

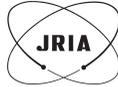
ICRP

Publication 91

ヒト以外の生物種に対する 電離放射線の インパクト評価の枠組み

ヒト以外の生物種に対する 電離放射線の インパクト評価の枠組み

2002年10月 委員会により承認



Japanese Translation Series of ICRP Publications
Publication 91

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

Masahiro DOI

Reviewed by

Kenzo FUJIMOTO, Hiroshi NOGUCHI, Yasuhiro YAMAGUCHI,
Michio YOSHIZAWA, Nobuyuki KINOUCI, Jun KUWABARA

Supervised by

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

Hikomichi MATSUDAIRA** (Chair)	Tatsuji HAMADA (Vice-chair)	
Hideharu ISHIGURO [†]	Jiro INABA*	Masahito KANEKO
Tomoko KUSAMA	Toshisou KOSAKO*	Yasuhito SASAKI*
Ohtsura NIWA*	Masahiro HIRAOKA*	Seichi MIZUSHITA

* ICRP member at the time. ** Former ICRP member.

[†] Member at the time of translation.

邦訳版への序

本書はICRPの主委員会によって2002年10月に刊行を承認され、Publication 91として刊行された、ヒト以外の生物種に対する電離放射線のインパクト評価の枠組みに関する報告書

A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species

(Annals of the ICRP, Vol. 33, No.3 (2003))

を、ICRPの了解のもとに翻訳したものである。

翻訳は、独立行政法人放射線医学総合研究所 比較環境影響研究グループの土居雅広氏によって行われた。この訳稿をもとに、ICRP 勧告翻訳検討委員会において、従来訳書との整合性等につき調整を行った。また、校閲に当たっては、独立行政法人放射線医学総合研究所 緊急被ばく医療研究センターの藤元憲三氏、並びに日本原子力研究所東海研究所保健物理部における検討委員会（野口宏（主査）、山口恭弘、吉澤道夫、木内伸幸、桑原潤）の諸氏にご協力頂いた。

以下の原語には、文脈によって異なった訳語を当ててある：

reference（標準，参考）；concern（関心，懸念）；consequence（影響，結果）；develop（方針を立てる，枠組みを構築する，アプローチを開発する，システムを整備する）。また、生物種を表す「人」は「ヒト」とした。

なお、原文の誤り及び直訳では意味の通じにくい箇所等はことわりなく修正してある。さらに、読者の参考になると思われる少数の訳注を、アスタリスクを付したカッコの中に記してある。

平成17年1月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

(ii)

(社) 日本アイソトープ協会
ICRP 勧告翻訳検討委員会

委員長 松平 寛通 ((財)放射線影響協会)
副委員長 浜田 達二 ((社)日本アイソトープ協会)
委員 石黒 秀治* ((財)原子力研究バックエンド推進センター)
稲葉 次郎 ((財)環境科学技術研究所)
金子 正人 ((財)放射線影響協会)
草間 朋子 (大分県立看護科学大学)
小佐古敏荘 (東京大学原子力研究総合センター)
佐々木康人 (独立行政法人 放射線医学総合研究所)
丹羽 太貫 (京都大学放射線生物研究センター)
平岡 真寛 (京都大学大学院医学研究科)
水下 誠一 (日本原子力研究所東海研究所)

*印は翻訳時の委員

目 次

	頁 (項)
招待論説	(v)
序 文	(ix)
抄 録	(xi)
総 括	(xiii)
1. 緒 論	1 (1)
1.1. 目的	1 (1)
1.2. 適用範囲	1 (2)
1.3. 背景	3 (9)
2. 現在の環境管理の原則	12 (40)
2.1. 社会は環境リスクに現在どのように取り組んでいるか?	12 (40)
2.2. 環境リスクの評価と管理	18 (60)
3. ヒト以外の生物における放射線の生物学的影響	20 (64)
4. 委員会の防護体系	25 (81)
4.1. ヒトのリスクの評価	26 (84)
4.2. 委員会の既存の勧告の改訂	27 (90)
4.3. 改革の必要性	28 (92)
5. ヒト以外の生物種への放射線インパクト評価のための 体系的アプローチの提案	30 (98)
5.1. 緒論	30 (98)
5.2. ヒト以外の生物種を防護するための目標	32 (104)
5.3. 標準動植物相アプローチ	35 (110)
5.4. ヒトとほかの生物を防護するための共通アプローチの開発	38 (119)
6. 討 論	40 (122)
6.1. 評価と管理の側面	40 (122)
6.2. ヒトとヒト以外の生物を防護するための共通アプローチの開発	41 (127)

(iv)

6.3. 委員会にとっての次のステップ	44	(135)
7. 結論と勧告	45	(139)
文 献	47	

招待論説

環境に関する委員会の方針

環境の防護に対する国際放射線防護委員会（ICRP）の現在の立場は、*Publication 60*（ICRP, 1991）に示されている：「委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている」。委員会は、環境の防護をどのように実施すべきかに関して、これまでなら勧告を出してこなかった。それゆえ委員会は、この課題に取り組むため 2000 年に課題グループを組織し、その課題グループからのこの報告書を最近承認した。この報告書は委員会自身に向けられたものであり、ヒトの防護について開発されてきたアプローチと、委員会固有の専門分野である放射線防護とを踏まえながら、この重要で発展途上の領域において委員会が果たすことができる役割について述べている。

多くの国際的な協定や法令が、放射線を含めた汚染全般に対する防護を要求しているにもかかわらず、現在のところでは、電離放射線に対する環境の防護にはっきりと言及した国際的に合意されている規準又は方針は存在しない。国際的なレベルで承認された評価、規準、若しくは基準についての方針と技術的基盤の両方がないため、いろいろな状況の下において、放射線の潜在的なインパクトから環境が十分に防護されているかどうかの決定や証明が困難になっている。はっきりとした評価の枠組みの国際的な構築は、意思決定プロセスを支援し、それに透明性を提供するであろう。

ヒトの防護に関する委員会の体系は、ヒトの居住地にかなり良い水準の防護を間接的に提供してきた。ヒト以外の生物種への放射線影響の評価に関する枠組みを構築するための体系を整備するという委員会の決定は、環境における放射線の危険に対する何らかの特定の懸念によって強制されたものではなかった。体系はむしろ、放射線防護における概念上のギャップを埋めるために、また科学的及び倫理・哲学的な原理に基づく防護の方針を立てることによって、提案された枠組みがどれほど環境の防護という社会的な目標の達成に貢献できるかを明確にするために、整備されてきた。

委員会の枠組みは、ヒトの防護のために提案されたアプローチと調和するように設計されるであろう。これを達成するために、一連の合意された量と単位、一連の標準線量モデル、単位摂取量当たりの線量の参照データ、及び標準生物が整備されるであろう。第一段階として、限定された数の標準動植物相が委員会により整備されるであろう。そうすると委員会以外のほかの人々が、ヒト以外の生物種のリスクを評価し管理するために、地域や状況の特性にもっと合致したアプローチを開発できる。ヒトの放射線防護の最も重要な点のうちの 2 つは、放射線影響を推定するための基礎としての「標準人」概念の継続的な発展と、自然バックグラウンド線

(vi)

量率を参照点として用い、いろいろな個人の年線量を「関心レベル」で表すという新しく提案されている概念である。

提案されている体系は、規制の基準値を設定することを意図したものではない。むしろ、委員会は、高水準の助言や指導を提供する実用的なツールとなり、規制者と事業者が現行の法体系の遵守を証明するのに役立つことのできる枠組みを勧告する。ヒトの放射線防護についての国際的及び国内的なレベルでの法的枠組みと目標に影響を与えることに大きな役割を果たしてきた ICRP の独自の立場とは対照的に、多くの国際的及び国内的な法的枠組みと目標が既にあるほかの生物種の防護というテーマは、より複雑で多面的である。

