射線タイプでも、およそ5 Gy（504 mGy/日）の照射後に、増殖能力は50%低下した（EtohとHyodo-Taguchi, 1983; Hyodo-TaguchiとEtoh, 1985, 1986）。

(D 140) 雄の成体のメダカにトリチウム水をばく露した場合、トリチウム線量率が10.1 mGy/日を超えると線量率に依存して精原細胞数が低下した。しかし、20.16 mGy/日以下の線量率では、30日までに回復が進行し、120日で完全に回復した（すなわち対照群との有意差はない）（Hyodo-TaguchiとEgami, 1977; Hyodo-Taguchiら, 1982）。メダカの胚に平均9日間（受精3時間後から孵化まで）0.432から1.896 Gy/日の線量率でトリチウム水のばく露あるいはガンマ線の外部照射をしても、孵化率にほとんど影響を及ぼさなかった。しかし、幼生の生後1ヶ月までの生存率は、トリチウムベータ線の場合840 mGy/日以上線量率で、ガンマ線の場合は最も高い線量率で一貫して有意に減少した。椎骨異常の発生率は、試験したすべてのガンマ線線量率（>432 mGy/日）で上昇したが、トリチウムでは線量率840 mGy/日以上だけで上昇した（Hyodo-TaguchiとEtoh, 1993）。

D.4.6 標準扁平魚（海洋魚）

(D 141) 海洋扁平魚について公表されている唯一のデータは、プレイス（*P. platessa*）に関するデータである。雄のプレイスに73日間線量率6, 12, 28.8 mGy/日でガンマ線を照射して

も（総線量 1.1-2.1 Gy），試験したすべての線量率で，生殖腺指数に対する有意な影響がみられなかった。しかし，精子形成のステージごとの細胞の相対的割合には，すべての線量率で有意な影響がみられた。もう 1 つの，より長い実験（被ばく期間 197 日間）は，体重で標準化した精巣重量が 5.76 mGy/日（総線量 1.1 Gy）の線量率で有意に減少し，それより低線量率での照射では若干の影響にとどまったようであることを示している。しかし，有意な影響を与えないと考えられる線量率は決定することができなかった（Brown と Templeton, 1964；Templeton, 1970）。

D.4.7 標準ハチ（昆虫）

(D 142) D.2.7 節で述べたとおり，IDIDAS (<http://www-ididas.iaea.org/ididas/>) は節足動物の生殖不妊化のための放射線利用に関して公表されている情報を収集しており，2750 件以上の文献が含まれている。全体で節足動物の 309 種，そのほとんどは経済上の重要性がある 9 つの昆虫目，84 科，196 属および 2 つのクモ目を対象に放射線研究が行われてきた。科の中で，特に目の中では急性照射に対する感受性は 2 桁以上の幅があり，ヒトリガ科とメイガ科（鱗翅目）が最も放射線耐性で，最も高い不妊化線量（100-300 Gy）が必要であり，バッタ科（直翅目）とオオゴキブリ科（網翅目）は不妊化線量が最も低い（<5 Gy）。ほとんどの研究はポーランドで行われ，英語の出版物は公表されていないが，IDIDAS にはハチについての情報（スズメバチのような関連する昆虫も）も含んでいる。したがって，以下の情報は，IDIDAS が提供している抄録から得た。

(D 143) 雄のミツバチの蛹（セイヨウミツバチ交配種）に 10, 20 または 30 Gy を照射し，人工授精を使って非照射女王バチと交配させた。F₁ の働きバチの生存率は，両親とも非照射で交配した場合よりも低かったが，線量効果関係は見られなかった。日齢 4 日の女王バチに同じ線量を照射し，自由に行動させて交配した場合，子孫の生存率は対照群より総じて低かったが，いくつかのケースでは高くなった。いずれの実験でも，2, 3 匹の F₂ に異常な雄ミツバチが見られた（Sakamoto と Takahashi, 1981）。

(D 144) スズメバチ（*Dahlbominus fuscipennis*）を，0.6, 1.2 と 2.4 Gy/日の連続ガンマ線照射下で飼育した。2.4 Gy/日では，個体群は第 3 世代まで達しなかった。1.2 Gy/日では二世代後，個体群の個体数が対照群の 20% 以下になったが，その個体群は実験を続けた 7 世代まで存続した。0.6 Gy/日では，最初の 5 世代までの個体数が対照よりも減少したが，第 6 世代では完全に回復した（Riordan, 1964）。

(D 145) スズメバチにガンマ線を 576 mGy/日（総線量 2.5 Gy）照射すると，雌の崩壊した卵母細胞の数が増加した。1.15 Gy/日（総線量 5 Gy）の線量率では，さらに，卵母細胞の崩壊数が増え子孫の数が減少した（Baldwin, 1968）。

(D 146) 他の昆虫を対象とした一連の興味深い研究がある。キクイムシ個体群の研究で

は、4800 mGy/日以上照射をすると、成虫は木を攻撃し、穴を掘削し始めたが、卵を産む穴の準備を終える前に死んだことが確認された。960–4800 mGy/日では、卵室は完成したが、卵の孵化はなかった。これは、不妊または発達中の胚の損傷によるものであった。720–960 mGy/日の線量率で卵は孵化したが、幼虫はすべて致死した。480–720 mGy/日では、幼虫の致死率は低かったが、蛹はすべて致死した。240–480 mGy/日の被ばく後では、若干のさなぎが致死したが若干の成虫の出現がみられた。最後に、240 mGy/日以下の線量率では、成虫の出現は正常な場合と同じかそれ以上であった (Smith, 1970)。

D.4.8 標準カニ (大型海洋甲殻類)

(D 147) カニや大型の甲殻類に関するデータはない。急性線量に関しては、端脚目の動物 (*Gammarus duebeni*) を対象とした研究があり、照射した雌を非照射の雄と交尾させ、雌の長期 (20 週間) の生殖能力と受胎能力を調べたところ、影響を受けるのは 2.2 Gy で 1.5 Gy では影響を受けないこと示された (Hoppenheit, 1972)。カラヌス目カイアシ類 (*Diaptomus clavipes*) に 5 Gy の線量を照射すると、照射された抱卵中の雌カニの腹卵の孵化率が低下した。1 Gy の被ばくでは影響はみられなかった (Bardill ら, 1977)。

D.4.9 標準ミミズ (環形動物)

(D 148) 急性線量に関して、さまざまな発達段階で照射した *E. foetida* の卵嚢の孵化率は 20 Gy 以上のガンマ線照射で影響を受けた。初期胚形成時に 20 Gy を照射されたミミズにおいて胚の孵化成功率が低下し、20 Gy を照射された成熟した成体のミミズでは、照射後に産卵した卵の孵化率に影響がみられた。5–20 Gy の線量を照射したところ精巢の細胞数が減少した。精巢の細胞数は、5 あるいは 10 Gy の照射の場合およそ 10 日後に対照群の値に回復したが、20 Gy を照射された場合は照射後 40 日以上経過しなければ対照群の値に戻らなかった (Suzuki と Egami, 1983)。

(D 149) 別の実験室実験では、204 mGy/日までの線量率の外部ガンマ線照射で、16 週齢までミミズの平均体重、ミミズの組織病理、飼育容器あたりの卵嚢数に影響が観察されなかった (Hingston ら, 2004)。

(D 150) Hertel-Aas ら (2007) による実験室実験では、*E. foetida* を ^{60}Co のガンマ線で 2 世代 (F_0 と F_1) にわたって連続的に照射した。4.3, 40.8, 96, 264, 1032 mGy/日の線量率で照射し (総線量はそれぞれ 0.37, 3.56, 8.6, 23, 85 Gy)、成体の F_0 ミミズの増殖能力を 13 週間の照射期間にわたって測定した。 F_1 については、孵化直後の幼生の性成熟を線量率の低い方の 4 グループについて 11 週間にわたり調べた。その後、増殖能力を確認するためさらに 13 週間照射した (対応する総線量は 0.73, 7, 17, 45 Gy)。 F_0 の場合、1.03 Gy/日では最初の 4 週間に作り出された卵嚢の孵化能力は対照群に比べ 60% に低下し、次の 5–13 週中に作り出さ

れた卵囊では孵化したものはひとつもなかった。264 mGy/日では、卵囊の孵化能力に9-13週でのみはっきりとした影響が観察され、孵化率が25%に低下した。これに対応して、それぞれ、13週間の被ばく期間中に生じた成体のF₀1匹あたりのF₁孵化幼生の総数は、1032 mGy/日と264 mGy/日において、対照群に比べそれぞれ17%と57%になった。孵化したてのF₁幼生の総数は96 mGy/日でも減少したが、影響は有意差のボーダーラインであった。成体のF₀の被ばく後に、解剖と顕微鏡試験により、1032 mGy/日で被ばくしたミミズにおいて、雄性生殖器官の萎縮が確認された。成体のF₁ミミズにおいては、13週の照射期間、264 mGy/日では卵囊の孵化率は対照群に比べ45-69%に減少した。成体のF₁ミミズ1匹あたりに産まれるF₂の個体の総数は、対照群に比べ37%に減少した。

(D 151) フィールド観察に関しては、いくつかの放射性核種 (⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ⁹⁵Zr/⁹⁵Nb, ¹⁰⁶Ru, ²³⁹Pu と ²²⁶Ra) に汚染した地域に生息している地中無脊椎動物個体群調査によると、推定線量率が10から1000 mGy/日で個体数が減少した。

D.4.10 標準マツ (針葉樹)

(D 152) マツについての他の生物学的エンドポイントに関連した前記の注意がここでもあてはまるが、マツについては多くの研究がある。

(D 153) 9年以上およそ36 mGy/日の線量率の照射で、リギダマツの球果の種子の数が対照群の値の10%にまで減少した。累積線量が74 Gyを超えると、成熟した種子が詰まった球果は見当らなかった (Sparrowら, 1965)。花粉 (雄の配偶子) 形成初期にあたる秋に16日間にわたり0.3-22 Gyのガンマ線をマツに照射すると損傷が生じた。被ばく後の次の春には12 Gy以下の照射を受けたマツでは栄養生長し、雄性球果が生産された。しかし、その翌年になると、22 Gyまでの照射をしたマツのすべてが増殖的であった (Tikhomirovら, 1978)。

(D 154) 3 Gy以上のガンマ線照射では、マツによって生産される花粉の繁殖能力と生存率が有意に低下した。生存率は2年目で回復し、3年目で、花粉の繁殖能力と生存率は、22 Gy以下の線量の照射を受けたマツと対照群の値との間には有意差はなかった。0.7 Gyを上回るガンマ線を照射すると、雄性の球果のサイズと花粉生産率が変化し、その変化は2年目も持続した。しかし3年目では、12 Gyの線量までの照射を受けても、照射群の値が対照群の値まで回復したように見受けられた (Tikhomirovら, 1978)。

(D 155) マツ・カバノキの森 (樹齢24年から26年の木) にガンマ線を照射し、照射後6年間調査をした。最初の栄養生長期、マツの花粉量は、12 Gy照射後では対照群の値の28-47%に、22 Gyの照射では対照群の値の5%になった。5回目の栄養生長期では、22 Gyの照射でマツの花粉量は対照群の値の25%になった (TikhomirovとFedotov, 1982)。25 Gyのガンマ線の照射後では、マツ・カバノキの森が照射前の状態に完全に回復するには50年以上を要すると見積もられた (Spiridonovら, 1989)。

(D 156) 休眠状態（晩秋）に照射した場合、樹齢1年のトネリコの実生は114 Gyまでのすべての線量で50%以上が生存した。しかし、春（発芽期）に56 Gyを超える線量を照射すると、70%以上が枯死した。その後数年にわたり、休眠期に照射した実生は、生存に影響を及ぼさなかった線量である24 Gy以上のすべての線量で春に照射を受けた実生より早く生長した(Heaslip, 1973)。ホワイトスプルス (*Picea glauca*) では、60 から 90 Gy の急性照射で、花粉は種子産出量とその品質において50%の低下を示した(Rudolph, 1971)。

(D 157) 予想されるように、マツにおける慢性照射の影響に関するデータのほとんどは、チェルノブイリ事故後の汚染地域から得られている。チェルノブイリの損傷が軽微な地帯の森では、針葉樹は外部ガンマ線からの累積線量0.5-1.2 Gyで、生殖障害を示した(1986年10月1日の線量率<4.8 mGy/日、針葉の線量<10 Gy)(UNSCEAR, 1996)。チェルノブイリ事故(^{137}Cs , ^{90}Sr , ホットパーティクル)から1.2-1.5 kmの地帯のマツの森(樹齢50-60年の*P. sylvestris L.*)の実験区画で、1986年10月からの2.4 mGy/日の被ばくにより、花粉生存率が低下した(1987年と1988年に対照群の値のそれぞれ77%と65%)。5 mGy/日での被ばく後、1987年と1988年の花粉生存率は、それぞれ対照群の値の93%と91%であった。1989年の花粉生存率は、対照群の値よりわずかに高かった(1.13倍)(KozubovとTaskaev, 1994 b)。

(D 158) チェルノブイリ(^{137}Cs , ^{90}Sr , ホットパーティクル)から4 kmの地帯では、1987年10月、*P. sylvestris L.*の種になる原基のおよそ5%にネクロシスの徴候がみられた(700 mGy/日で累積線量は0.7 Gy)。1987年、雌性配偶体の形成初期に30%の胚珠が、減数分裂終了時点までに傷害を受けた状態にあった。

(D 159) チェルノブイリ周辺地帯120 km²の森では、ガンマ線の外部被ばくによる累積線量が4-5 Gyで(1986年10月1日の線量率は、12-48 mGy/日、針葉の線量20-50 Gy)、マツの繁殖能力が抑制された(UNSCEAR, 1996)。もう1つの地域では、2.6 mGy/日で1.2 Gyを被ばくしたヨーロッパアカマツ(*P. sylvestris L.*)は、分岐した花粉管の数が56%増加した。840 μGy /日で3.5 Gyを被ばくすると、分岐花粉管数が53%増加した。1990年と1991年に、それぞれ累積線量8 Gyと25 Gy(2.6 mGy/日)の被ばくを受けたマツでは、花粉生存率は75%であった(Surso, 1993)。また他の場所では、チェルノブイリ事故の結果(^{137}Cs , ^{90}Sr , ホットパーティクル)、累積線量15 Gyに被ばくした*P. sylvestris L.*で、生殖器官の変化が見られた。これらは、雄性花数の減少、球果の種子の数の減少、種子発芽の減少として現れた(KalchenkoとFedotov, 2001)。