したがって委員会は、少数の明確に定義された動物と植物に対する被ばくと線量、及び線量とある種の影響との関連について、より本質的な理解と解釈のための基礎として役立つために、小さな一組の標準動植物相及び関連するデータベースを「標準人」と同じやり方で整備するであろう。これらの影響に関する線量の大きさは、ヒトについて検討された関心レベルと同様の方法で、例えば、提案されている誘導考慮レベルのように「バンド」の形式で示されるであろう。そうすると、このような一組の情報は、国の必要性や諸状況の発生の際、国の機関がヒト以外の生物種のリスクを評価し管理するために、必要に応じてもっと実際に適用できる具体的な数値によるアプローチを開発する基盤として役立つかもしれない。

それゆえ、標準動植物相についてのデータセットを誘導するというこの考えは、多くの計算と決定の基礎の役目を果たすことが意図されているという点で、ヒトの放射線防護に使われている標準的な個人（標準人）の考え方と類似している。それぞれの標準生物は、類似のライフサイクルや被ばく特性を持つ生物へのリスク評価の1次参照点として役立つであろうと意図されている。もっと局地的な関連情報をそのほかの動植物相について集めることができるかもしれないが、各々のそれらデータセットは、ひいては、標準生物に何らかの形で関連付けられることを示さなければならないであろう。

委員会は、ほかの国内機関及び国際機関によって行われた重要な仕事について認識しており、また環境防護の分野を発展させるために、それらの機関と協同していく必要性を認識している。ICRP にとって重要な課題は、環境防護へのあらゆるアプローチとヒトの防護へのアプローチを、後者は現在徹底的な見直しのテーマになっていることも心に留めながら、統合することであろう。

ヒト以外の生物の放射線防護体系は、ヒトの放射線防護に対する原則と調和したものであることが必要である。ヒト以外の生物の放射線防護に対する共通のアプローチの目的は、

- 個々の動物及び植物の個体に早期死又は繁殖成功率の低下を引き起こしそうな影響を、
- 種の保全、生物多様性の維持、又は自然生息地若しくは群集の健康と状態へのインパクトが無視できる程度にまで予防するか又はその発生頻度を低減すること

によって環境を守ることであるかもしれない。

ICRP は電離放射線に関し、共通の国際的なアプローチについて助言し、またこのような共通アプローチを生み出すために、既存の科学的な情報の基本的な解釈を提示し、そして更に研

究がどこに必要なかを明確にすることによって、重要な役割を果たすことができ、また果たす準備がある。

委員会の防護体系は、新しい証拠が利用可能となり、また基礎をなすメカニズムについての我々の理解が深まるのに伴って、時間とともに進化してきた。このため、委員会のリスク推定値は定期的に改訂され、およそ10～15年の間隔で大幅な改訂が行われてきた。したがって、環境の放射線防護のために設計されたいかなる体系も、発展していくには時間がかかり、新しい情報が得られたり、それを実践に移すことによって得られる経験を積むにつれて、同様に改訂されることになるだろう。

ROGER H CLARKE

LARS-ERIK HOLM

序 文

2000年5月にウィーンで開かれた会合で、ICRPの主委員会は環境防護に関する報告書を作成するための課題グループを設置し、委員会に直接報告してもらうことを決定した。この課題グループの任務は、科学的及び倫理・哲学的原則に基づいた環境防護の方針を立てることとその枠組みを提案することであった。この文書に書かれたそのような防護の枠組みについての提案された概念には、環境を構成する生物成分と無生物成分の全体及び生態系ではなく、ヒト以外の種を防護するための規定が含まれている。これらの概念は、ICRPが生物の防護に関する方針についてどのように事運びまたそれにより次の勧告の準備に着手すべきかについての主委員会の準備にもかかわるものと期待される。

課題グループのメンバーは以下のとおりであった：

L-E. Holm (委員長), スウェーデン	P. Strand, ノルウェー
R. Alexakhin, ロシア連邦	K. Shradler-Frechette, 米国
R. J. Pentreath, 英国	P. -A. Thompson, カナダ

以下の人たちは通信メンバーとして貢献した：

F. Brechignac, フランス	I. Likhtarev, ウクライナ
D. Cancio, スペイン	C. Mothersill, アイルランド
S. Carroll, 国際グリーンピース	C. Robinson, 国際原子力機関
M. E. Clark, 米国	S. Sadasivan, インド
S. Domotor, 米国	S. Saint-Pierre, フランス
F. Fry, 英国	R. Saxén, フィンランド
K. Fujimoto, 日本	A. Shpyth, カナダ
N. Gentner, UNSCEAR	S. Sundell-Bergman, スウェーデン
G. Hunter, 欧州委員会	D. S. Woodhead, 英国
A. Janssens, 欧州委員会	H. Yang, 中国
C. -M. Larsson, スウェーデン	A. Zapantis, オーストラリア

課題グループは、課題グループ会合のために施設を提供していただいた以下の機関に感謝する：スウェーデン放射線防護庁、国際原子力機関、オーストラリア管理科学者事務所、スペインエネルギー・環境・技術研究センター。

本報告書は、ウィーンにおいて2003年1月24～25日に開催された主委員会で採択された。

抄 録

ICRP は 1990 年の勧告において、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを確実にするものと信じていると述べた。ICRP は、その放射線防護体系が、ヒトの居住地にかなり良い間接的な防護を提供してきたと考えている。しかしながら、電離放射線に対する環境の防護にはっきりと言及した、国際的に合意された規準や政策はなく、いろいろな状況の下での放射線の潜在的なインパクトから、環境が十分に防護されているかどうかを決めたり立証したりするのは困難である。本報告書は、科学的及び倫理・哲学的原則に基づいた枠組みを提示するものであり、その枠組みにより、ヒト以外の生物種を防護するための方針を立てることができるかもしれない。このような枠組みを構築する第一の目的は、放射線防護における概念上のギャップを埋めることである；これは、環境における放射線の危険についての何か特別な懸念を反映したものではない。

提案した枠組みは、ヒトの防護についての ICRP のアプローチと調和するように設計されているが、規制のための基準を設定することは意図していない。その代わりに、提案した枠組みは、規制者と事業者に高い水準の助言と手引きを提供する実用的な手段となるように意図されている。合意された一連の量と単位、一連の標準線量モデル、単位摂取量(又は単位ばく露量)当たりの標準線量、及び標準動植物相が、少数の明確に定められたタイプの動物及び植物に対する被ばく量と線量の関係及び線量とある特定のカテゴリーの影響との関係について、より基礎的な理解と解釈のための基盤となることが要求されている。第一歩として、標準動植物相の小さなセットがそれを支持するデータベースとともに ICRP によって構築されるであろう。そうすれば、ほかの人々は、ヒト以外の生物種のリスクを評価し管理するための、もっと地域及び状況に特化されたアプローチを開発することができる。

キーワード：環境；放射線防護；生物中心主義；持続可能な発展；標準モデル。

総 括

2000年5月に、ICRPの主委員会は、環境防護の方針の策定に助言を与え、それを達成できる科学的及び倫理・哲学的原則に基づく枠組みを提案するための課題グループの設置を決定した。これは委員会にとって新しい領域であった。なぜなら、以前には、委員会は電離放射線によるほかの生物の被ばくを、それらがヒトの放射線防護にかかわる限りにおいてのみ考慮してきたからである。ヒトの放射線防護について国際的及び国内的レベルでの法的枠組みと目標に影響を及ぼすことに大きな役割を果たしてきたICRPの独自の立場とは対照的に、環境の防護というテーマはより複雑で多面的であり、多くの国際的及び国内的な法的な枠組みと目標が既に整っている。

動物や植物への電離放射線の影響の理解を通じて環境の防護にかかわる委員会の現在及び将来可能性のある役割は、したがって、このような背景に立って議論されてきた。その結論は、委員会がなし得る主要な貢献は、ヒトの放射線防護で行っているように、幾つかの重要なデータセットとモデルで支えられた勧告と助言を策定することにより、総合的な方針と手引きを提供することであった。委員会は、電離放射線について、すべての生き物への影響の研究とその防護へのより包括的なアプローチを開発すべきであること、またそれゆえ、ヒトとほかの生物の両方を広く包含する「防護体系」を構築すべきであるということが、実際のところ不可欠と考えられた。

もし、そのようなアプローチをICRPが採用するならば、ほかの機関と協同して作業する必要があるであろうことも明らかである。したがって、原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)、国際放射線単位・測定委員会(ICRU)、国際原子力機関(IAEA)、原子力機関(NEA)、国際放射線防護学会(IRPA)及び国際放射生態学連合(IUR)と、それに加えて、環境防護の実践的な達成を必要とし、またその達成にも役割を果たすであろう国際的な組織である北東大西洋海洋環境防護のためのオスロ・パリ条約(OSPAR)や欧州連合(EU)その他についても、相互の役割を簡潔に論じた。ICRPによるこのようなアプローチもまた、一般的に環境防護を構成するものは何か、またこのようにいろいろな見方と大枠について合意された原則はどのようにして環境防護の定義に役立つか、についての現在の倫理・社会的な見方の中で役割を与えられなければならないであろう。

最新のIAEAによる研究(IAEA, 2002 a)は、関連のある現在の倫理的な見方一人中心主義、生物中心主義及び生態中心主義一に加えて、持続可能な発展、自然界の保全と生物多様性の維持の必要性についての国連(UN)法に具体化された「原則」を一緒に取り上げることにより、前に進むためのしっかりした基礎を提供すると考えられている。これらの概念のすべては、環境正義(environmental justice)を提供することと、ヒトの尊厳を尊重することの必要性により支持されている。これらは、すべて複雑で相互に関連した論題であり、過去30年にわたっ

て、国際的なレベルにおいて様々に取り組みられてきた。特に重要なのは、すべての生物資源を防護する必要性の認識を含めた、持続可能な発展の概念であった。このような概念は、1992年のリオ会議以来、そしてそれゆえ、1991年の委員会による *Publication 60* の刊行以来、全世界的に大きなインパクトを与えてきた。同様に、環境リスクの評価と管理へのアプローチは絶えず変化しており、このような変化は、ヒト以外の生物種の防護へのアプローチについての委員会の審議においても必然的に反映される必要があるであろう。

もし、ICRP が、生物防護へのより包括的なアプローチを開発するのであれば、ICRP は、既存のデータベースとそれらの解釈も再考する必要がある。放射線被ばくとその影響に関する我々の情報の大半は、ヒトの放射線防護の要求を満たすために導き出されてきたものである。恐らく、踏み出すべき第一歩は、種類の異なる動物や植物に個体レベルで放射線影響が発現する様態を区別することである。ヒトについての主たる関心は、影響を確率的か確定的かで特徴付けることができるという理解の仕方によって、健康を守ることであった。しかし、同様のアプローチをヒト以外の生物について考慮できるためには、ある種の哺乳動物はたぶん例外となるとしても、十分な知識がない。したがって、より有用なアプローチは、例えば早期死（原因は何であれ）、又はある種の罹病、又は繁殖成功率の低下等の、環境の状況に関連するカテゴリーの中で個体への放射線の影響を記述することであろう。このような影響が集団（*同種の個体の集まり）、群集（*異なった種の個体の集まり）、又は生態系全体に順に与える結果の程度は、様々に放射線に被ばくする個体の数だけでなく、電離放射線に関係のないほかの多くの因子も含めて、極めて多数の要因に依存するであろう。

環境防護のいかなるアプローチも、ヒトの防護のアプローチとの統合は、後者が現在の徹底した見直しの対象となっていることも念頭に置けば、ICRP にとって大きな挑戦であるのは明らかであろう。したがって、国内及び国際レベルの両方において、電離放射線に関する環境の防護に関して多くのいろいろな構想や概念が最近展開されているのは、適切である。いろいろな生息地における様々な動物及び植物の被ばくを推定するための様々な方法の開発において、ここ数年の間に大きな進展があった。また、IUR による奨励と、幾つかの例で欧州委員会(EC)等の国際機関による財政的な支援が得られた、多くの国にまたがる様々な研究者間での高次の協力もあった。多くの国家プログラムもかなり進展してきており、そのうち少なくとも1か国、すなわち米国内では、特定の原子力サイトに関して線量限度値を適用するための法的根拠が確立されている。したがって、既に多くのことが実施されているが、このようなプログラムは多くの類似性を持っているにもかかわらず、かなり発散し、最後には異なる原則、アプローチ、及び科学的な解釈に基づく可能性も持っている。それでもなお、これらの多くに共通する特徴は、やはり、「標準」モデルの概念とデータセットである。

したがって委員会に対し、一標準人と同様のやり方で、標準動植物相の小さなセットと関連データベースを整備し、少数の明確に定められた動物及び植物のタイプについて、被ばく量と線量の関係、及び線量とある種のカテゴリーの影響との間の関係についてのもっと基本的な理解と解釈の基盤として役立てることを勧告する。もし、これらの影響に関連する線量の大き

さが、ヒトについて考えられているのと同様のやり方で、提案されている「誘導考慮レベル」のような「バンド」の形式で提示することができるならば、それも有用であろう。そうすれば、そのような情報のセットは、国の機関が、国のニーズや諸事情が発生したとき、ヒト以外の生物種についてのリスクを評価し管理するためにもっと実際に適用できる特定の数値によるアプローチを必要に応じて開発する基盤として役立ち得るかもしれない。

この点において、このような評価と管理のアプローチは状況ごとに異なり、それぞれのアプローチは、より大きな既存の環境管理プログラムの一部を構成するにすぎないかもしれないということも認識されている。評価は、それゆえ、多くの様々な理由により実施され、状況は多くの様々な方法で管理されるかもしれない。両者は共に、国ごとに異なることが予想される計画と行動のほかの側面に必然的に統合されることになろう。多くの場合、このような行動は、既存の法令により、既に枠がはめられているか拘束されている。

それゆえ、結論として、ICRPは電離放射線に関して、共通の国際的なアプローチについて助言するとともに、そのような共通のアプローチが実現するために、既存の科学的知見の基礎的な解釈を提供することで重要な役割を果たすことができるし、また、果たすべきであると考えられる。したがって、委員会は、ヒト以外の生物種の防護を通じた環境の防護についてのその関与を示すこと、及び、それが委員会の体制と作業プログラムの変更にできるだけ早い機会に反映されることを促されているのである。