(D 160) チェルノブイリ事故(^{137}Cs , ^{90}Sr , ホットパーティクル)によって汚染されたマツの森(*P. sylvestris L.*)では、球果1つ当たりの平均種子数が、推定総線量8 Gyで、2分の1に、10 Gyで3分の1に減少した。線量1.2 Gyでは、わずかに球果1つ当たりの平均種子数が減少し、種子の発芽には影響が無かったが、8 Gyでは種子の発芽が2.7分の1に減少した。1988年以降では、差は統計学的に不確かである。0.1 Gy以下の線量では、木になんら目に見

える損傷を引き起こさなかった。木の重要な部分の吸収線量のうち90%は、沈着した放射性核種からのベータ線によるものであった。また、10%はガンマ線によるものであった (Kozubov と Taskaev, 1994 a)。

D.4.11 標準イネ科草本 (イネ科植物)

(D 161) イネ科草本に対して、4-16 Gy の被ばくで作物の収穫量の50%減 (YD₅₀) が記録された。ただしイネはその限りではない (YD₅₀ 75 Gy)。他の発達段階でも YD₅₀ は20-60 Gy であり、イネはやはり例外で160 Gyであった (Filipas ら, 1992)。牧草地と飼料作物の収穫量は種子生産量よりもむしろ植物質量に関連しており、YD₅₀ 値は150-230 Gyであった。マメ科植物は、生長期における YD₅₀ 値が2-60 Gy、開花期における YD₅₀ 値が1-4 Gyであった (Sparrow ら, 1971)。

(D 162) 総線量80-100 Gyで8-30日間照射したイネ科草原の個体群は、生産力と繁殖力が変化した。放射線ストレスを除去すれば、そこから急速に回復すると予想された。より急性被ばくの場合には、線量域は2分の1から4分の1に下がると思われる (UNSCEAR, 1996)。

(D 163) 線量が10 Gyまで、オオムギの種子の根の生長点における構造的な異常には直線的な線量効果関係は観察されなかった。線量に依存しない線量域 (0.010-0.5 Gy と 1-10 Gy) では、異常細胞の比率が自然発生によるレベルを有意に上回った。同じような知見が、0.05-0.3 Gy の線量でオオムギの苗系統でもみられた (Geras'kin ら, 1996, 1999)。

(D 164) 米国コロラドのイネ科草本の古い群集における多様性変化のしきい値は480 mGy/日以下であり、平野の丈の短いイネ科草本群集の多様性を50%減少させる線量率は被ばくが長期になるにしたがっておよそ24 mGy/日まで低下したと報告されている (Woodwell と Oosting, 1965; Fraley と Whicker, 1973)。

(D 165) ライムギの現存量と増殖能力は240 mGy/日で低下し、24 mGy/日以上線量率では繁殖力のある種子の生産量が低下したものの、960 mGy/日以下の線量率では冬期ライムギ-雑草 (winter rye-weed) 群集の組成はほとんど変化を示さなかった。(Holt と Bottino, 1972)。

D.4.12 標準褐藻 (大型海藻類)

(D 166) 褐藻類ブラダークラック (*F. vesiculosus*) を用いた実験では、胞子を放出する時期に2時間の高線量に被ばくすると、発芽が他の結果と著しく異なった。中程度の放射線 (総線量212.4 mGy) では、発芽に対照群との有意差はなかった。胞子放出時での短期の高線量被ばくは、その後の発芽に対して、放射線被ばく時に何らかの防護効果を与えるのではないかと考えられる。7.7 mGy/日 (総線量23 mGy) の照射では、緑色の大型海藻類の発芽が38%低減

した。受精時、生殖器床が総線量 24 mGy のガンマ線に 2 時間被ばくし、更に連続被ばくした場合は、連続被ばく単独の場合に比べ良好な発芽を示した (Reynolds ら, 2007)。

D.5 染色体損傷と突然変異

D.5.1 標準シカと標準ラット (哺乳類)

(D 167) 哺乳類の実験データについての詳細な検討はここでは行わないが、1 Gy までの線量に被ばくした霊長類において、1 Gy あたりの相互転座の誘発率が 0.01-0.078 であると報告されていることは、おそらく注目に値すると思われる (Matsuda ら, 1985)。齧歯動物のいくつかの種では、幹細胞精原細胞における相互転座誘発率は総線量が 3 Gy までの低 LET 放射線で 0.01-0.03/Gy であった (UNSCEAR, 1996)。0.02-0.16 Gy を照射した雌のマウスでは、異数性、倍数性いずれの発生率にも変化はみられなかった。

(D 168) 34 のマウス遺伝子から回収した平均誘発突然変異率は、急性の低 LET 照射では $(1.08 \pm 0.30) \times 10^{-5}$ /遺伝子座/Gy であった。慢性照射の場合、線量率低減係数 3 が通常用いられ、突然変異率は、 $(0.36 \pm 0.10) \times 10^{-5}$ /遺伝子座/Gy となる (UNSCEAR, 2001)。

D.5.2 標準カモと標準カエル (鳥類および両生類)

(D 169) 公表されているデータはない。

D.5.3 標準マスと標準扁平魚 (魚)

(D 170) ニジマス (*S. gairdnerii*) 卵子あるいは精子に 2 Gy の X 線を照射したところ、異常な生存胚の数が有意に増加した。これは、照射された配偶子における染色体構成要素の喪失に起因する優性致死突然変異やその結果生じる接合子期における異数性によるものであると示唆されている。直線的な線量効果関係と、対照群の卵における異常の自然発生率を考慮して、優性致死突然変異誘発の倍加線量はおよそ 0.26 Gy と推定された (Newcombe と McGregor, 1967)。

(D 171) 雄と雌のグッピー (*P. reticulata*) に 10 Gy と 20 Gy の X 線を照射したところ、Y 染色体に関連した特異的な体色パターン (「体色・多形性」複合体) に関与する遺伝子の突然変異の可能性が確認された。近交系のパートナーの雄の方に 5 Gy、およびパートナーの両方に 10 Gy を被ばくさせると、F₁ と F₂ 世代に劣性突然変異の徴候を示唆する異常な個体の増加が見られた。特定遺伝子座位試験では、野生種親世代の幹細胞精原細胞、卵原細胞、あるいは精子の被ばく (それぞれ 10, 10, 2×5 Gy の X 線) 後の F₂ 世代の表現型分離比率が、対照群に比べて有意に変化した (また、理論的なメンデル遺伝の予想値とも有意に異なっていた)。野生型遺伝子の構造が放射線誘発劣性突然変異によりヘテロ接合することは、対立遺伝子の特

定の相補性に応じて F₂ の仔の生存率に特異的で有害な影響を及ぼす、と結論づけられた (Purdom, 1966; Schroder, 1969 a; Schroder と Holzberg, 1972; Purdom と Woodhead, 1973)。産まれたばかりの雌と雄のグッピーに 10 Gy の X 線を照射したところ、F₁ と F₂ における、多遺伝子系によって制御される量的形質 (脊柱数と体比率) に突然変異の影響が生じた (Schroder, 1969 a, b)。

(D 172) 産まれたばかりの雄のグッピー (幹細胞精原細胞) に 10 Gy の線量の X 線を照射すると、X 染色体と Y 染色体の間での染色体材料の交換の発生率が増加したことが非照射の雌を用いた繁殖試験から得られる仔において見られる特定の伴性体色パターンから示された。精原細胞分化後期における照射では、この応答は見られなかった (Schroder, 1969 c)。

(D 173) メダカ (*O. latipes*) の精子に 0.64 Gy のガンマ線を照射すると、対照群の値に比べ、特定遺伝子座位突然変異の発生率が 10 倍増加した。精原細胞から精子細胞に至るにつれて雄のメダカにおける発育過程の配偶子で特定遺伝子座位突然変異の誘発が増加し、成熟した精子で最も大きくなることが確認された (Shima と Shimada, 1991)。

(D 174) ガンマ線を照射したゼブラフィッシュ (*Brachydanio rerio*) では、特定遺伝子座位突然変異率は、 $4 \times 10^{-3}/\text{Gy}$ と推定された。紫外線で不活化した精子で受精させ、その後熱ショックの適用によってホモ接合型にした卵中の胚の生存率を定量化して劣性致死変異率を見積もると、 $4 \times 10^{-1}/\text{Gy}$ と推定された。その後の研究で、特定遺伝子座位変異と劣性致死変異が初期分割胚の前角細胞 (pregonial) で誘発される可能性があり、以降の子孫で回復しうることを示された (Chakrabarti ら, 1983; Walker と Streisinger, 1983)。

(D 175) 公表されているデータによると、魚の感受性がマウスで示された感受性と類似しており、時々より低いことが以前に結論づけている (Purdom, 1966; Schroder, 1969 b; Purdom と Woodhead, 1973; Shima と Shimada, 1991)。明らかに感受性が高いことが見受けられるのは、メダカの精子で誘発される特定遺伝子座位突然変異の 1 例だけである (Shima and Shimada, 1991)。

D.5.4 標準ハチ (昆虫)

(D 176) 雌における突然変異の頻度、寄生菌の割合や眼色突然変異の頻度を検証した実験は、ガンマ線 2.5 Gy をスズメバチに照射した場合、突然変異頻度が 8 倍増加したことを示している (Baldwin, 1962, 1968, 1970)。スズメバチでは、4 日間のガンマ線照射後の突然変異率は $90 \times 10^{-6}/\text{Gy}$ / 遺伝子座位と推定された (Baldwin, 1970)。

D.5.5 標準カニおよび標準ミミズ (大型海洋甲殻類および無脊椎動物)

(D 177) 公表されているデータはない。

D.5.6 標準マツ（針葉樹）

(D 178) マツ・カバノキの森では、春に 5 Gy の照射で突然変異が 17.6 倍増加した (Tikhomirov と Fedotov, 1982)。

(D 179) チェルノブイリ事故で汚染された地域では、0.5 Gy に被ばくした *P. silvestris* で、細胞遺伝学的損傷が見られた。0.1 Gy 以下の線量では、木に目に見える損傷は生じなかった。木の重要部分の吸収線量のうち、90% は沈着した放射性核種からのベータ線によるものであった。10% はガンマ線によるものであった。もう 1 つの地域では、10 Gy のガンマ線を被ばくしたヨーロッパアカマツ (*P. sylvestris* L.) は、アイソザイム座位で 6.1×10^{-3} / 遺伝子座位の突然変異頻度を示した。アイソザイム座位の自然突然変異生成率は、 $(6.0-6.8) \times 10^{-4}$ 突然変異/遺伝子である (Kalchenko ら, 1995)。

D.5.7 標準イネ科草本（イネ科植物）

(D 180) 花粉試験を用いた研究で、減数分裂時に 1 Gy までの線量をホモ接合の非モチ性トウモロコシ植物に急性ガンマ線照射したところ、直線性の線量効果関係を示した。中間線量 (>0.5 Gy) に比べ、最も低い線量 (0.03-0.25 Gy) で単位線量当たりの高い突然変異率が見られた。誘発された突然変異は、以降の二倍体世代に継承されると考えられる (Ehrenberg と Eriksson, 1966)。

(D 181) 間期における核体積がほぼ等しい同一種内の栽培品種は、同じような放射線感受性を示すと考えられる。しかし、六倍体コムギの 172 種の栽培品種を比較分析したところ、苗の形態的特徴の変化から見られるように、種子の放射線感受性には 2~5 倍の幅が存在することが確認された。放射線感受性の増加は、栽培品種における生化学的多型、すなわちゲノムの分化の程度と相関することが示された (Sarapultsev と Geraskin, 1993)。

(D 182) ^{90}Sr で内部照射されたオオムギの植物体では、0.1-1.1 mGy/日という低い推定線量率で照射した方が、高い線量率 (2.5 mGy/日で >0.0025 Gy) で照射した場合に比べ、単位線量当たりの突然変異事象の発生率 (花粉試験) が高くなった。自然発生率より有意に高い突然変異率が生じる最も低い線量率は、明らかに 0.3 mGy/日であった。この線量率は総線量 0.001 から 0.01 Gy (Ehrenberg と Eriksson, 1966) に対応する。チェルノブイリの近くの汚染された土壌 (27 MBq/m²) で育てられたコムギの第 1 世代では、汚染されていない土壌で育てられたコムギに比べ、マイクロサテライト突然変異の増加が見られた。突然変異率は 1 世代で遺伝子座位あたり 1.03×10^{-3} から 6.63×10^{-3} へと増加すると推定された。コムギ植物体の総線量は、およそ 0.3 Gy と推定された (Kovalchuk ら, 2000)。

D.5.8 標準褐藻（大型海藻類）

(D 183) *Nitella flagelliformis* (緑色の糸状の海藻類) の放射線処理後の造精器の造精糸に

における，細胞核分裂の研究は，有糸分裂中期と有糸分裂後期の両方に染色体断片が存在すること，リングが形成されること，有糸分裂後期に橋状構造が形成されること，(まれに)小核が形成されることを明らかにした。1 から 5 Gy に線量を増やしていくにつれ染色体異常を示す細胞数が直線的に増加することが観察された (Sarma と Singh, 1974)。