1. 緒 論

1.1. 目 的

(1) 本報告書の目的は、以下に示す ICRP の具体的要求にこたえることである：

- ICRP は、科学的及び倫理・哲学的原則に基づいた防護の方針を立てることにより、環境を防護するという社会的目標の達成に、どのように貢献できるかを明確にすること；
- 電離放射線の有害な影響から環境を守る必要性を支持するため、科学に基づく環境放射線のインパクト評価の枠組みを提案すること；
- ヒト以外の種における電離放射線のインパクト評価についてのそのような提言を、どうすれば放射線防護の全システムと適合させ又は統合することができるかを示すこと。

本報告書は、*Publication 60*, *77*, *81* 及び *82* (ICRP, 1991 ; 1998 a ; 1998 b ; 1999) にある一連の委員会の最新の包括的な放射線防護勧告を踏まえて作成されたものである。

1.2. 適用範囲

1.2.1. 範囲

(2) ICRP はこれまで、環境防護を明確には取り扱ってこなかった。ヒト以外の生物の放射性核種による被ばくは、ヒトの放射線防護に影響を与える場合にのみ考慮されてきた。したがって、放射線に関する環境の明確な防護をなぜあるいはいかに行うべきか、又は、線量限度を設けるとすればどのような線量限度をほかの生物に適用すべきかについての ICRP 勧告は存在しない。ICRP は 21 世紀に向けた勧告を策定することを目的として、現在、ヒトの防護のための現在の勧告について見直しを進めている。本報告書は環境の放射線インパクトを評価するための概念的な枠組みを与えるものであり、その枠組みは今後の諸勧告に取り込まれ、環境防護への社会の努力を支援することができるであろう。

(3) 環境の防護は、様々な文化的、倫理的及び哲学的原則と見方の影響を受けるものであり、*Publication 60* (ICRP, 1991) の作成以来、この分野においては著しい進展があった。環境への危険に対する公衆の関心が高まるにつれて、環境を防護するための国内及び国際的な種々の法的関与が行われるようになった。これらの関与は、電離放射線の有害な影響から生物相や生態系が守られていることを証明する明確な手段も必要であり、ときには法律上要求されるかもしれないという一般的な見方を示している (例えば、Coppstone ら, 2001 ; Holm ら, 2002)。

(4) 環境は、生物相と無生物相という要素で構成されており、これらが一緒になって 1 つのシステムを構成している。ヒトはこのシステムの一部であり、システムの中の生物及び無

生物の両方の構成要素とかわりを持っている。生体組織との放射線相互作用が周辺環境の放射線量率における最も重要な構成要素である。本報告書では、生物（環境の生物要素）とこれらへの電離放射線のインパクトに重点を置く。汚染防止、予防原則などの社会的価値については、課題グループの勧告に背景状況を提供するために議論されているが、これらの目標達成の手段は、本報告書の範囲を超えている。

(5) 本報告書は ICRP 自身に向けたものであり、ヒトの防護のために開発されてきたアプローチと ICRP が利用できる専門知識の特定領域である放射線防護に基づいて、この重要な発展途上の分野で ICRP が果たすことのできる役割に言及する。このアプローチは、国又は政治の干渉を受けないことを目指している。したがって、本報告書は、どのような手段や措置が国レベルで実施できるか、又はどのように特定の産業又は環境状況を管理し又は規制するかについては言及しない。そうではなく、本報告書は、ヒト以外の生物種への放射線のインパクト評価に関連して、現在生じているか又は今後生じるであろう多くの問題に取り組むためのより詳細なアプローチを開発するための共通の基盤を提供するために役立ち得るような概念、及びそれを支える一連の標準的な手順、モデル並びにデータベースを提供するために、ICRP に何ができるかについて、現在の我々の知識を前提として検討し提案する。

(6) 課題グループは、環境における放射線影響の管理を支える科学的基礎を提供するためには、ヒト以外の生物種に対する放射線学的評価についての体系的なアプローチが必要であると結論した。課題グループは、ICRP が、ヒト以外の生物種の放射線学的評価について、ヒトの防護に対して提案されているアプローチと調和した枠組みを構築するよう勧告する。これを達成するためには、合意された量と単位のセット、標準線量モデルのセット、単位摂取量当たりの標準線量データ及び標準生物のセットが必要であろう。課題グループは、ICRP 以外の人々が、ヒト以外の生物種のリスクを評価し管理するための、地域及び状況に応じたアプローチを開発できるように、ICRP が第一歩として、限定された数の標準動植物相を整備することを勧告する。

(7) この課題グループ報告書は、生物相についての線量限度を定めることも、何を防護するか、又は受容可能なリスクのレベルについて勧告することも意図していない。提案されている体系は、規制基準を定めることを意図していない。課題グループは、むしろ、将来の状況に対して高水準の助言と手引きを提供し、規制者と事業者が既存の法を遵守していることを証明する助けとなる実用的な手段となり得るような枠組みを勧告する。ICRP は、21 世紀の始まりに向けた勧告で、正当化と最適化に言及するであろうし、ひいては、ほかの生物種の防護がこれらの概念にどのように影響するかを決定しなければならないであろう。

1.2.2. 内容

(8) この緒論に続いて、第2章では、環境リスクが社会によってどのように認知され、取り組まれているかについて概観し、環境倫理の現在の理論と環境の防護全般の指針となっているもっとも重要な原則の幾つかに言及する。第2章ではまた、環境の放射線防護が国際機関や

各国の当局によって現在どのように開発されつつあるかについても簡単に要約する。第3章では、放射線と生物についての我々の理解を簡単に紹介し、第4章では、*Publication 60*の16項に示されているICRPの現在の声明（「委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている」）が、環境に対する現代の関心とどのように関係しているかを探る。第4章ではまた、ICRPが環境の一部すなわちヒト以外の生物種の防護に関して、その立場と将来の役割をより明確に述べる根拠をなぜ今考える必要があるのか、その理由も幾つか挙げている。第5章では、放射線の有害な影響による環境リスクを評価する様々なアプローチを示す。提案されたシステムは、ヒトの防護のためにとられたアプローチと幾つかの国々で既に使われているかあるいは開発中の方法とを統合できるように設計されている。これらの側面については、今後作業が必要な分野についての指摘も含めて、第6章で議論する。第7章では、幾つかの結論を述べる。

1.3. 背 景

(9) 1970年代、ICRPは、ヒト以外の生物種の放射線防護に関する主たる関心は、それらを個体としてではなく、単に種としてあるいは大きな集団として防護することであると信じていた。ヒトの放射線防護の方針は、個人のリスクを非常に低く保つことであるから、ICRPは、これによって放射線レベルは一般に恐らく非常に低く保たれ、同じ環境に住むほかの種も、たとえ個体として防護されていることにはならなくても、種としては常に防護されているであろうと結論した。この結論は、*Publication 26* (ICRP, 1977)の14項に以下のように述べられている：「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、ヒト以外のほかの種の個々の生物体は必ずしも防護しないとしても、それらの種を防護するには十分妥当であろうと考えられる。委員会は、それゆえ、もし人間が適切に防護されれば、ほかの生物もまた十分に防護されるであろうと信ずる。」

(10) ICRPは長年にわたって、ヒトの放射線防護の様々な側面を扱った刊行物を数多く作成してきた。ICRPの現在の勧告における基本原則は、直接的には環境の防護に言及していない。ICRPの現在の立場は、*Publication 60* (ICRP, 1991)の16項に次のように述べられている：「委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている。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、あるいは種の間に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持っているが、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。」