D.6 参考文献

- Abaturov, Y.D., Gol'tsova, N.I., Rostova, N.S., Girbasova, A.V., Abaturov, A.V., Melankholin, P.N., 1991. Some particularities of radioactive damage of pine in the area of accident on the Chernobyl NPP. *Ecology* 5, 28-33 (in Russian).
- Abaturov, Y.D., Abaturov, A.V., Bykov, A.V., et al., 1996. Effect of Ionizing Radiation on Pine Forests in the Nearest Area of the Chernobyl NPP. *Nauka, Moscow*, pp. 1-240.
- Amiro, B.D., 1986. Effect of gamma-radiation dose rate and total dose on stem growth of *Pinus banksiana* (Jack pine) seedlings. *Environ. Exp. Bot.* 26, 255-257.
- Andersen, A.C., Rosenblatt, L.S., 1969. The effect of whole-body X-irradiation on the median lifespan of female dogs (beagles). *Radiat. Res.* 39, 177-200.
- Baldwin, W.F., 1962. The effect of radiation dose rate on the production of eye colour mutations in the Chalcid *Dahlbominus*. *Radiat. Res.* 27, 127-132.
- Baldwin, W.F., 1968. Increased yield of gamma-induced eye colour mutations from chronic versus acute exposures in *Dahlbominus*. In: *Isotopes and Radiation in Entomology*; IAEA, Vienna, pp. 365-375.
- Baldwin, W.F., 1970. Radiation induced mutations in insects. *Manitoba Entomol.* 4, 5-13.
- Bardill, E.A., Blaylock, B.G., Gehrs, C.W., Trabalka, J.R., 1977. The Effects of Acute Ionising Radiation on Selected Life Stages of the Calanoid Copepod *Diatomus clavipes* Schacht. ORNL/TM-5060, Oak Ridge National Lab., TN, USA. Environmental Sciences Division Publication No. 777. pp. 1-26.
- BEIR III Committee on Biological Effects of Ionizing Radiation, 1980. The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. United States National Academy of Sciences, National Research Council. National Academy Press, Washington, DC.
- Bell, M.C., Sasser, L.B., West, J.L., 1971. Simulated fallout radiation effects on livestock. In: Bensen, D.W., Sparrow, A.H. (Eds.), *Survival of Food Crops and Livestock in the Event of Nuclear War*. AEC Symposium Series 24, Brookhaven Nat. Lab., Springfield, VA USA, p. 193. CONF 700909.
- Benjamin, S.A., Lee, A.C., Angleton, G.M., Saunders, W.J., Keefe, T.J., Mallinckrodt, C.H., 1998. Mortality in beagles irradiated during prenatal and postnatal development. I. Contribution of non-neoplastic diseases. *Radiat. Res.* 150, 316-329.
- Blair, W.F., 1960. Radiation-induced genetic damage in the Mexican toad (*Bufo valliceps*). *Tex. J. Sci.* 12, 216-227.
- Bond, V.P., Friedner, T.M., Archambeau, J.O., 1965. *Mammalian Radiation Lethality*. Academic Press, New York.
- Bonham, K., Welander, A.D., 1963. Increase in radioresistance of fish to lethal doses with advancing embryonic development. In: Schultz, V., Klement, A.W. (Eds.), *Proceedings of the First National Symposium on Radioecology*. Reinhold Publishing Corp. and AIBS, p. 353-358.
- Bonham, K., Donaldson, L.R., 1972. Sex ratios and retardation of gonadal development in chronically gamma-irradiated Chinook salmon smolts. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101, 428-434.
- Bornhausen, M., Burgmeier, A., Metthes, A., et al., 1982. Effects of prenatal treatment with ionizing radiation and/or heavy metal compounds on the conditioned behaviour of rats. In: *Developmental*

- Effects of Prenatal Irradiation. Gustav Fischer, Stuttgart, pp. 309-312.
- Bostrack, J.M., Sparrow, A.H., 1979. The radiosensitivity of gymnosperms. II. On the nature of radiation injury and cause of death of *Pinus rigida* and *P. strobus* after chronic gamma irradiation. *Radiat. Bot.* 10, 131-143.
- Bourdeau, P.F., Woodwell, G.M., 1964. Field measurements of carbon dioxide exchange by *Pinus rigida* trees exposed to chronic gamma irradiation. *Ecology* 45, 403-406.
- Brent, R.L., 1971. The response of the 9 1/2-day-old-rat embryo to variations in exposure rate of 150 R X- irradiation. *Radiat. Res.* 45, 127-136.
- Brisbin, I.L., 1969. Responses of broiler chicks to gamma-radiation exposures : changes in early growth parameters. *Radiat. Res.* 39, 36-44.
- Brown, V.M., Templeton, W.L., 1964. Resistance of fish embryos to chronic irradiation. *Nature* 203, 1257-1259.
- Buech, R.R., 1976. Avian nesting success under gamma radiation exposure. *Auk* 93, 627-629.
- Cahill, D.F., Yuile, C.L., 1970. Tritium : some effects of continuous exposure in utero on mammalian development. *Radiat. Res.* 44, 727-737.
- Canfi, A., Chayoth, R., Weill, S., Bedrak, E., 1990. The reproductive system of male rats exposed to very low doses of ionizing radiation. 1 : Hormonal profile of animals exposed after sexual maturity. *Andrologia* 22, 129-136.
- Caratero, A., Courtade, M., Bonnet, L., Planel, H., Caratero, C., 1998. Effect of continuous gamma irradiation at a very low dose on the life span of mice. *Gerontology* 44, 272-276.
- Carnes, B.A., Fritz, T.E., 1991. Responses of the beagle to protracted irradiation. *Radiat. Res.* 128, 125-132.
- Carnes, B.A., Fritz, T.E., 1993. Continuous irradiation of beagles with gamma rays. *Radiat. Res.* 136, 103-110.
- Carnes, B.A., Olshansky, S.J., Grahn, D., 1996. Continuing the search for a law of mortality. *Popul. Devel. Rev.* 22, 231-264.
- Chakrabarti, S., Streisinger, G., Singer, F., Walker, C., 1983. Frequency of y-ray induced specific locus and recessive lethal mutations in mature germ cells of the zebra fish, *Brachydanio berio*. *Genetics* 103, 109-123.
- Cherdantsev, V.G., Lyankov, S.M., Cherdantseva, E.M., Severtsov, A.S., 1993. The methods and results of analysis of the ecological stability of the population of brown frogs under radiation contamination. In : *Ecological Consequences of Radioactive Contamination in the Southern Urals*. Nauka, Moscow.
- Coffigny, H., Pasquier, C., 1976. Etude chez le rat adulte des effets d'une irradiation pre- ou post-natale de 150 rads. CRSSA-RA, pp. 48-51.
- Conger, A.D., Clinton, J.H., 1973. Nuclear volumes, DNA contents, and radiosensitivity in whole-body-irradiated amphibians. *Radiat. Res.* 54, 69-101.
- Coppenger, C.J., Brown, S.O., 1967. The gross manifestations of continuous gamma irradiation on the prenatal rat. *Radiat. Res.* 31, 230-242.
- Cosgrove, G.E., 1965. The radiosensitivity of snakes and box turtles. *Radiat. Res.* 25, 706-712.
- Cosgrove, G.E., Blaylock, B.G., 1973. Effects of acute and chronic irradiations on mosquito fish maintained at 15 or 25 °C. In : Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems*. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology, 10-12 May 1971. CONF-710501-P 2. Oak Ridge, TN, pp. 579.
- Covelli, V., Coppola, M., Di Majo, V., Rebessi, S., Bassani, B., 1988. Tumour induction and life shortening in BC3 F1 female mice at low doses of fast neutrons and X-rays. *Radiat. Res.* 113, 362-374.
- Commission on Radiological Protection (Federal Republic of Germany), 1989. *Effects of Prenatal Irradiation*, second ed. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Di Majo, V., Ballardini, E., Metalli, P., 1981. Comparative effects of fission neutrons and x irradiation on

- 7.5-day mouse embryos. *Radiat. Res.* 87, 145-158.
- Donaldson, L.R., Bonham, K., 1964. Effects of low-level chronic irradiation of Chinook and Coho salmon eggs and alevins. *Trans. Am. Fish. Soc.* 93, 333-341.
- Egami, N., 1955. Production of testis-ova in adult males of *Oryzias latipes* IV. Effect on X-ray irradiation on testis-ovum production. *J. Facul. Sci.* 7, 429-441.
- Egami, N., 1970. Effects of cysteamine given before and after X-irradiation under different temperature conditions on mortality of the fish, *Oryzias latipes*. *Int. J. Radiat. Biol.* 18, 391-394.
- Egami, N., Hyodo-Taguchi, Y., 1965. Effect of X-irradiation on the oviposition of the teleost, *Oryzias latipes*. *Annt. Zool. Jpn.* 38, 171-181.
- Egami, N., Hyodo-Taguchi, Y., Konno, K., 1967. Autoradiographical studies on spermatogenesis in the fish, *Oryzias latipes*, with special reference to radiation effects on fertility of fish gunma. *Symp. Endocrinol.* 4, 147-159.
- Egami, N., Hyodo-Taguchi, Y., 1969. Hermaphroditic gonads produced in *Oryzias latipes* by X-irradiation during embryonic stages. *Copeia* 1, 195-196.
- Egami, N., Hama-Furukawa, A., 1981. Response to continuous γ -irradiation of germ cells in embryos and fry of the fish, *Oryzias latipes*. *Int. J. Radiat. Biol.* 40, 563-568.
- Egami, N., Shimada, A., Hama-Furukawa, A., 1983. Dominant lethal mutation rate after γ -irradiation of the fish, *Oryzias latipes*. *Mutat. Res.* 107, 265-277.
- Egami, N., Mitani, H., Shimada, Y., et al., 1984. A note on the acute radiation death of sharks. *J. Facul. Sci.* 15, 363-365.
- Ehrenberg, L., Eriksson, G., 1966. The dose dependence of mutation rates in the rad range, in the light of experiments with higher plants. *Acta Radiol. Suppl.* 254, 73-81.
- Engel, D.W., 1967. Effect of single and continuous exposures of gamma radiation on the survival and growth of the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Radiat. Res.* 32, 685-691.
- Engel, D.W., 1973. The radiation sensitivities of three species of fiddler crabs (*Uca pugilator*, *U. pugnax*, and *U. minax*). *Chesapeake Sci.* 14, 289-291.
- Engel, D.W., Angelovic, J.W., Davis, E.M., 1966. Effects of acute gamma irradiation on the blood constituents of pin fish, *Lagodon rhomboides*. *Chesapeake Sci.* 7, 90-94.
- Engel, D.W., Davis, E.M., Angelovic, J.W., Smith, D.E., 1971. Effect of radiation, salinity and temperature on the ionic regulation of the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Proc. Third Natl. Symp. Radioecol.* 2, 1113-1118.
- Erickson, R.C., 1973. Effects of chronic irradiation by tritiated water on *Poecilia reticulata*, the guppy. In: Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology, 10-12 May 1971. CONF-710501-P 2 US Atomic Energy Commission Technical Information Centre, Oak Ridge, TN*, pp. 1091-1099.
- Erickson, B.H., 1978. Effect of continuous gamma-radiation on the stem and differentiating spermatogonia of the adult rat. *Mutat. Res.* 52, 117-128.
- Erickson, B.H., Martin, P.G., 1972. Effect of dose-rate (gamma-radiation) on the mitotically-active and differentiating germ cell of the prenatal male rat. *Int. J. Radiat. Biol.* 22, 517-524.
- Erickson, B.H., Reynolds, R.A., Brooks, F.T., 1972. Differentiation and radioresponse (dose and dose rate) of the primitive germ cell of the bovine testis. *Radiat. Res.* 50, 388-400.
- Erickson, B.H., Martin, P.G., 1973. Influence of age on the response of rat stem spermatogonia to gamma radiation. *Biol. Reprod.* 8, 607-612.
- Erickson, B.H., Martin, P.G., 1976. Effects of continuous prenatal gamma radiation on the pig and rat. In: *Biological Environmental Effects of Low Level Radiation. IAEA, Vienna*, pp. 111-117.
- Erickson, B.H., Martin, P.G., 1984. Reproductive and genetic effects of continuous prenatal irradiation in the pig. *Teratology* 30, 99-106.
- Ershoff, B.H., 1960. Comparative effects of prenatal gamma radiation and x-irradiation on the reproductive system of the rat. *Am. J. Physiol.* 198, 1119-1122.

- Etoh, H., Hyodo-Taguchi, Y., 1983. Effects of tritiated water on germ cells in medaka embryos. *Radiat. Res.* 93, 332-339.
- Fedorov, A.F., Kardashev, A.V., Samokhin, G.V., Buyanov, N.I., Kilezhenko, V.P., 1962. Development of salmon roe (stage VI) in radioactive contaminated water. *Fish Ind.* 11, 19-22.
- Fedorova, G.V., 1964. Impact of ¹⁴C on the developing roe and larvae of the freshwater fish. *Voprosy Ichthyologii* 4, 723-728.
- Filipas, A.S., Ye, A., Morgunova, A., Dikarev, V.G., 1992. Effects of ionizing radiation on agricultural crops. In: Alexakhin, R.M., Korneyev, N.A. (Eds.), *Agricultural Radioecology*. Ecologia Publishers, Moscow, pp. 156-174.
- Foster, R.F., Donaldson, L.R., Welander, A.D., Bonham, K., Seymour, A.H., 1949. The effect of embryos and young of rainbow trout from exposing the parent fish to X-rays. *Growth* 13, 119-142.
- Fralely, L., Whicker, F.W., 1973. Response of a native shortgrass plant stand to ionizing radiation. In: Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems*. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology, 10-12 May 1971. CONF-710501-P2 US Atomic Energy Commission Technical Information Centre, Oak Ridge, TN, pp. 999-1006.
- French, N.R., Maza, B.G., Hill, H.O., Aschwanden, A.P., Kaaz, H.W., 1974. A population study of irradiated desert rodents. *Ecol. Monogr.* 44, 45-72.
- Freud, A., Canfi, A., Sod-Moriah, U.A., Chayoth, R., 1990. Neonatal low-dose gamma irradiation-induced impaired fertility in mature rats. *Isr. J. Med. Sci.* 26, 611-615.
- Friedberg, W., Hanneman, G.D., Faulkner, D.N., Darden, E.B., Deal, R.B., 1973. Prenatal survival of mice irradiated with fission neutrons or 300 kVp X-rays during the pronuclear-zygote stage: survival curves, effect of dose fractionation. *Int. J. Radiat. Biol.* 24, 549-560.
- Friedberg, W., Faulkner, D.N., Neas, B.R., Darden, E.B., Parker, D.E., Hanneman, G.D., 1998. Prenatal survival of mouse embryos irradiated in utero with fission neutrons or 250 kV X-rays during the two-cell stage of development. *Int. J. Radiat. Biol.* 73, 233-239.
- Frolova, N.P., Popova, O.N., Taskaev, A.I., 1991. Seed renewal in nature population of *Plantago lanceolata* L. on the plots with different gamma-radiation level. *Radiobiology* 31, 167-170.
- Gasinska, A., 1985. Mouse testis weight loss and survival of differentiated spermatogonia following irradiation with 250 kV X rays and 5.5 MeV fast neutrons. *Neoplasma* 32, 443-449.
- Gasinska, A., Watras, J., Lazarska, B., Byrski, E., Witek, I., Gedlek, E., 1985. Dose-fractionation studies on mouse gut and marrow: an intercomparison of 250 kV X-rays and 5.6 MeV fast neutrons. *Radiobiol. Radiother.* 26, 37-41.
- Gasinska, A., De Rooter-Bootsma, A., Davids, J.A.G., Folkard, M., Fowler, J.F., 1987. Survival of mouse type B spermatogonia for the study of the biological effectiveness of 1 MeV, 2.3 MeV and 5.6 MeV fast neutrons. *Int. J. Radiat. Biol.* 52, 237-243.
- Geras'kin, S.A., Dikarev, V.G., Dikareva, N.S., Udolova, A.A., 1996. Effect of ionizing irradiation or heavy metals on the frequency of chromosome aberrations in spring barley leaf meristem. *Russ. J. Genet.* 32, 240-245.
- Geras'kin, S.A., Dikarev, V.G., Oudalova, A.A., Dikareva, N.S., 1999. Regularities of cytogenetical disturbances induction by low doses of radiation in barley germ root meristem cells. *Radiat. Biol. Radioecol.* 39, 373-383.
- Grahn, D., Sacher, G.A., Lea, R.A., Fry, R.J.M., Rust, J.H., 1978. Analytical approaches to and interpretations of data on time, rate and cause of death of mice exposed to external gamma irradiation. In: *Late Biological Effects of Ionizing Radiation*. IAEA, Vienna, pp. 43-58.
- Grigoriev, Y.G., 1989. Somatic effects of the chronic gamma-exposure of animals by low-level doses. In: *Proceedings of the First All-Union Radiobiological Conference*, Vol. 1. Academy of Sciences of USSR, Puschino, pp. 184-185.
- Hadley, E.B., Woodwell, G.M., 1966. Effects of ionizing radiation on rates of CO₂ exchange of pine seedlings. *Radiat. Res.* 24, 650-656.