(11) もっとはっきりした言葉では、方針は次のように述べることができる。

- ICRP の防護体系はヒトに対する防護を提供する。その体系は線量限度に限られていない。
- この防護体系を適用することにより、ヒト以外の種の個々のメンバーは損傷を受けあるいは死に至ることがあるかもしれない。ICRP の方針は、この限定された影響を認めてきた。
- 生態学的情報は不十分ではあるが、この防護体系を完全に適用することにより、種全体を危険に陥れたりあるいは種間の不均衡を引き起こすことはないと考えられる。もし、そうでないならば、ICRP の方針は追加の制限を必要とすることになるであろう。

(12) このアプローチは明確には述べられておらず、ヒト以外の種の防護には ICRP の線量限度だけで十分であろうと誤って解釈されてきた。ICRP は、線量限度はこの目的のために十分であろうとは主張してこなかった。またしたがって、ヒト以外の生物には、ヒトの放射線防護体系の一部として確立されている環境媒体中の放射性核種濃度の制御の結果、間接的な防護措置が十分にとられていたかもしれないが、ICRP は環境の放射線防護をはっきりとは取り扱ってこなかった。いくつかの国々では既に利用でき、あるいは開発が行われつつある方法とアプローチはあるが、環境の放射線防護をいかに行うべきかに関する適切な評価のための哲学、手順、又は指針についての ICRP 勧告はない。特に、ICRP は、ヒト以外の生物種の防護の場合に正当化あるいは最適化を考慮すべきか否か、あるいは、線量限度を設けるとしたら、どういう線量をどういう状況でほかの生物に適用すべきか、あるいは適用できるかについて、助言したことがなかった。

(13) 環境のリスクに対する社会の懸念は、国際的及び国内的な法的な関与の数が増加していることから明らかのように、政策立案者及び規制者に対して、環境を具体的にまた明確に含んだ防護戦略を制定するよう圧力をかけてきた。このことは、ヒトが存在できる適切な環境を維持するために環境を防護する必要性と、環境自体への懸念の両方を反映している。言い換えれば、これらの懸念には、幅広い有害な影響から環境を防護したいという願いに加えて、環境への電離放射線の考え得る影響についての憂慮が反映されている。この幅広い懸念に対処するためには、ほかの汚染物質のみならず放射線にも環境防護の戦略を適用できるようにすることがますます求められている。

1.3.1. 国際機関の役割

(14) 多くの国際機関がヒトの放射線防護にかかわっており、環境の防護の場合は更に多くの機関が関連することになる。したがって、これらの機関がどのような働きをし、どのような相互関係にあるかを簡単に述べることから出発するのが有用である。

(15) 原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR) は、国際連合のシステムの中にある機関で、放射線被ばくのレベルと健康への影響について評価し報告することが総会から委任されている。UNSCEAR は国連総会によって 1955 年に設立された。それは 21 か国の代表で構成され、放射線のレベルと健康影響について包括的な報告書を定期的に刊行してい

る。世界中の政府と関係機関は UNSCEAR の推定値を、ヒトの放射線リスクの評価、放射線防護及び安全基準の策定、及び放射線源の規制に関する科学的な基礎として信頼している。

(16) ICRP は、独立した公認慈善事業団体で、1928 年に国際放射線医学会議によって設立された。以前は国際放射線医学会がその親団体であったが、ICRP の作業分野は放射線医学における防護から電離放射線に対する防護のすべての面にまで広げられた。ICRP は放射線防護の原則に関する勧告を出し、その勧告はほかの国際機関や地域及び国の当局が公布するものと詳細な法律や規則の基礎となっている。

(17) 国際放射線単位測定委員会 (ICRU) は、1925 年に国際放射線医学会議により設立された。その主な目的は、放射線と放射能の量と単位、これらの量の測定と適用に適した手順、これらの手順を適用する際に必要となる物理データについて、国際的に受け入れられる勧告を出すことである。

(18) 国際原子力機関 (IAEA) は、国際連合に属する科学と技術に基礎を置く独立した政府間組織である。それは、原子力分野における科学技術協力のための政府間の討論の場として、また、原子力保障措置協定の適用及び民間原子力プログラムを対象とした検証措置のための国際査察機関として役立っている。IAEA は、加盟国が原子力の科学技術を様々な平和目的のために計画し使用することを支援している。IAEA はまた、原子力安全基準を策定し、電離放射線に対するヒトの健康と環境の防護のみならず、原子力技術の応用における高度の安全の達成と維持を推進している。

(19) 原子力機関 (NEA) は、27 の工業国による政府間組織である経済協力開発機構 (OECD) の専門機関である。NEA は、加盟国が平和目的での核エネルギーの利用を安全に、環境に優しく、また経済的に行うのに必要な、科学的、技術的及び法的基盤を維持し整備することを支援している。

(20) 欧州委員会 (EC) は、欧州連合 (EU) の執行機関で、政策を管理し、国際取引と協力協定の協議を行っている。EC は EC の政策を立案し、EU の一般的な利益を代表して、EU の諸条約の (なかんずく環境及び放射線防護の問題に取り組む) 監視者として、EU の法規が正しく適用されることを確実にするために活動している。EC は、政策立案の起点としての役割を持っているが、政策、措置及び立法に関するすべての主な決定は、加盟国の大臣により、欧州理事会において、欧州議会との共同決議 (場合により、特にユーラトム条約下での立法については、協議) で行われる。EC の役割は、EU が加盟国の結び付きをより緊密にする方向に働くよう保証することである。放射線防護と環境防護については多くの活動がある。EC の幾つかの指令は放射線防護を規制しており、それらは加盟国の国内法によって履行されている。EC はまた、加盟国内及び加盟国間で行われている放射線研究の支援も行っている。

(21) 国際放射線防護学会 (IRPA) は、放射線防護に携わる関係者が意見を交換し、放射線防護を進展させる媒体を提供することを主要な目的とした国際組織である。ここでは、放射線に起因する危険に対するヒトと環境の防護に備え、それによって人類の便益となる放射線の医学、科学、及び産業への安全な利用を促進するために、科学、医学、工学、技術及び法律と

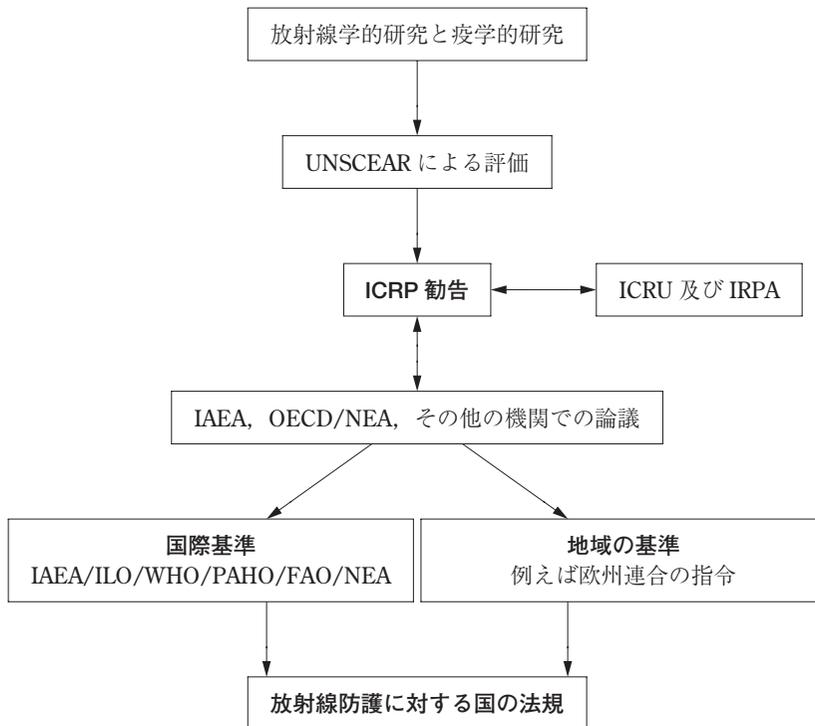


図 1.1 ヒトの放射線防護における科学から規制までの流れ

いった学問分野の関連する側面が含まれている。IRPAの主な任務は、放射線防護に関する議論を目的とする国際会議を準備したり、支援することである。これらの会議の中でも、IRPA自身の国際会合が最も重要で、1966年以来およそ4年ごとに開催されてきた。さらに、IRPAは、関係する国際機関を通じて広く一般に受け入れられる放射線防護の基準又は勧告の策定と継続的な見直しを奨励している。