- Hamoguchi, S., 1976. Change in the radiation responses of oogonia in the embryos and fry of the fish *Oryzias latipes*. *Int. J. Radiat. Biol.* 29, 565–570.
- Hande, M.P., Devi, P.U., Jagetia, G.C., 1990. Effect of 'in utero' exposure to low doses of low energy X-rays on the postnatal development of mouse. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 31, 354–360.
- Heaslip, M.B., 1973. Factors affecting the radiosensitivity of *Fraxinus Americana* L. seedling and seed. In : Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology*, 10–12 May 1971. CONF-710501-P 2. Oak Ridge, TN, pp. 978–982.
- Heffner, R.L., Howells, G.P., Lauer, G.R., Hirshfield, H.I., 1973. Effects of power plant operation on Hudson River estuary microbiota. In : Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology*, 10–12 May 1971. CONF-710501-P 2. Oak Ridge, TN, pp. 619–629.
- Hershberger, W.K., Bonham, K., Donaldson, L.R., 1978. Chronic exposure of Chinook salmon eggs and alevins to gamma irradiation : effects on their return to freshwater as adults. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107, 622–631.
- Hertel-Aas, T., Oughton, D.H., Jaworska, A., Bjerke, H., Salbu, B., Brunborg, G., 2007. Effects of chronic gamma irradiation on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Radiat. Res.* 168, 515–526.
- Hingston, J.L., Knowles, J.F., Walker, P.J., Wood, M.D., Coplestone, D., 2004. Effects of Ionising Radiation on Soil Fauna. Environment Agency R& D Technical Report P3-101/SP7 Environment Agency, Bristol.
- Holt, B.R., Bottino, P.J., 1972. Structure and yield of a chronically irradiated winter rye-weed community. *Radiat. Bot.* 12, 355–359.
- Hoppenheit, M., 1972. Effects on fecundity and fertility of single sublethal X-irradiation of *Gammarus duebeni* females. *Proc. Symposium on Radioactive Contaminants of the Marine Environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria*, pp. 479–486.
- Hyodo, Y., 1965 a. Development of intestinal damage after X-irradiation and H³-thymidine incorporation into intestinal epithelial cells of irradiated goldfish, *Carassius auratus*, at different temperatures. *Radiat. Res.* 26, 383–394.
- Hyodo, Y., 1965 b. Effects of X-irradiation on the intestinal epithelium of the goldfish *Carassius auratus*. *Radiat. Res.* 24, 133–141.
- Hyodo-Taguchi, Y., Egami, N., 1977. Damage to spermatogenic cells in fish kept in tritiated water. *Radiat. Res.* 71, 641–652.
- Hyodo-Taguchi, Y., Aoki, K., Matsudaira, H., 1982. Use of Medaka as a Tool in Studies of Radiation Effects and Chemical Carcinogenesis. NIRS-M-41. National Institute of Radiological Sciences, Chiba, pp. 135–155.
- Hyodo-Taguchi, Y., Etoh, H., 1985. Tritium effects on the gonads of the aquarium fish, *Oryzias latipes*. 1. Fecundity and fertility. In : Matsudaira, H., Yamaguchi, T., Etoh, H. (Eds.), *Proceedings of a Workshop on Tritium Radiobiology and Health Phys.* National Institute of Radiological Sciences, Chiba, pp. 207–220.
- Hyodo-Taguchi, Y., Etoh, H., 1986. Effects of tritiated water on germ cells in medaka II. Diminished reproductive capacity following embryonic exposure. *Radiat. Res.* 106, 321–330.
- Hyodo-Taguchi, Y., Etoh, H., 1993. Vertebral malformations in medaka (teleost fish) after exposure to tritiated water in the embryonic stage. *Radiat. Res.* 135, 400–404.
- ICRP, 2005. Low dose extrapolation of radiation-related cancer risk. ICRP Publication 99. *Ann. ICRP* 35 (4).
- Ilyenko, A.I., Krapivko, T.P., 1993. Ecological consequences of radioactive contamination for populations of small mammals. In : *Ecological Consequences of Radioactive Contamination in the Southern Urals*. Nauka, Moscow, pp. 171–180.
- Inouye, M., Kameyama, Y., 1986. Long-term neuropathological consequences of low dose X irradiation

- on the developing rat cerebellum. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 27, 240–246.
- Iwasaki, T., Hashimoto, N., Endoh, D., Imanisi, T., Itakura, C., Sato, F., 1996. Life span and tumours in the first-generation offspring of the gamma-irradiated male mouse. *Int. J. Radiat. Biol.* 69, 487–492.
- Jacquet, P., de Saint-Georges, L., Vankerkom, J., Baugnet-Mahieu, L., 1995. Embryonic death, dwarfism and fetal malformation after irradiation of embryos at the zygote stage : studies on two mouse strains. *Mutat. Res.* 332, 73–87.
- Jensh, R.P., Brent, R.L., 1988. The effect of low level prenatal X-irradiation on postnatal growth in the Wistar rat. *Growth Dev. Aging* 52, 53–61.
- Kalchenko, V.A., Rubanovich, A.V., Shevchenko, V.A., 1995. Genetical processes in chronically irradiated populations of *Centaurea scabiosa* L., growing on the Eastern Urals radioactive trail. *Radiat. Biol. Radioecol.* 35, 708–720.
- Kalchenko, V.A., Fedotov, I.S., 2001. Genetic effects of acute and chronic ionizing irradiation on *Pinus sylvestris* L. inhabiting in Chernobyl meltdown area. *Genetics* 37, 437–447.
- Karaban, R.T., Mishenkov, N.N., Spirin, D.A., et al., 1980. The effects of gamma-irradiation on forest trees at different seasons. *Dokl. Akad. Nauk. USSR* 252, 766–768.
- Kasatkina, S.V., Kosheleva, V.V., Migalovskaya, V.N., Migalovsky, I.P., Oganessian, S.A., 1973. Chronic impact of dissolved radionuclides ^{144}Ce and ^{137}Cs on the embryonic growth of salmon. In : *Radioecology of Aquatic Organisms*, Vol. 3. Zinatne, Riga, pp. 25–35.
- Khatoun, N., Heather, N.W., 1990. Susceptibility of *Dermestes maculatus* De Geer (Coleoptera : Dermestidae) to gamma radiation in a nitrogen atmosphere. *J. Stor. Prod. Res.* 26, 227–232.
- Klevezal, G.A., Sokolov, A.A., 1999. Retrospective estimation of the state of reindeer population (*Rangifer tarandus*) from Novaya Zemlya during nuclear testing. *Russian J. Zoology* (3) 1, 224–233.
- Knowles, J.F., 1992. The effect of chronic radiation on the humoral immune response of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Int. J. Radiat. Biol.* 62, 239–248.
- Kobayashi, S., Hirata, H., 1957. Effects of X-radiation upon rainbow trout (*Salmo irideus*). *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 8, 23–35.
- Kobayashi, S., Mogami, M., 1958. Effects of X-irradiation upon rainbow trout (*Salmo irideus*). *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 9, 89–94.
- Konno, K., 1980. Effects of gamma-irradiation on the gonads of the rainbow trout, *Salmo gairdnerii irideus*, during embryonic stages. In : *Radiation Effects on Aquatic Organisms*. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, pp. 129–133.
- Konno, K., Egami, N., 1966. Notes of effects of X-irradiation on the fertility of the male of *Oryzias latipes* (Teleostei, Cyprinodontidae). *Annt. Zool. Jpn.* 39, 63–70.
- Korytny, V.S., Shvedov, V.L., Pryahin, Y.A., 1996. Some quantitative relationships between major long-term effects and certain dosimetric parameters of exposure to Sr-90 in rats. In : *Proceedings of the First International Symposium on Chronic Radiation Exposure*, 9–13 January 1995, Chelyabinsk.
- Kovalchuk, O., Arkhipov, A., Barylyak, I., et al., 2000. Plants experiencing chronic internal exposure to ionizing radiation exhibit higher frequency of homologous recombination than acutely irradiated plants. *Mutat. Res.* 449, 47–56.
- Kozubov, G.M., Taskaev, A.I., et al., 1990. *Radiation Exposure of the Coniferous Forest in the Area Exposed to the Chernobyl Contamination*. Komy Scientific Centre of the Academy of Sciences, Syktyvkar.
- Kozubov, G.M., Taskaev, A.I., 1994 a. *Radiobiological and Radioecological Investigations of Trees in the Vicinity of the Chernobyl NPS Accident*. Nauka, St. Petersburg, p. 256.
- Kozubov, G.M., Taskaev, A.I., 1994 b. *Radiobiological and Radioecological Investigations of Wood Plants*. Nauka, St. Petersburg, pp. 16–247.
- Krivolutsky, D.A., 1987. Earthworms as bioindicators of increased radioactivity. In : *Pagliai, A.M.,*

- Omodeo, P. (Eds.), Proceedings of the International Symposium on Earthworms, April 1985, Bologna, pp. 401–408.
- Krivolutsky, D.A., Pokarzhevsky, A.D., Usacheov, V.L., et al., 1990. Effect of radioactive contamination of environment on soil fauna in the area of Chernobyl NPP. *Ecology* 6, 32–42.
- Kryshev, I.I., 1997. Environmental Risk Analyses for the Ural Radioactive Pattern. Russian Nuclear Society, Moscow, pp. 1–210.
- Ladanova, N.V., 1994. Structure of Anabolic Apparatus of Conifers Under the Influence of Ionizing Radiation. *Nauka, St. Petersburg*, pp. 1–84.
- Landreth, H.F., Dunaway, P.B., Cosgrove, G.E., 1974. Effects of whole body gamma irradiation on various life stages of the toad, *Bufo woodhousei fowleri*. *Radiat. Res.* 58, 432–438.
- Laskey, J.W., Parrish, J.L., Cahill, D.F., 1973. Some effects of lifetime parental exposure to low levels of tritium on the F2 generation. *Radiat. Res.* 56, 171–179.
- Laskey, J.W., Bursian, S.J., 1976. Some effects of chronic tritium exposure during selected ages in the rat. *Radiat. Res.* 67, 314–323.
- Leonard, A., Delpoux, M., Meyer, R., Decat, G., Leonard, E.D., 1985. Effect of an enhanced natural radioactivity on mammal fertility. *Sci. Total Environ.* 45, 535–542.
- Leshner, S., Sacher, G.A., Grahn, D., Hamilton, K., Sallese, A., 1965. Survival of mice under duration of life exposure to gamma rays. II. Pathogenic effects. *Radiat. Res.* 24, 239–277.
- Lyapin, E.N., Podgursky, A.M., Knyazeva, R.A., 1971. The effect of radiation from Co-60 and Mn-54 on the roe of trout. In: Problems of Marine Radiobiology. Transactions of AtlantNIRO, pp. 53–60.
- Mandel, L., Travnicek, J., Talafantova, M., Zahradnickova, M., 1980. The LD 50/30 and the survival time in whole body gamma-irradiated conventional and germfree Minnesota miniature piglets. *Zeitschrift Frier Versuchstierkunde* 22, 96–100.
- Matsuda, Y., Tobari, I., Yamigiwa, J., et al., 1985. Dose-response relationship of gamma-ray-induced reciprocal translocations at low doses in spermatogonia of the crab-eating monkey (*Macaca fascicularis*). *Mutat. Res.* 151, 121–127.
- Mazaud, S., Guigon, C.J., Lozach, A., et al., 2002. Establishment of the reproductive function and transient fertility of female rats lacking primordial follicle stock after fetal gamma-irradiation. *Endocrinology* 143, 4775–4787.
- McGregor, J.F., Newcombe, H.B., 1972 a. Dose response for yields of major eye malformations following low doses of radiation to sperm trout. *Radiat. Res.* 49, 155–169.
- McGregor, J.F., Newcombe, H.B., 1972 b. Decreased risk of embryo mortality following low doses of radiation to trout sperm. *Radiat. Res.* 52, 536–544.
- Mellinger, P.J., Schultz, V., 1975. Ionizing radiation and wild birds: a review. *CRC. Crit. Rev. Environ. Control* 5, 397–421.
- Michibata, H., 1976. The role of spermatogonia in the recovery process from temporary sterility induced by gamma-ray irradiation in the teleost *Oryzias latipes*. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 17, 142–153.
- Mole, R.H., Thomas, A.M., 1961. Life-shortening in female CBA mice exposed to daily irradiation for limited periods of time. *Int. J. Radiat. Biol.* 3, 493–508.
- Moment, G.B., 1972. Recovery and abscopal effects after inhibitory X-irradiation in earthworm regeneration. *J. Exp. Zool.* 181, 33–40.
- Mraz, F.R., Woody, M.C., 1972. Effect of continuous gamma irradiation of chick embryos upon their gonadal development. *Radiat. Res.* 50, 418–425.
- Muggenburg, B.A., Guilmette, R.A., Mewhinney, J.A., et al., 1996. Toxicity of inhaled plutonium dioxide in beagle dogs. *Radiat. Res.* 145, 361–381.
- Muller, W.U., Streffer, C., 1990. Lethal and teratogenic effects after exposure to X-rays at various times of early murine gestation. *Teratology* 42, 643–650.
- Muller, W.U., Streffer, C., Wojcik, A., Niedereichholz, F., 1999. Radiation-induced malformations after exposure of murine germ cells in various stages of spermatogenesis. *Mutat. Res.* 425, 99–106.