(22) 国際放射線生態学連合 (IUR) は、放射線生態学における結果と成果を評価し、これらの成果を広く聴衆に伝えることに専念している非政府組織である。

(23) これらの国際機関はすべて、互いに様々な形で関係している (図 1.1)。簡単に言うと、UNSCEARは学術文献に公表された研究を評価する。次いでこれらの評価はICRPによって、ヒトの放射線防護に関するその勧告の基礎として用いられる。ICRPはICRU及びIAEAとも情報と意見を交換する。IAEAは、ほかの組織、例えば国際労働機関 (ILO)、世界保健機構 (WHO)、汎アメリカ保健機構 (PAHO)、食糧農業機関 (FAO) と協力して、ICRPの勧告を解釈し、安全基準と放射線防護の実際的な指針に変換する。ICRP勧告は、地域と国のレベルでは、関連する放射線防護法令を導出する基盤として通常用いられている。

(24) 環境の防護の場合、追加の国際機関、例えば国連環境計画 (UNEP)、国際自然及び天然資源保護連合 (IUCN) が、防護体系と基準の必要性についての科学的、倫理的、及び法的基盤を定める役割を果たしている。

1.3.2. 放射線と環境

(25) 多くの国際的な協定や規定が、放射線を含めた汚染全般に対する防護を要求しているにもかかわらず、現在のところ電離放射線に対する環境の防護にはっきりと言及した国際的に合意された規準又は方針は存在しない。各国の政策綱領や規則のみならず、幾つかの国際条約や政策においては、環境防護の意思決定を支持する具体的な手順と規準を整備する必要性も表明されている。このように、ヒトを防護するための ICRP の現在の体系は、ヒト以外の生物集団に対してある程度の防護を間接的に提供するけれども、現在のアプローチは透明性に欠けており、また放出された放射性核種は、ほかの生物種が受ける線量率とヒトが受ける線量率とがとねに異なるように分布するであろう。国際的なレベルで承認された政策も、評価、規準、又は基準に対する技術的基盤もないことから、いろいろな状況のもとで環境が放射線の潜在的なインパクトから十分に防護されているかどうかを決定又は証明することは非常に困難である。明確な評価の枠組みを国際的に構築することにより、意思決定過程を支持し、それに透明性を持たせられるであろう。前にも述べたように、この問題は、環境の放射線学的評価のアプローチを開発あるいは改良する目的で、多くの国で現在追求されている。国の規制機関のみならず、多くの国際組織や国際機関における構想や開発は、それゆえ、どのように進めていくのが最もよいのかについての入力情報を既に提供している。

(26) 幾つかの国際条約は、環境の放射線防護の必要性を強調している。「使用済み核燃料管理の安全及び放射性廃棄物管理の安全に関する共同条約 (Waste Convention 1997)」は、IAEA との協力で成立した。この条約は 1997 年に採択され、2001 年 6 月に発効した。この条約は、個人、社会及び環境を放射線の有害な影響から防護することを目的とし、次の声明が含まれている：「各締約国は、使用済み燃料管理 (放射性廃棄物管理) のすべての段階において、個人、社会及び環境が放射線の危険に対して十分に防護されるように、適切な措置をとらなければならない。」

(27) 北東大西洋の海洋環境防護に関する OSPAR 条約 (OSPAR, 1992) の一環として、締約国は、「汚染を防ぎ、排除するためにあらゆる可能な措置をとり、またヒトの健康を守り海洋の生態系を保全するために、海域をヒトの活動の有害な影響から防護するために必要な措置をとる」ことに同意した。さらに、1998 年に Sintra で開催された OSPAR 委員会の閣僚級会議 (OSPAR, 1998) において決定された、「放射性物質に関する OSPAR 戦略」では「電離放射線による海域の汚染を抑制するために、放射性物質の放出、排出及び漏出を漸進的にかつ大幅に減らし、最終的な環境濃度を自然起源の放射性物質についてはバックグラウンドに近いレベルに、人工放射性物質についてはゼロに近いレベルにする」という目標が合意された。実際、この戦略は、2020 年までに、放射性物質の放出及び排出を、そのような放出、排出及び漏出による海洋環境中の歴史的なレベルからの増加分が、ほぼゼロになるまで減らすべきであることを意味している。この戦略は更に、OSPAR 委員会が海洋環境を放射性物質の悪影響から防護するための環境品質規準の策定に着手し、その進捗状況を 2003 年までに報告することを求めている。

(28) 現行の「電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準」(IAEA, 1996) の範囲は、ヒトの防護に限定されており、ICRP *Publication 60* の線に沿って、「この目的のために十分な防護基準は、ほかの生物種の個体に害を生ずるかもしれないが、その種を集団として脅威にさらさないことは確実であろうと考えられる」と述べている。しかしながら、IAEA *Safety Fundamentals* 「放射性廃棄物管理の原則」(IAEA, 1995) には、「放射性廃棄物は、環境防護を受容可能なレベルとするように管理されなければならない」という要件が含まれている。ほかの諸原則には、持続可能性に関する関心と協議すべきほかのすべての国の権利が反映されている。

(29) IAEA は、ほかの幾つかの機会においても、環境防護のはっきりとした問題に取り組んできた。1970 年には、IAEA は専門家パネルを招集して、放射性廃棄物の海洋への投棄を制限するための原則を評価した。とりわけ、このパネルでは、「電離放射線が生物に及ぼす影響とそれら生物の感受性の高いライフステージに関する研究を、特に遺伝子、集団及び生態系レベルでの影響について、続行すること」が勧告された。引き続いて、この問題に関する専門家会合が何回か開催され、その結果は、報告書「水生生物及び生態系における電離放射線の影響」(IAEA, 1976) として刊行された。ほかの IAEA の仕事としては、1972 年のロンドン条約を支援するものとして、放射性廃棄物パッケージの海洋投棄による海洋生物種に起こり得る影響について調査し、1979 年には、IAEA は報告書「水界生態系への放射性物質のインパクト評価方法」(IAEA, 1979) を刊行した。さらに、「低レベル放射性廃棄物の深海処分が海洋生物資源に及ぼすインパクトの評価」という報告書 (IAEA, 1988) では、海底あるいは海底近くに生息する幾つかの「代表的な」海洋生物種への線量について議論している。1992 年には、陸上及び淡水環境への放射性核種の放出による影響を取り扱った「現行の放射線防護基準が意味するレベルにおける植物及び動物への電離放射線の影響」という報告書を刊行している (IAEA, 1992)。

(30) 1999 年に IAEA は、環境防護の枠組みと規準を確立するための様々な問題点とアプローチを示した報告書「電離放射線の影響からの環境の防護」(IAEA, 1999) を刊行した。もっと最近には、「電離放射線の影響からの環境の防護における倫理的考察」(IAEA, 2002 a) が刊行された。IAEA は、ほかの国際組織と協力しながら、環境の放射線防護に関する安全基準文書の整備に向けた作業を継続している。また、このテーマに関する専門家会合の開催による情報交換を助成しており、そのうちで最も最近の会合は 2001 年 11 月に開催された (IAEA 2002 b)。

(31) その会合において、参加者は「環境（あるいはその生物要素）の放射線防護体系を開発する必要性」について合意した。その専門家会合では、「生物相の防護と、非生物要素を含む環境の防護とを区別すること」の必要性を認めたが、「最初の焦点は生物の防護であるべきである」ことが合意され、国際的な調整と協力の必要性が認識された (IAEA 2002 b)。その IAEA 事務総長への報告書の中で、会合は、IAEA が「実際に基づいた安全基準の策定に向けて作業を継続すること」を督励し、また IAEA が「個体において顕在化した影響がもっと高次

の組織レベル（集団，群集及び生態系）にどのように現れるかについての考察と，いろいろな線源からの移行係数を取りまとめる上で潜在的に価値のある役割を担う機関である」ことを確認した。会合ではさらに，「標準生物を用いることが，放射線影響から生物相を防護するための体系を開発する上で採用されるべき妥当なアプローチである」ことについて合意し，また「高次の組織レベル（例えば集団）への影響は個々の生物が影響を受ける場合にのみ生じること，及び，影響に関するデータは，高次の組織レベルについてよりも，個体について一般に入手できること」を認識した（IAEA 2002 b）。

(32) 1996年，UNSCEARは，ヒト以外の生物相の線量計測と線質係数で遭遇する特定の問題，実験研究からの経験，通常放出の結果としてある環境について行われた観察，及び事故放出後の観察結果等を考慮した，環境への放射線影響に関する包括的な報告書を刊行した（UNSCEAR，1996）。この報告書は，このテーマについて何十年にもわたって行われてきた数多くの研究を取りまとめたものであり，規制機関による基準及び勧告の策定への科学的背景となる資料として役立っている。

(33) OECD/NEAは，廃棄物の最終地層処分に関する環境及び倫理上の原則を取りまとめ（OECD，1995），また近年，環境防護に関するICRPの現在の見解を明確にする必要性を確認した（OECD，2000）。NEAはICRPと協力して，環境の放射線防護について議論するための3つの国際フォーラムを組織している。最初のフォーラムは2002年2月に，規制者，政治家，科学界，産業界，及びIAEA，EC，WHO，ILOといった国際機関並びにIRPAとグリーンピース・インターナショナルのような非政府組織を代表する，20か国，7国際機関からの参加者と共に，環境の放射線防護に関するICRP勧告のためのしっかりした技術基盤と基準を策定することを目的として開催された（OECD，2002）。これらの会合は，幅広い利害関係者の意見を取り込み，また，環境防護のための委員会勧告が，実際の防護体系全般において社会に対する便益ともバランスを取りながら，環境に対する便益を提供することを保証する助けとなるであろう。

(34) 1997年，IURはECと協調行動を起こした。その最初の結果は2000年に刊行され，ヒト以外の生物種の防護のための枠組みが，初期の研究（Pihet，1998；Strandら，2000）から導かれる知識を体系化するために緊急に必要であると結論した。環境放射線防護についての暫定的なアプローチが，関連する量と単位，標準生物，環境移行モデル，標準線量計測モデル，及び標準生物に対する表にまとめられた線量率／影響に関する情報を含んだ今後の学術研究を方向付けるために確認された。IURは，研究活動と今後の作業の優先度に関する情報を集めており，2001年10月の「環境防護に関するコンセンサス会議」の主催者の1つであった。この会議のコンセンサス声明（IUR，2001）には以下のような指導原理が含まれている：「ヒトは環境の不可欠な部分であり，ヒトの尊厳とニーズに特権を与えることは倫理的に正当化されると主張できるが，その一方で，環境に対しても十分な防護を提供する必要がある。環境防護に関する政策策定には，科学に加えて，社会的，哲学的，倫理的（損害又は便益の公平な分配を含む），政治的及び経済的な考察を含めなければならない。このような政策の策定は，公開で，

透明性を持ち、参加型で行われるべきである。すべての汚染物質に対して環境防護のための同じ一般原則が適用されるべきである。」

(35) 1997年の北極地域評議会（北欧諸国、ロシア連邦、カナダ、及び米国で構成）は、北極地域における環境の防護のために、評価と防護についての枠組みを構築する必要性を確認した。これにより、1998年から2002年の期間におけるプログラムが策定され、2002年10月にフィンランドで開催された北極地域評議会閣僚会議において報告書が承認された。北極地域評議会は、IUR及びECとこの問題について協力してきており、当初は生物相の防護に焦点を当て、標準生物を使うことも承認している。（当初の焦点を生物相の防護に当てた）環境防護の問題は、2002年4月の北海に関する閣僚会議においても検討された。この会議では環境防護の枠組みについての国際的なコンセンサスを達成するためにIURその他が進めている活動が承認された。

(36) 放射線防護と環境防護に関連したEC指令は数多くあるが、公衆と作業者のための基本安全基準（96/29/EURATOM Directive, CEC, 1996 a）は、ヒトに対する線量と防護に焦点を絞っている。一般的に環境の防護に関連した欧州指令の例は、「総合的な汚染の防止と管理に関する指令」（CEC, 1996 b）、「自然生息地及び野生動植物相の保全に関する指令」（CEC, 1992）、「水に関する枠組み指令」（CEC, 2000）, 及び「特定プロジェクトの環境へのインパクトに関する指令 85/337/EEC」（CEC, 1985）である。後者の指令は、あるプロジェクトの進展が承諾される前に、（プロジェクトの種類、規模あるいは場所から判断して）環境に対して著しい影響がありそうなプロジェクトについては、その予想される影響についての評価を前提とすることが確実になされるように計画されている。環境インパクト評価では、ヒト、動物相、植物相、非生物環境（土壌、水、空気）、有形資産、文化遺産、及びこれらの要因間の相互作用を考慮しなければならない。特に放射性廃棄物の地層処分に関連して、85/337/EECの範囲と適用に関する研究が、2000年にスペインのコルドバで開催された「放射性廃棄物管理の安全性に関するIAEA会議」で発表された（Webster, 2000）。多くのプロジェクトに対して環境インパクト評価を求めることにより、「最良事例」が示され、様々な国におけるアプローチを調和させることの利点について考察することができるようになる。

(37) EUにおける環境防護を実証するシステムの必要性についての意識の高まりと生物相の防護の実証に関する現在の作業にかんがみて、ECはこの分野の科学研究に資金を提供している（StrandとLarsson, 2001）。例えば「環境インパクト評価の枠組み」（FASSET: Framework for Assessment of Environment Impact）プログラムは、ヒトと環境の防護の観点で、放射線損傷が生物相に起こりそうかどうかを判断するための科学的根拠を得ることを目的としている。「北極地域における電離性汚染物質に対する環境の防護（EPIC: Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic）」の研究も進行中であるが、これもECの資金を受けており、北極地域における環境中の放射性核種の移行調査、生物相による取り込みのモデル化、潜在的な線量及び線量と影響の関係を評価するための標準生物相の同定、ほかの汚染物質との環境インパクトの評価の統合が実施されている。