- Muramatsu, S., Sugahara, T., Okazawa, Y., 1963. Genetic effects of chronic low-dose irradiation on mice. *Int. J. Radiat. Biol.* 6, 49–59.
- Muramatsu, S., Sugahara, T., Tsuchiya, T., Okazawa, Y., 1965. Effects of chronic low-dose irradiation for the three successive generations on the breeding behaviour of mice. *Int. J. Radiat. Biol.* 8, 523–531.
- NCRP, 2005. Extrapolation of Radiation-induced Cancer Risks from Nonhuman Experimental Systems to Humans. Report No. 150. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.
- Newcombe, H.B., McGregor, J.F., 1967. Major congenital malformations from irradiations of sperm and eggs. *Mutat. Res.* 4, 663–673.
- Newcombe, H.B., McGregor, J.F., 1972. Increased embryo production following low doses of radiation to trout spermatozoa. *Radiat. Res.* 51, 402–409.
- Newcombe, H.B., McGregor, J.F., 1973. Benefit and harm from exposure of vertebrate sperm to low doses of ionizing radiation. *Health Phys.* 25, 105–107.
- Niiyama, H., 1957. Effects of X-irradiation upon rainbow trouts (*Salmo-irideus*) II. Stimulative effects of X-rays on spermatogenesis in fry. *J. Facul. Sci.* 13, 281–288.
- Norten, S., Kimler, B.F., Mullenix, P.J., 1991. Progressive behavioural changes in rats after exposure to low levels of ionising radiation in utero. *Neurotoxicol. Teratol.* 13, 181–188.
- Oakberg, E.F., 1957. Gamma-ray sensitivity of spermatogonia of the mouse. *J. Exp. Zool.* 134, 343–356.
- Oakberg, E.F., 1962. Gamma-ray sensitivity of oocytes of immature mice. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 109, 763–767.
- Oghiso, Y., Yamada, Y., 2003. Comparisons of pulmonary carcinogenesis in rats following inhalation exposure to plutonium dioxide or X-ray irradiation. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 44, 261–270.
- Pampfer, S., Streffer, C., 1988. Prenatal death and malformations after irradiation of mouse zygotes with neutrons or X rays. *Teratology* 37, 599–607.
- Panter, H.C., 1986. Variations in radiosensitivity during development of the frog *Limnodynastes tasmaniensis*. *J. Exp. Zool.* 238, 193–199.
- Park, J.F., Buschbom, R.L., Dagle, G.E., James, A.C., Watson, C.R., Weller, R.E., 1997. Biological effects of inhaled $^{238}\text{PuO}_2$ in beagles. *Radiat. Res.* 148, 365–381.
- Pautov, Y.A., Il'chukov, S.V., 1993. State of wood and natural renewal in pine wood in zone of lethal and sublethal damage. Radioecological investigations in 30-km area of the Chernobyl NPP. In : Proceedings of the Komi Research Center of Ural Branch. Transactions of the Komi Research Centre of Ural Branch of the Russian Academy of Science, Issue 127, pp. 118–132, Syktyvkar (In Russian).
- Phillips, L.J., Coggle, J.E., 1988. The radiosensitivity of embryos of domestic chickens and black-headed gulls. *Int. J. Radiat. Biol.* 53, 309–317.
- Pietrzak-Flis, Z., Wasilewska-Gomulka, M., 1984. Effect of lifetime intake of organically bound tritium and tritiated water on the oocytes of rats. *Radiat. Environ. Biophys.* 23, 61–68.
- Pinon-Lataillade, G., Maas, J., 1985. Continuous gamma irradiation of rats : dose rate effect on loss and recovery of spermatogenesis. *Strahlentherapie* 161, 421–426.
- Pinon-Lataillade, G., Viguier-Martinez, M.C., Maas, J., 1985. Endocrinological and histological changes induced by continuous low dose gamma irradiation of the rat testis. *Acta Endocrinol.* 109, 558–562.
- Pitkyanen, G.B., 1978. The effect of chronic exposure of pike (*Esox lucius* L.) on its reproductive function. In : Transactions of the Institute of Ecology of Plants and Animals, Issue 114. Ural Scientific Center of the Academy of Sciences of the USSR, Sverdlovsk.
- Purdom, C.E., 1966. Radiation and mutation in fish disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters. In : Symposium Proceedings. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 861–867.
- Purdom, C.E., Woodhead, D.S., 1973. Radiation damage in fish. In : Schroder, J.H. (Ed.), Genetics and

- Mutagenesis of Fish. pp. 67–73. Springer Verlag, Berlin.
- Pyastolova, O.A., Vershinin, V.L., Trubetskaja, E.A., Gatiatullina, Ye.Z., 1996. Using amphibians in the bioindicator studies in the territory of the East-Ural radioactive trace. *Ekologia (Ecology)* 5, 378–382.
- Raabe, O.G., Book, S.A., Parks, N.J., Chrisp, C.E., Goldman, M., 1981. Lifetime studies of 226 Ra and 90 Sr toxicity in beagles—a status report. *Radiat. Res.* 86, 515–528.
- Reichle, D.E., Witherspoon, J.P., Mitchell, M.J., Styron, C.E., 1972. Effects of beta-gamma radiation of earthworms under simulated fallout conditions. In: *Proceedings of Survival of Food Crops and Livestock in the Event of Nuclear War. AEC Symposium Series 24. Brookhaven National Laboratory, 1970. CONF – 700909 US Atomic Energy Commission, Washington, DC, pp. 527–534.*
- Ress, H., 1962. Effects of gamma radiation on two decapod crustaceans, *Palaemonetes pugio* and *Uca pugnax*. *Chesapeake Sci.* 3, 29–34.
- Reyners, H., Gianfelici de Reyners, E., Poortmans, F., Grametz, A., Coffigny, H., Maisin, J.R., 1992. Brain atrophy after foetal exposure to very low doses of ionizing radiation. *Int. J. Radiat. Biol.* 62, 619–626.
- Reynolds, W.J., Leonard, K.S., Lyons, B.P., et al., 2007. Radiation Experiments on Aquatic Organisms. Environment Agency (UK) R&D Science Report SC 030282/SR. Environment Agency, Bristol.
- Riordan, D.F., 1964. Effect of continuous low-level gamma-irradiation on successive generations of *Dahlbominus fuscipennis* (zett.) (Hymenoptera: Eulophidae). *Chromosoma* 42, 685–688.
- Rönnbäck, C., 1965. Effects of continuous irradiation during gestation and suckling periods in mice. *Acta Radiol. Ther. Phys. Biol.* 3, 169–176.
- Rönnbäck, C., 1983. Effects on foetal ovaries after protracted, external gamma irradiation as compared with those from internal deposition. *Acta Radiol. Oncol.* 22, 465–471.
- Rudolph, T.D., 1971. Seed yield and quality in white spruce cross-pollinated with gamma-irradiated pollen. In: Nelson, D.J. (Ed.), *Radionuclides in Ecosystems. Proceedings of the Third National Symposium on Radioecology, 10–12 May 1971. CONF-710501-P 2. Oak Ridge, TN, pp. 972–977.*
- Rugh, R., Grupp, E., 1961. Effect of low level X-irradiation on the fertilised egg of the mammal. *Exp. Cell Res.* 25, 302–310.
- Rust, J.H., Trum, B.F., Wilding, J.L., Simons, C.S., Comar, C.L., 1954. Lethal dose studies with burros and swine exposed to whole body cobalt-60 irradiation. *Radiology* 62, 569–574.
- Rutledge, J.C., Generoso, W.M., Shourbaji, A., Cain, K.T., Gans, M., Oliva, J., 1992. Developmental anomalies derived from exposure of zygotes and first-cleavage embryos to mutagens. *Mutat. Res.* 296, 167–177.
- Sakamoto, C.H., Takahashi, C.S., 1981. Biological effects of gamma radiation on Africanized bees. In: *Proceedings of the XXVIIIth International Congress of Apiculture, Acapulco. Apimondia, Bucharest, pp. 284–287, Oct 23–29, 1981.*
- Sarapultsev, B.I., Geraskin, S.A., 1993. *Genetic Principles of Radioresistance and Evolution. Energo-atomizdat, Moscow.*
- Sarma, Y.S.R.K., Singh, S.B., 1974. Effects of gamma rays on the chromosomes of *Nitella flagelliformis* BR. *Cytologia* 39, 303–308.
- Sasaki, S., 1991. Influence of age of mice at exposure to radiation on life shortening and carcinogenesis. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 2, 73–85.
- Sazykina, T., Kryshev, I.I., 2006. Radiation effects in wild terrestrial vertebrates—the EPIC collection. *J. Environ. Radioact.* 88, 11–48. N 5 (in Russian).
- Schroder, J.H., 1969 a. Inheritance of the radiation-induced spinal curvatures in the guppy *Lebistes reticulatus*. *Can. J. Genet. Cytol.* 11, 937–947. N5 (in Russian).
- Schroder, J.H., 1969 b. X-ray induced mutations in the poeciliid fish, *Lebistes reticulatus* Peters. *Mutat. Res.* 7, 75–90.
- Schroder, J.H., 1969 c. Radiation-induced spermatogonial exchange between the X & Y chromosomes

- in the guppy. *Can. J. Genet. Cytol.* 11, 948-954.
- Schroder, J.H., Holzberg, S., 1972. Population genetics of *Lebister (Poecilia) reticulatus* Peters (Poeciliidae; Pisces) 1. Effects of radiation-induced mutations on the segregation ratio in post irradiation F 2. *Genetics* 70, 621-630.
- Scott, B.R., Hahn, F.F., Snipes, M.B., et al., 1990. Predicted and observed early effects of combined alpha and beta lung irradiation. *Health Phys.* 59, 791-805.
- Searle, A.G., Beechey, C.V., Green, D., Howells, G.R., 1980. Comparative effects of protracted exposure to Co-60 gamma radiation and Pu-239 alpha radiation on breeding performance of female mice. *Int. J. Radiat. Biol.* 37, 189-200.
- Sheridan, W., 1968. The effects of acute single or fractionated X-ray treatment on mouse spermatogonia. *Mutat. Res.* 5, 163-172.
- Sheridan, W., 1971. The effects of the time interval in fractionated X ray treatment of mouse spermatogonia. *Mutat. Res.* 13, 163-169.
- Shevchenko, V.A., Pomerantseva, M.D., Ramaya, L.K., Chechovich, A.V., 1991. Genetic consequences of Chernobyl accident for mammals. In: *Problems of the Environmental and Natural Resources*. pp. 66-79.
- Shima, A., Shimada, A., 1991. Development of a possible non mammalian test system for radiation-induced germ-cell mutagenesis using a fish, the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Proc. Natl. Acad. Sci.* 88, 2545-2549.
- Shimada, Y., Egami, N., 1982. An electron microscopic study of radiation damage and their recovery in the germ cells in the early development of *Oryzias latipes*. *J. Facul. Sci.* 15, 255-272.
- Shleifer, G.S., Shekhanova, I.A., 1980. The impact of ionizing radiation on the immuno-physiological state of fish. In: *Problems and Tasks of Animal Radioecology*. pp. 35-43. A.I. Ilyenko, Editor, Nauka Publ., Moscow.
- Sidorov, V.P., 1994. Cytogenetic effects in *Pinus sylvestris* needle cells as a result of the Chernobyl accident. *Radiat. Biol. Radioecol.* 34, 847-851.
- Smith, R.F., 1970. The vegetation structure of a Puerto Rican rain forest before and after short-term gamma irradiation. In: *Odum, H.T., Pigeon, R.F. (Eds.), A Tropical Rain Forest*. TID-24270, pp. D 103-D 140.
- Solomon, H.M., Beckman, D.A., Buck, S.J., Gorson, R.O., Mills, R.E., Brent, R.L., 1994. Comparative effects of neutron irradiation and x irradiation on the embryonic development of the rat. *Radiat. Res.* 137, 226-230.
- Spalding, J.F., Trujillo, T.T., McWilliams, P., 1964. Dose rate effect on survival of mice during continuous (23-24 hr/day) gamma ray exposures. *Health Phys.* 10, 709-713.
- Spalding, J.F., Prine, J.R., Tietjen, G.L., 1978. Late biological effects of ionizing radiation as influenced by dose, dose rate, age at exposure and genetic sensitivity to neoplastic transformation. In: *Late Biological Effects of Ionizing Radiation*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 3-11.
- Sparrow, A.H., Schairer, L.A., Sparrow, R.C., et al., 1963. The radiosensitivity of gymnosperms. I. The effect of dormancy on the response of *Pinus strobus* seedlings to acute gamma radiation. *Radiat. Bot.* 3, 169-173.
- Sparrow, A.H., Schairer, L.A., Woodwell, G.M., 1965. Tolerance of *Pinus rigida* trees to a ten-year exposure to chronic gamma irradiation from cobalt-60. *Radiat. Bot.* 5, 7-22.
- Sparrow, R.C., Sparrow, A.H., 1965. Relative radiosensitivities of woody and herbaceous spermatophytes. *Science* 147, 1449-1451.
- Sparrow, A.H., Nauman, C.H., Donnelly, G.M., Willis, D.L., Baker, D.G., 1970. Radiosensitivities of selected amphibians in relation to their nuclear and chromosome volumes. *Radiat. Res.* 42, 353-371.
- Sparrow, A.H., Schwemmer, S.S., Bottino, P.J., 1971. The effects of external gamma radiation from radioactive fallout on plants with special reference to crop production. *Radiat. Bot.* 11, 85-118.
- Spiridonov, S.I., Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., et al., 1989. A mathematical simulation of the conse-

- quences of acute irradiation on the trees of a forest biogeocenosis. *Radiobiologiya* 29, 544–549.
- Spirin, D.A., 1996. Effects of ionizing radiation on organisms of terrestrial ecosystems in the East Urals radioactive track territory. In : *Radioecology and the Restoration of Radioactive-contaminated Sites. Proceedings of the NATO Advanced Study Institute on Radio-Active Contaminated Site Restoration, Zarechny, Sverdlovsk, Russia, 1995, NATO Science Partnership Sub-Series, 2, Vol. 13, Luykx, F.F., Frissel, M.J. (Eds.), Kluwer Academic Publishers, pp. 235–244.*
- Spirin, D.A., Mishenkov, N.N., Karaban, R.T., et al., 1981. The effects of acute gamma-irradiation on photo-synthetic functions of pine and birch trees. *Lesovedeniye* 4, 75–82.
- Spirin, D.A., Alekakhin, R.M., Karaban, R.T., 1985 a. Radiation-induced and postirradiation changes in forest biogeocenosis after acute gamma irradiation : postirradiation recovery of a pine-birch forest. *Radiobiology* 25, 560–563.
- Spirin, D.A., Alexakhin, R.M., Karaban, R.T., Mishenkov, N.I., 1985 b. Radiation and post-radiation changes in forest biogeocenosis at acute gamma-exposure. Effect of acute gamma-irradiation on production of pine-birch forest. *Radiobiology* 25, 278–280.
- Stadler, J., Gowen, J.W., 1964. Observations of the effects of continuous irradiation over ten generations on reproductivities of different strains of mice. In : *Carlson, W.D., Gassner, F.X. (Eds.), Effects of Ionizing Radiation on the Reproductive System. Macmillan, New York, pp. 111–122.*
- Stark, K., 2006. Risk from Radionuclides : a Frog's Perspective. Accumulation of ¹³⁷Cs in a Riparian Wetland, Radiation Doses, and Effects on Frogs and Toads after Low-dose Rate Exposure. Doctoral thesis. Stockholm University, Stockholm.
- Stearner, S.P., Christian, E.J.B., 1972. Late effects of ionising radiations in the chicken : survival, body weight and pathology. *Radiat. Res.* 52, 179–196.
- Storer, J.B., Serrano, L.J., Darden, E.B., Jernigan, M.C., Ullrich, R.L., 1979. Life shortening in RFm and BALB/c mice as a function of radiation quality, dose and dose rate. *Radiat. Res.* 78, 122–161.
- Storozhuk, N.G., Shekhanova, I.A., 1977. Lipoperoxidation in the liver and muscles of carp yearlings on long-term living in the environment with the increased content of radionuclides. In : *Proceedings of the First All-Union Conference. Nauka, Moscow, pp. 89–91.*
- Strand, J.A., Fujihara, M.P., Templeton, W.L., Tangen, E.G., 1973. Suppression of *Chondrococcus columnaris* immune response in rainbow trout sub-lethally exposed to tritiated water during embryogenesis. In : *Radioactive Contamination of the Marine Environment Proceedings of an International Conference, 10–14 July 1972, Seattle. STI/PUB/313, IAEA, Vienna. pp. 543–550.*
- Strand, J.A., Fujihara, M.P., Burdett, R.D., Poston, T.M., 1977. Suppression of the primary immune response in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, sublethally exposed to tritiated water during embryogenesis. *J. Fish. Board Can.* 34, 1293–1304.
- Strand, J.A., Fujihara, M.P., Poston, T.M., Abernethy, C.S., 1982. Permanence of suppression of the primary immune response in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, sublethally exposed to tritiated water during embryogenesis. *Radiat. Res.* 91, 533–541.
- Surso, M.V., 1993. Effect of chronical exposure on male reproductive sphere of Scotch pine. Radioecological investigations in 30-km area of Chernobyl NPP. In : *Proceedings of the Komi Research Center of Ural Branch of the Russian Academy of Science, Sykt.*
- Suvorova, L.I., Spirin, D.A., Martyshev, V.Z., Smirnov, E.G., Tarasov, O.V., Shein, G.P., 1993. Assessment of biological and ecological consequences of radioactive contamination of biogeocenoses. In : *Radiation Aspects of the Chernobyl Accident, Vol. 2. Gidrometeoizdat, St. Petersburg, pp. 321–325.*
- Suzuki, J., Egami, N., 1983. Mortality of the earthworms, *Eisenia foetida*, after gamma radiation at different stages of their life history. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 24, 209–220.
- Tanaka, S., Tanaka III, I.B., Sasagawa, S., et al., 2003. No lengthening of life span in mice continuously exposed to gamma rays at very low dose rates. *Radiat. Res.* 160, 376–379.
- Templeton, W.L., 1970. Resistance of fish eggs to acute and chronic irradiation. In : *Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans, and Surface Waters. Symposium Proceedings, 16–20 May 1966.*

- International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 847–860.
- Tester, J.R., Ewert, M.A., Siniff, D.B., 1970. Effects of ionizing on natural and laboratory populations of Manitoba toads, *Bufo hemiophys*. *Radiat. Res.* 44, 379–389.
- Thomson, J.F., Williamson, F.S., Grahn, D., Ainsworth, E.J., 1981. Life shortening in mice exposed to fission neutrons and gamma rays. I. Single and short-term fractionated exposure. *Radiat. Res.* 86, 559–572.
- Thomson, J.F., Williamson, F.S., Grahn, D., 1985. Life shortening in mice exposed to fission neutrons and gamma rays. *Radiat. Res.* 104, 420–428.
- Thomson, J.F., Grahn, D., 1989. Life shortening in mice exposed to fission neutrons and gamma rays. VIII Exposures to continuous gamma radiation. *Radiat. Res.* 118, 151–160.
- Tikhomirov, F.A., Fedotov, I.S., Karaban, R.T., et al., 1978. The effects of acute gamma-irradiation on the reproductive organs of Scots pine. *Lesovedeniye* 4, 75–83.
- Tikhomirov, F.A., Fedotov, I.S., 1982. Radiosensitivity of generative and vegetative organs of *Pinus sylvestris* in autumn and spring time. *Radiobiology* 22, 502–506.
- Tilton, E.W., Burkholder, W.E., Cogburn, R.R., 1966 a. Effect of gamma radiation on *Trogoderma glabrum* and *Attagenus piceus*. *J. Econ. Entomol.* 59, 944–948.
- Tilton, E.W., Burkholder, W.E., Cogburn, R.R., 1966 b. Effects of gamma radiation on *Rhyzopertha dominica*, *Sitophilus oryzae*, *Tribolium confusum*, and *Lasioderma serricornis*. *J. Econ. Entomol.* 59, 1363–1368.
- Trum, B., Lane, J.J., Kuhn, U.S.G., Rust, J.H., 1959. The mortality response of the Burro (*Equus asinus*) to a single total body exposure of gamma radiations from Zr-95/ Nb-95. *Radiat. Res.* 11, 314–325.
- Turner, F.B., Lannom, J.R., Kania, H.J., Kowalewsky, B.W., 1967. Acute gamma irradiation experiments with the lizard *Uta stansburiana*. *Radiat. Res.* 31, 27–35.
- Uma Devi, P., Hossain, M., Bisht, K.S., 1999. Effect of late fetal irradiation on adult behaviour of mouse : dose-response relationship. *Neurotoxicol. Teratol.* 21, 193–198.
- UNSCEAR, 1977. Sources and Effects of Ionising Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly. Annex H, Genetic Effects of Radiation. United Nations, New York, pp. 425–564.
- UNSCEAR, 1986. Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with annexes. E.86.IX.9. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1996. Effects of Radiation on Plants and Animals. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with annexes. E.96.IX.3. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2001. Hereditary Effects of Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report to the General Assembly with scientific annex. United Nations, New York.
- Upton, A.C., Randolph, M.L., Conklin, J.W., 1967. Late effects of fast neutrons and gamma rays in mice as influenced by the dose rate of irradiation : life shortening. *Radiat. Res.* 32, 493–509.
- Vriesendorp, H.M., van Bekkum, D.W., 1984. Susceptibility to total body irradiation. In : Broerse, J.J., MacVittie, T.J. (Eds.), *Response of Different Species to Total Body Irradiation*. Martinus Nijhoff, Dordrecht, pp. 43–57.
- Wadley, G.W., Welander, A.D., 1971. X-rays and temperature : combined effects on mortality and growth of salmon embryos. *Trans. Am. Fish. Soc.* 100, 267–275.
- Walker, C., Streisinger, G., 1983. Induction of mutations by γ -rays in pregonial germ cells of zebrafish embryos. *Genetics* 103, 125–136.
- Wang, B., Zhou, X., 1995. Effects of prenatal exposure to low-dose beta radiation from tritiated water on the neurobehaviour of mice. *J. Radiat. Res. (Tokyo)* 36, 103–111.
- Ward, E., Beach, S.A., Dyson, E.D., 1970. The Effect of Acute X-irradiation on the Development of the Eggs of the Plaice, *Pleuronectes platessa*. UKAEA PG Report 1013(W). United Kingdom Atomic

- Energy Authority, Harwell, England, pp. 1-10.
- Welander, A.D., Donaldson, L.R., Foster, R.F., Bonham, K., Seymour, A.H., 1948. The effects of roentgen rays on the embryos and larvae of the Chinook salmon. *Growth* 12, 203-242.
- Welander, A.D., Wadley, G.W., Dysart, D.K., 1971. Growth and fecundity of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to single sublethal doses of X-rays during the eyed embryo stage. *J. Fish. Board Can.* 28, 1181-1184.
- Weller, R.E., Buschbom, R.L., Dagle, G.E., Ragan, H.A., Park, J.F., 1995. Hepatic effects of inhaled plutonium dioxide in beagles. *Radiat. Res.* 144, 73-81.
- White, J.C., Angelovic, J.W., 1966. Tolerances of several marine species to Co-60 irradiation. *Chesapeake Sci.* 7, 36-39.
- White Jr., J.C., Angelovic, J.W., 1968. Interactions of chronic gamma radiation, salinity and temperature on the morphology of postlarval pinfish, lagodon rhomboids. In: *Proceedings of a Workshop of Egg, Larval, and Juvenile Stages of Fish in Atlantic Coast Estuaries*. Bears Bluff Laboratories, Wadmalaw Island, SC, pp. 199-209.
- Woodhead, D.S., 1977. The effects of chronic irradiation on the breeding performance of the guppy, *Poecilia reticulata* (Osteichthyes: Teleostei). *J. Radiat. Biol.* 32, 1-22.
- Woodhead, D.S., 1984. Contamination due to radioactive materials. *Marine Ecol.* 5, 1111-1287.
- Woodhead, D.S., 1998. The Impact of Radioactive Discharges on Native British Wild-life and the Implications for Environmental Protection. Environment Agency R&D Technical Report P 135. Environment Agency, Bristol.
- Woodwell, G.M., 1967. Radiation and the patterns of nature. Sensitivity of natural plant populations to ionizing radiation seems to follow known ecological patterns. *Science* 156, 461-470.
- Woodwell, G.M., Miller, L.N., 1963. Chronic gamma radiation affects the distribution of radial increment in *Pinus rigida* stems. *Science* 139, 222-223.
- Woodwell, G.M., Oosting, J.K., 1965. Effects of chronic gamma irradiation on the development of old field plant communities. *Radiat. Bot.* 5, 205-222.
- Yamada, T., Yukawa, K., Asami, K., et al., 1982. Effects of chronic HTO beta or ⁶⁰Co gamma radiation on pre-implantation mouse development in vitro. *Radiat. Res.* 92, 359-369.
- Yasuda, T., Aoki, K., Matsumoto, A., et al., 2006. Radiation-induced brain cell death can be observed in living medaka embryos. *J. Radiat. Res.* 47, 295-303.
- Yasuda, T., Yoshimoto, M., Maeda, K., Matsumoto, A., Maruyama, K., Ishikawa, Y., in press. Rapid and simple method of quantitative evaluation of neurocytotoxic effects of radiation on developing medaka brain. *J. Radiat. Res.* 49(5), 533-540.
- Zach, R., Mayoh, K.R., 1982. Breeding biology of tree swallows and house wrens in a gradient of gamma radiation. *Ecology* 63, 1720-1728.
- Zach, R., Mayoh, K.R., 1984. Gamma radiation effects on nestling tree swallows. *Ecology* 65, 1641-1647.
- Zach, R., Mayoh, K.R., 1986 a. Gamma irradiation of tree swallow embryos and subsequent growth and survival. *J. Cooper Ornithol. Soc.* 88, 1-10.
- Zach, R., Mayoh, K.R., 1986 b. Gamma-radiation effects on nestling house wrens: a field study. *Radiat. Res.* 105, 49-57.
- Zaman, M.S., Lancaster, F.E., Hupp, E.W., 1997. Physical and motor development in male and female rat offspring prenatally exposed to gamma radiation. *J. Environ. Sci. Health* 32, 313-325.

付属書 E. 異なる形状およびサイズの動植物への基本的な線量評価仮定の外挿および内挿

(E 1) 標準動物・標準植物は、定義上、基準点として使用されることを意図している。しかしこれは、そのような基準点からの逸脱を最も適切に判断し評価するにはどのようにすべきかという問題を提起する。以下に議論するように、この問題は、線量評価との関連で、線量評価モデルを開発するという限られた方法の範囲の中で考慮されてきた。線源と対象の形状、サイズ、相対的位置など考慮すべき多くの要素が存在する。

(E 2) 形状について問題は、中身の詰まった球体と楕円体を用いて大幅に簡素化されてきたが、生物の形状によってはそのような形状では、容易に外挿できない場合があることは認識されている。それでも、ある程度の柔軟な取り扱いが可能である。表 E.1 で示すように、そのような形状にはいくつかのバリエーションを想定することができる。

(E 3) アルファ粒子の吸収割合が、球形の生物の半径とアルファ線エネルギーに依存することを表 E.2 に要約する。計算は、EDEN モデルを使って行われている (Beaugelin-Seiller ら, 2006)。カレイの卵 (最も小さな標準動物または植物) のサイズである半径が 1 mm の球体に対してアルファ線エネルギーが約 5 MeV の吸収割合はおよそ 1 である。このエネルギーは、 ^{239}Pu , $^{234/238}\text{U}$, ^{226}Ra のような多くの重要なアルファ線放出核種の代表である。他のすべての標準動物・標準植物に対して、アルファ線放出核種の吸収割合は 1 である。したがって、アルファ粒子の外部被ばくによる線量は基本的に無視できる。

(E 4) 体に取り込まれた光子および電子については、球体とその他の形の間でわずかな違

表 E.1 球体, 卵形体, 楕円体の相対的な形状と相対的な比率

形状		比率	h/h_0
球体		1 : 1 : 1	1.0
卵形体	扁長	1 : 1 : 10	0.59
		1 : 1 : 50	0.35
	扁円	1 : 10 : 10	0.41
		1 : 50 : 50	0.15
楕円体		1 : 2 : 3	0.85
		1 : 3 : 5	0.70
		1 : 5 : 10	0.51
		1 : 10 : 50	0.25

h_0 : 球体の弦の平均長さ

h : 楕円体の弦の平均長さ

表 E.2 球体における半径およびアルファ粒子のエネルギーとアルファ粒子の吸収割合との関係 (Beaugelin-Seiller ら, 2006)

エネルギー (MeV)	球体半径における吸収割合				
	1 μm	10 μm	100 μm	1 mm	10 mm
1	0.0328	0.41	0.94	0.99	1
3	0.0168	0.17	0.85	0.99	1
4	0.0103	0.1	0.78	0.98	1
4.5	0.0084	0.084	0.74	0.97	1
5	0.007	0.07	0.69	0.97	1
5.5	0.006	0.06	0.64	0.96	1
6	0.0052	0.052	0.58	0.96	1
8	0.0031	0.031	0.37	0.93	1
10	0.0021	0.021	0.21	0.89	0.99

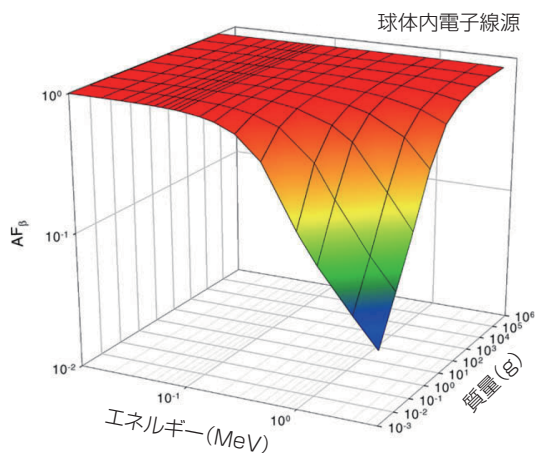


図 E.1 球体における質量およびエネルギーと電子の吸収割合との関係

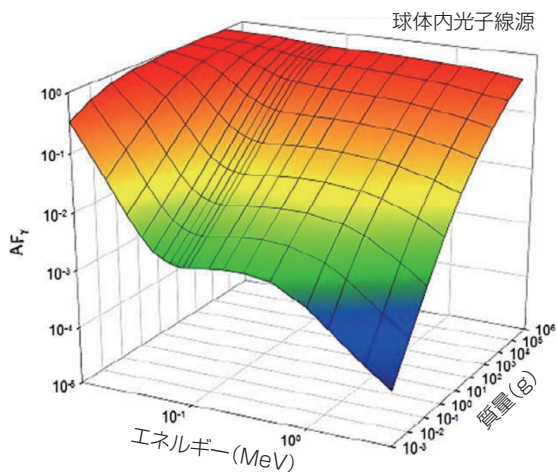


図 E.2 球体における質量およびエネルギーと光子の吸収割合との関係

いがある。電子と光子の吸収割合を、球体の質量とエネルギーと関連させてそれぞれ図 E.1 と図 E.2 に表示している。非球体の吸収割合は、初期電子または光子エネルギーの関数としてそれぞれ図 E.3 と E.4 に要約している。

(E 5) 100 keV 以下の電子エネルギーの場合、非常に小さな生物に対してさえ、吸収割合は、ほぼ 1 である。生体組織中の電子の飛程は、100 keV 電子の 160 μm から 1 MeV 電子の 5 mm まで増加する。標的の直径が電子の飛程を大きく超えていれば、その吸収割合は 1 に近づく。標的が非常に小さく、エネルギーが高い場合の時だけ、電子の吸収割合は 0.5 をかなり下回る。

(E 6) 光子の吸収割合について、その平均自由行程は電子の飛程よりかなり長いため、吸収割合は、低エネルギーガンマ線と大きな生物の組み合わせの場合のほぼ 1 から、小さな生物と高光子エネルギーの組み合わせの場合における 0.001 未満まで（数桁にわたる）広い範囲にまたがる。吸収割合は、標的サイズとエネルギーの非線形関数である。吸収係数の形を規定する主要なプロセスは、コンプトン効果、光電効果および電子対生成である。吸収に対してそれらがどの程度寄与するかは、光子のエネルギーに依存する。その結果、小さな生物の吸収割合は、20 から 100 keV の範囲で 10 分の 1 から 15 分の 1 に減少する。他方、100 keV と 1 MeV の間では比較的一定である。エネルギーが 1 MeV を越えると、エネルギー増加に伴う吸収割合の減少は生物が小さくなるほど再び大きくなる。

(E 7) したがって、さらに考慮すべきは、体質量が異なる生物にこのアプローチを外挿することである。外部被ばく、内部被ばくいずれの場合も、質量は、核種に依存する線量換算係数を計算する上で重要な量である。体質量が標準動物・標準植物の範囲を超えるような場合のガイダンスを表 E.3 に挙げている。

(E 8) 標準動物・標準植物の質量で直接カバーされないサイズの生物については、付属書 C にある最適な線量換算係数を付随する誤差の表示とあわせて示している。見て分かるように、アルファ線の場合には付随する誤差はどの場合も無視できる程度であり、ベータ放射線の場合には非常に小さな生物に限られる。ガンマ線の場合、1 MeV の光子では 1.5 倍以下であり、より低い光子エネルギーに対しては、偏差があるとしてもさらに少なくなる。ありうる偏差は、アルファ線、ベータ線、ガンマ線の放出を仮定して推定している。光子の放出はすべて、アルファ壊変またはベータ壊変による。したがって、ガンマ線放出体で誤差があるとしても、表示されている値より低くなる。

(E 9) 他の要素は、線源と生物の総体的位置関係に関するものである。これは、様々な深さまで汚染した「土壌」あるいは「堆積物」の中あるいはその上の生物にとっては特に重要である。線源の位置に関して、光子は完全に減衰するために薄い土壌層で十分であるので、土壌の上に生息している動物に対する低エネルギー光子の線量換算係数は低い。それよりもっと複雑なのは汚染した土壌の厚みとの関係である。

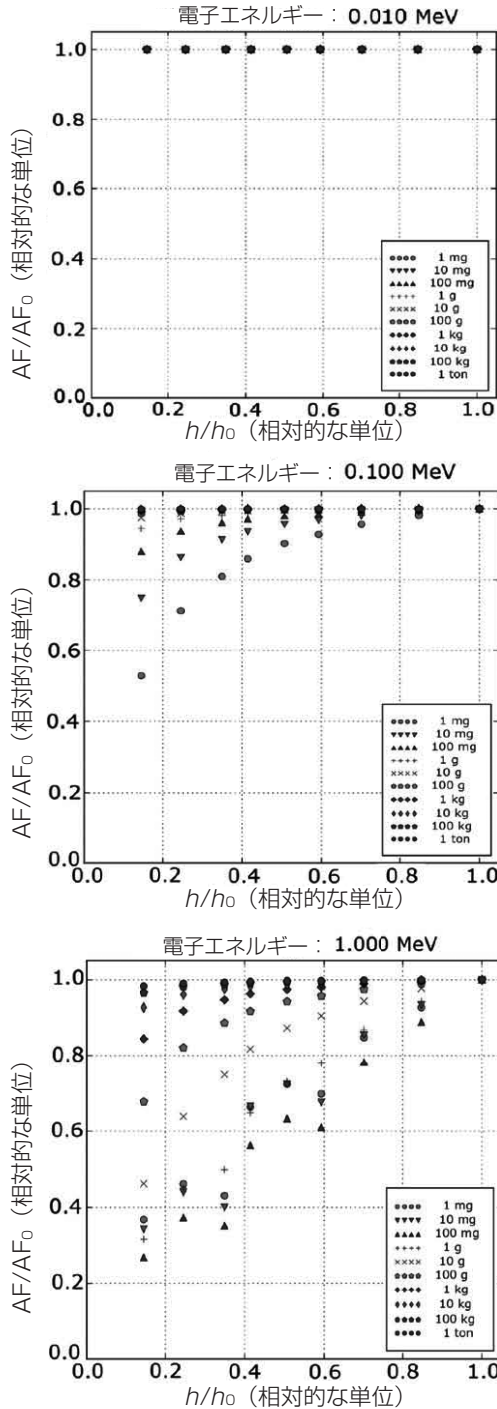


図 E.3 非球体生物の吸収割合 (電子)
 h_0 は球体の弦の平均長さ, h は楕円体の弦の平均長さ

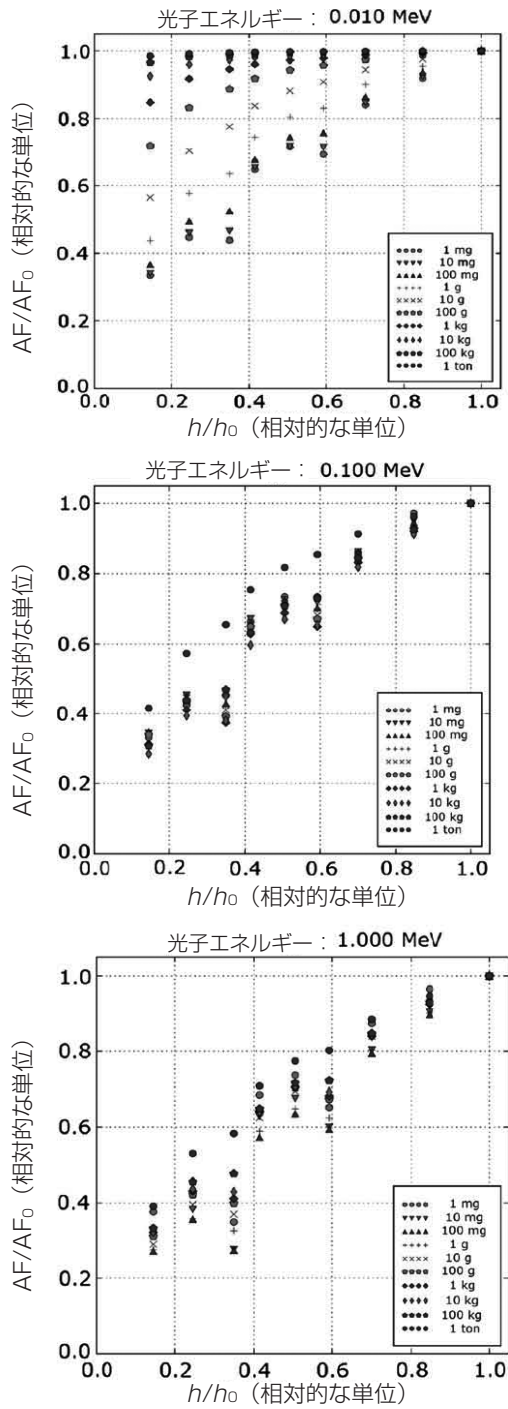


図 E.4 非球体生物の吸収割合 (光子)
 h_0 は球体の弦の平均長さ, h は楕円体の弦の平均長さ

表 E.3 定義された質量範囲を超える陸生生物相の被ばくを評価するためのガイダンス

被ばく経路	質量	最も適切な DCF	ありうる誤差
内部被ばく	最小RAPより小 (4.2 μg)	最小RAP(4.2 μg) の DCF	過大評価 α : 無視できる程度 β : 1 MeV 電子の場合の係数 ~ 2 , $m=1 \mu\text{g}$ γ : 1 MeV 光子の場合の係数 ~ 2 , $m=1 \mu\text{g}$
	2つの RAP 間	2つのRAPのうち 大きい方の DCF	過大評価 α : 無視できる程度 β : 非常に小さい質量では最大2の係数を取りう る。それ以外は無視できる程度。 γ : 係数は1.5未満。質量が1.3 kg (カモ) と 245 kg (シカ) の間にある場合は図 E.2 参照。
	最大 RAP (471 kg) よりも大	最大 RAP の DCF	過小評価 α, β : 無視できる程度 γ : 1 MeV 光子の場合の係数は < 1.5 , $m=1000 \text{ kg}$
外部被ばく	最小RAPより小 (4.2 μg)	最小 RAP の DCF	過大評価 α : 無視できる β : 小質量で高エネルギーの場合は係数 ~ 2 。それ 以外は無視できる程度 γ : 係数2未満。質量が1.3 kg (カモ) と 245 kg (シカ) の間にある場合は図 E.2 参照。
	2つの RAP 間	2つのRAPのうち 小さい方の DCF	過大評価 α, β : 無視できる γ : 係数は1.5未満。質量が1.3 kg (カモ) と 245 kg (シカ) の間にある場合は図 E.2 参照。
	最大 RAP (471 kg) よりも大	最大 RAP の DCF	過大評価 α, β : 無視できる程度 γ : 高エネルギーの場合は係数1.3未満。それ以外 ははるかに小さい。

DCF : 線量換算係数, RAPs : 標準動物・標準植物

(E 10) 光子に関しては、生物の大きさ自体は汚染された土中ではあまり重要でなく、線源の相対的位置が重要である。例えば、図 E.5 は、ミミズの形状をした標的における被ばく線量率を光子エネルギーと土の深さの関数として示している。土中 50 cm までは、均一に汚染されていると仮定している。最大の被ばく線量率は、深さ 25 cm (すなわち層中央) に生息する生物の場合で、最も低い被ばく線量率は汚染された層と汚染されていない層の境界面 (すなわち深さ 0 cm と 50 cm) にいる生物に対して得られる。汚染された層内では 4π ジオメトリーであるのに対しこれらの位置では、生物は 2π ジオメトリーにさらされるので、線量換算係数は汚染された層の中心より 2 分の 1 低くなる。

(E 11) 深さ 5 cm と比べた場合、深さ 25 cm における被ばく線量率はわずかおよそ 20% 違うに過ぎない。このわずかな差は、地中における光子の平均自由行程が比較的短いことに起因する。20 keV, 100 keV, 3 MeV 光子の平均自由行程はそれぞれ、およそ 0.2, 2, 10 cm である。

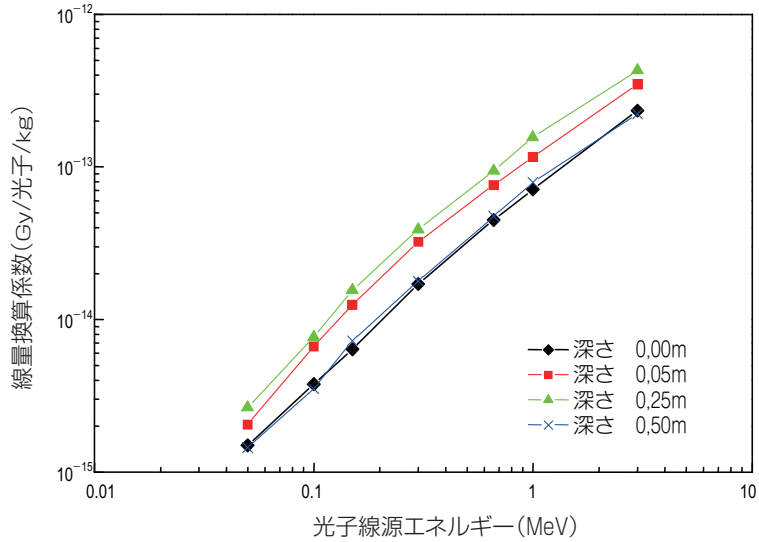


図 E.5 深さ 50 cm までの土壌 ($\rho = 1600 \text{ kg/m}^3$) が均一に汚染された線源からの単一エネルギー光子による様々な深さでの標準ミミズの線量換算係数 (Pröhl ら, 2003)

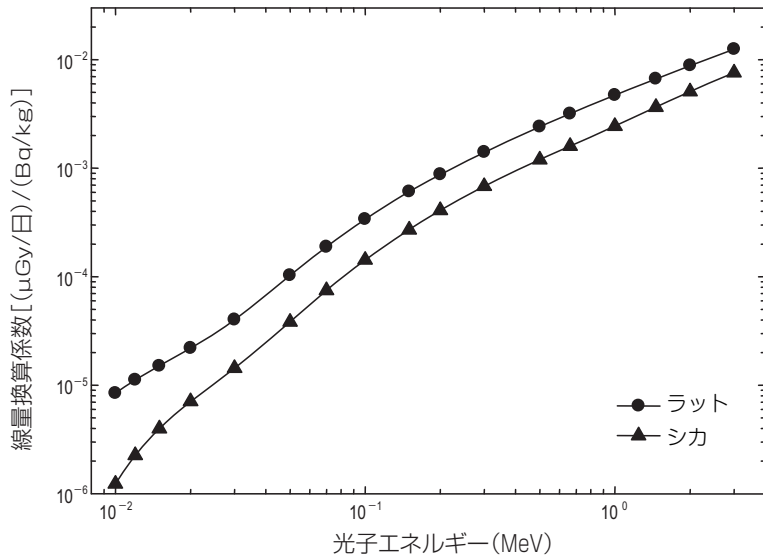


図 E.6 深さ 10 cm までの土壌 ($\rho = 1600 \text{ kg/m}^3$) が均一に汚染された線源から放出される単一エネルギー光子に対する標準ラット(質量 0.31 kg)および標準シカ(質量 245 kg)の外部被ばくの線量換算係数

(E 12) 土壌表面上の平面線源からの光子による地上の生物への外部被ばくと光子エネルギーとの関係はより重要である。線量換算係数は、10 から 100 keV へと光子エネルギーが増加するにつれて小動物の場合約 5 分の 1、大きな動物の場合 2 分の 1 に減少する (図 E.6)。このエネルギー範囲では、光子の平均自由行程ははるかに短く、物質との相互作用が発生すれ

ば、エネルギーのかなりの部分が転移される。0.1 から 3 MeV に増加するにつれ、光子 1 個当たりの吸収線量はおよそ 2 桁増加する。質量が大きくなると自己遮蔽により被ばくは減少する。この傾向は、低エネルギーのほうがより顕著である。

(E 13) 最後に、高さ 1 m での空気カーマと一定の放射能濃度で汚染された層の厚さとの関係を考慮する価値はある。この関係を表 E.4 に要約している。低エネルギー光子の場合、深さ 5 cm より下にある線源は自己遮蔽により総カーマへの寄与はないが、1 MeV の光子の場合、およそ 50% のカーマは、深さ 5 cm より下の放射能によるものである。

(E 14) 上記の点をいくつか例示するため、以下に多くの例を挙げる。標準動物・標準植物においてアルファ線、ベータ線、ガンマ線放出核種のそれぞれによる内部被ばくの核種依存性を例証するために⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ²³⁸U による内部被ばくの線量換算係数を図 E.7 に示している。標準動物・標準植物の質量は、4.2 μg (扁平魚の卵) から 470 kg (マツの幹) までの範囲にまたがっている。結果は、アルファ線放出体の場合、内部被ばくが質量に依存しないことを示している。⁹⁰Sr の場合、最も小さな標準動物・標準植物から最も大きな標準動物・標準植物まで、線量換算係数はおよそ 4 倍変動するのに対し、質量は 10⁸ 倍以上の差がある。質量が 1 g を超えると、質量の影響は無視でき、すべての標準動物・標準植物の線量換算係数はほとんど同じである。形状はほとんど影響を及ぼさない。このことから、ミミズの質量は標準褐藻より小さいが、標準褐藻の線量換算係数は、標準ミミズの係数よりわずかに低い。褐藻は非常に「平たく」(すなわち非球体性が非常に顕著である)、その結果、吸収割合が低くなる。しかし、

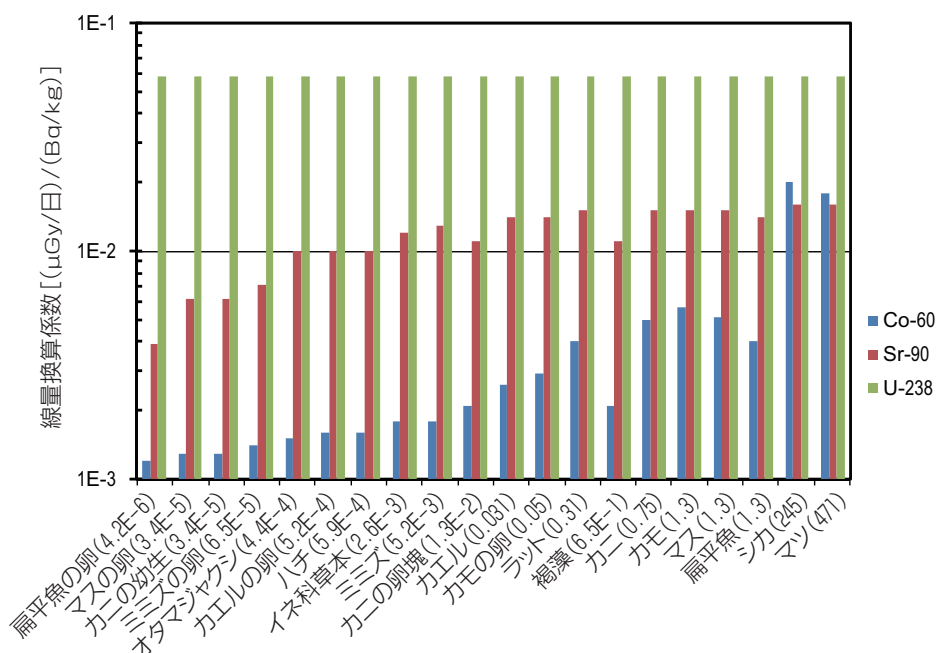


図 E.7 ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ²³⁸U に対する標準動物・標準植物の内部被ばくの線量換算係数の比較

その形状の違いが吸収割合全体に及ぼす影響は非常に小さい。 ^{90}Sr による被ばくの主な寄与は ^{90}Y であり、これは高エネルギーのベータ線放出体である。したがって、低エネルギーのベータ線放出体の場合の核種依存はそれほど顕著でない。

(E15) ガンマ線放出体の場合、質量と線量換算係数の関係は、光子の自由平均行程が長いために最も顕著である。しかし、高エネルギーのガンマ線放出体の ^{60}Co の場合でさえ、標準動物・標準植物に対する線量換算係数は、たった17倍の範囲にとどまっている。標準動物あるいは標準植物で最も質量が大きいのはマツの幹であるけれども、標準動物・標準植物の中で最も高い線量換算係数はシカの係数と推定されてきた。マツの幹は極端な非球体であるため、その線量換算係数はシカのそれよりわずかに低くなる。

(E16) 外部被ばくに関して、線量換算係数は、質量、放射線タイプ、形状および生息環境の相互作用の結果である。外部被ばくに関して内部被ばくのように、質量と線量換算係数の間でスムーズな関係を観察することができる。図E.8は、水生の標準動物・標準植物の外部被ばくの線量換算係数を示している。 ^{60}Co による外部被ばくは、水生の標準動物および標準植物の寸法が ^{60}Co によって放出される2.5 MeV光子の平均自由行程と比べれば小さいため、ほとんど同じである。ベータ線放出体である ^{90}Sr の場合、外部被ばくは、生物の質量が大きくなるにつれ、より効果的な自己遮蔽の結果、減少する。形状の影響は、標準マスと標準扁平魚について見るることができる。両方とも質量は同じであるが、標準扁平魚の非球体性はより顕著

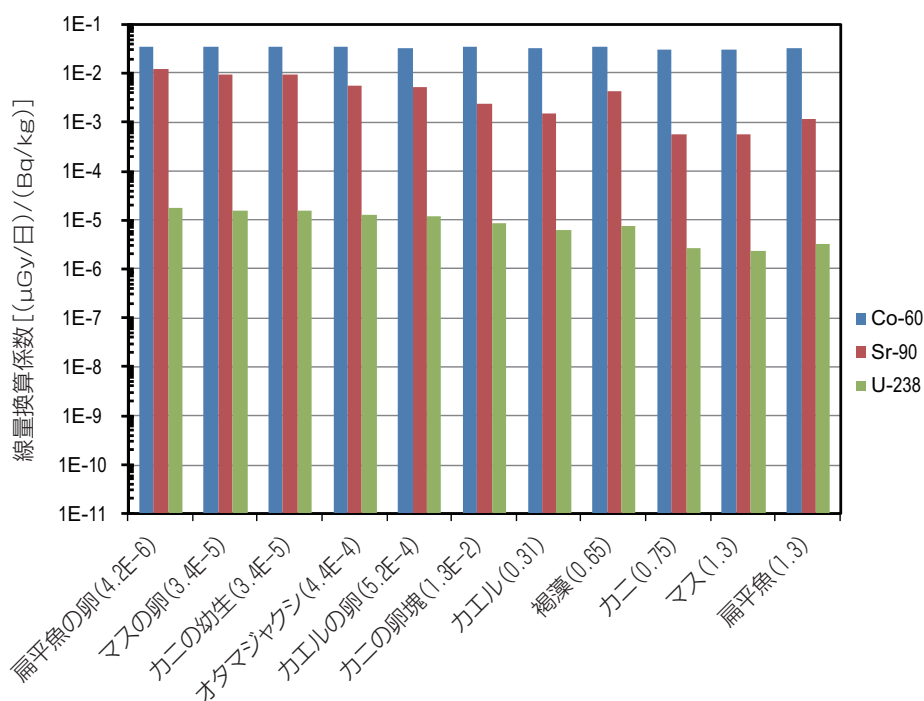


図 E.8 ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{238}U に対する水生の標準動物・標準植物の外部被ばくの線量換算係数の比較

であり、それがわずかながら外部被ばくを高くする要因となる。アルファ線放出体の場合、アルファ粒子の飛程は非常に短いため、外部被ばくは1である。 ^{238}U の外部被ばくの違いは、壊変時に放出される低エネルギー光子に起因する。

(E 17) 陸上の標準動物・標準植物の線量換算係数を図 E.9 で比較している。図では地中タイプ (4π ジオメトリー, 最初の 3 カラム) と地上タイプ (2π ジオメトリー, 後の 8 カラム) を区別している。地中タイプの線量換算係数は、地上タイプの係数よりおよそ 2 倍高い。いずれのジオメトリーとも質量と線量換算係数の間にスムーズな関係がある。2.5 MeV ^{60}Co 光子の平均自由行程が長いから、標準動物・標準植物間の差は非常に小さい。しかし、 ^{90}Sr と ^{238}U の差はほぼ 10 倍である。ただし ^{90}Sr と ^{238}U はいずれも外部被ばくに寄与する低エネルギー光子を放出することは留意すべきである。

(E 18) 図 E.7 から E.9 の観察と上記の他の考察から、以下の一般的結論を引き出すことができる。

- 動物のサイズが大きくなるにつれ、自己遮蔽効果の増加により、外部被ばくの線量換算係数は減少する。
- 生物間の外部被ばくの線量換算係数の違いは、低エネルギーガンマ線放出体の場合に一層顕著となる。これは、そのような光子の場合に自己遮蔽の影響が重要になるからである。
- ガンマ線放出体による内部被ばくに関しては、高い吸収割合のために、生物の質量に比例し

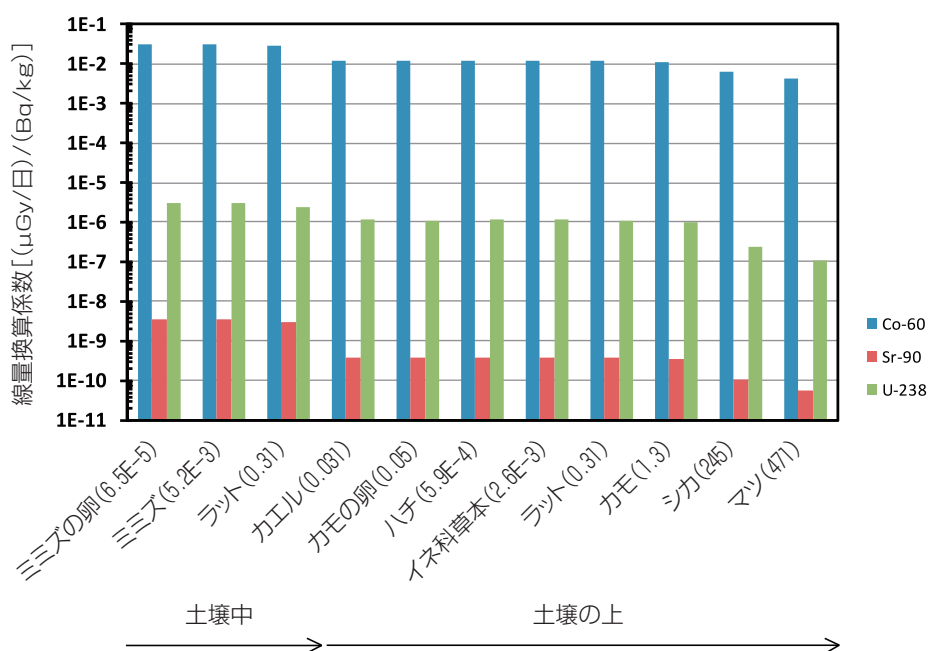


図 E.9 ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{238}U に対する陸上の標準動物・標準植物の外部被ばくの線量換算係数の比較

て線量換算係数が増加する。この依存関係は、高エネルギーの光子放出体の場合一層顕著である（例えば $^{137}\text{Cs}/^{137\text{m}}\text{Ba}$ ）。

- 外部被ばく、内部被ばく双方に及ぼす標準動物および標準植物の形状の影響は相対的に小さい。質量とエネルギーが一定の場合、内部被ばくは、表面：体積比が最も小さい形状で最も高く、表面：体積比が増加するにつれて、外部被ばくは増加する。

E.1 参考文献

- Beaugelin-Seiller, K., Jasserand, F., Garnier-Laplace, J., Gariel, J.C., 2006. Modeling radiological dose in non-human species: principles, computerization, and application. *Health Phys.* 90, 485-493.
- Department of Energy, 2002. A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. DOE-STD-1153-2002. Dept. of Energy, Washington, D.C.
- Pröhl, G., Brown, J., Gomez-Ros, J.M., et al., 2003. Dosimetric Models and Data for Assessing Exposures to Biota. FIGE-CT-2000-00102. Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

ICRP Publication 108

環境防護—標準動物および標準植物の概念と使用—

2017年3月31日 初版第1刷発行

監修 酒 井 一 夫

翻訳 吉田聡・久保田善久・藤元憲三

編集 ICRP 勧告 翻訳 検討 委員会

発行 公益社団法人日本アイソトープ協会

〒113-8941 東京都文京区本駒込二丁目28番45号

電 話 代表 (03)5395-8021

U R L <http://www.jrias.or.jp>

© The Japan Radioisotope Association, 2017

Printed in Japan

組版 株式会社 恵友社

ISBN 978-4-89073-258-6 C3340

【非売品】