(38) 各国のプログラム、特に米国、カナダ、ロシア、英国、及びフランスにおけるプログラムの作業から既に多くのことが知られている。しかし、当局—この場合は米国エネルギー省 (USDOE)—が環境の放射線防護のための要件と手引きを作成し、現在、水生生物相の防護のための放射線量限度を定め、また自身の施設の幾つかについて、陸生生物相の防護のための限度を提案しているのは、米国一国だけである (USDOE, 1996)。USDOE は、これらの線量率指針に適用可能な、生物相の防護を証明するための段階的アプローチの中で、標準生物のセットを用いたスクリーニング方法を開発した。これに加えて、現行の EC 多国間研究プロジェクト FASSET と EPIC の成果が 2003 年に予定されており、様々な生態系における環境インパクトを—「標準動植物相アプローチ」を使って—評価するための体系的な枠組みを作ることができるようになるであろう。カナダでは、カナダ原子力安全委員会 (CNSC) が、電離放射線及びほかの環境汚染物質のヒト以外の生物へのインパクトを評価するための統合的な枠組みについて作成中の手引きと同様の方向に進行している (例えば、Bird ら, 2003)。これらの枠組みは、意思決定者と利害関係者に情報を提供するための科学的根拠に基づいた評価のアプローチを提供することを意図したものである。これらのプログラムの成果は、ほかの国内及び国際的な作業の成果と合わせて、国際勧告と手引きの作成に貢献するであろう。幅広い国際的なコンセンサスの構築及び勧告と手引きの各国の法律文書への組み込みは、したがって、2003 年以降も続きそうである。

(39) したがって、まとめると、長らく維持されてきた人間中心の環境問題へのアプローチから、環境中の生物及び無生物要素の両方を包含するアプローチへの社会の移行が明らかにあるようである。そして、最近の条約、原則、報告書、及び声明のすべては、環境を放射線の影響から防護することができ、また防護されるであろうことを、明確に実証する必要があるという、現在広く持たれている見方を支持している。

2. 現在の環境管理の原則

2.1. 社会は環境リスクに現在どのように取り組んでいるか？

(40) 環境のいろいろなリスク、それらの同定、及びそれらの管理は、すべて近代生活の一部である。我々が一部を構成する環境は、我々の事実上すべての日常活動の結果として、我々がそこから取り除いたり、加えたりするものの両方に関し、大部分は管理されたものである。しかしながら、このようなヒトに与えるインパクトは、何らかの形で環境を「防護」する多くの手段や措置がとられるような規模である。そのような措置は必ずしも組織的なものではなく、したがって環境防護とは実際のところ何を意味するのか？という疑問が生じるのは無理からぬことである。また、これが単なる科学的な疑問ではないのは、防護の対象となっている環境影響の定性的及び定量的評価に加えて、これが問題になるのかどうか、又誰にとって問題なのかについての評価を参照することにより、初めて答えられるものであるからである。したがって、出発点として都合がよいのは、環境防護の考え得る倫理的根拠—単数又は複数—と、この問題の科学的及び法律的側面とのつながりを調べることである。ある諮問グループが最近、IAEAのためにそのような作業を行っており (IAEA, 2002)、IAEA 加盟国及びICRP を含む様々な国際組織からの参加者による一連の専門家会合を通じてその成果を検証している。その結論は、要約すると、以下のとおりである。

(41) 倫理的な考察は、環境防護のような概念の導出に明らかに重要なことである。その必要性が何の疑問もなく一般に受け入れられてきたヒトの防護についてさえも、様々な倫理的考察が重要な役割を果たしてきており、今後も果たし続けるであろう。例えば、電離放射線に関する防護体系を提供する際に、防護レベルを最適化するためのICRPの「ALARA」の原則は、功利主義倫理、すなわち最大多数の最大利益と合致しており、その帰結であるとみなされてきた。一方、線量限度を適用してそれを拘束することは、義務論的倫理すなわち個人の権利と個人に対する義務に合致するものとみなされてきた (Shrader-Frechette, 1994 ; ICRP 2001 b)。

(42) 同様に、様々な倫理的な見方が、環境、環境に及ぼすインパクト、及び結果を管理する最善の方法に対する人々の見方に影響を及ぼしてきた。そのような倫理的な見方の違いが、次には、世界中での様々な社会、文化、信仰、及び法律上の違いとなって現れる結果となっている (Rawls, 1971 ; De Shalit, 2000)。このように、電離放射線についていかに最も良く環境を防護するかの問題に取り組むためのどのような体系的アプローチも、様々な見方とその結果をできる限り調整しなければならない。

(43) IAEAによる研究 (2002 b) で、有用な3つの構成要素からなる倫理的なものの見方のスペクトルが示された。すなわち：人間中心主義、生物中心主義、及び生態系中心主義で

ある。これらの見方は、この世界において何が道徳上の地位を持っているか、それは何故か、という哲学的な論争から生まれたものである。問題を本質的に、かつ大いに単純化すると、これらの3つの見方は以下のようにまとめられるかもしれない：

- 人間中心主義：ヒトは、道徳的地位を有する主要な、又は唯一のものであり、そのためヒトに影響が及ぶときにのみ環境に関心が持たれる；
- 生物中心主義：道徳上の地位はほかの生物種の個々の構成員にまで拡張することができ、かつ拡張される。したがって、その帰結として、ほかの生物種の個体に対する義務が生じる；及び
- 生態系中心主義：道徳上の地位は、景観—川や山—を含んだ、事実上環境にあるすべてのものに拡張され得るが、焦点は、例えば個々の、あるいはすべての構成要素の道徳的重要性ではなく、生態系の全体性と多様性にある。

もちろん、これらの幅広い3つのカテゴリーのそれぞれの中において、見方には大きな幅がある。

(44) 人間中心主義の見方は最も理解しやすく、ほかの2つはそれ程ではない。生物中心主義の見方はかなりまちまちであるが、それらの多くに共通する特徴は、例えば、多くの動物は喜びや苦痛を経験できることから、感覚を持っていることを「科学的」に示すことができるという事実から生ずる、道徳的義務の認識である。これらの考察の結果は、動物の「権利」と動物の「福祉」に対する姿勢に反映され、こうして、各国の法律—理由は何であれ、動物を用いた実験に関する法律のような—に反映されている。感覚以外の生物学的特性も関係があると考えられるかもしれず、幾つかの生物中心主義の見方では、すべての生物個体は固有の価値を持ち、それなりに尊重されるべきであると想定している。生態系中心主義の見方を持つ人々は、生態系の福祉を最適化すべきであると信じており、そのような最適化をどのようにして実現するかについては合意できないかもしれないが、最も重要な道徳上の地位は生態系にあることには合意している。人の立場も、また環境のほかの生物種や物理的構成要素に与えられている権利と比べて人が特別な「権利」を持つと考えられている程度も様々である。そのような見方は、多くの文化や信条において、しばしば明確に認めることができる。個人は、その生涯においてあるいはいろいろな状況に直面したときに、自らの倫理的な見方を変えるかもしれないことも認めなければならない。しかし、このような見方はまた—そして重要なことには—社会の社会的、文化的、信仰的レベルで集団でも反映されている。

(45) それでもなお、このような基本的倫理観の相違や環境に対する態度を考慮すれば、次のような疑問が生じるのはもっともなことである：人はこのような問題について、コンセンサスを得るための何らかの共通の基盤を特定することができるだろうか？ IAEAの諮問グループは、締約国が世界中の様々な文化を代表するだけでなく、それらの文化が—国のレベルで—環境問題に対する姿勢にどのように反映されているかを示している近年に締結された多数国間の環境協定で、その種類と内容を調べることにより (IAEA, 2002 b), この疑問に取り組んだ。以下の合意部分は特に関係があると考えられた。

- 持続可能な発展。1992年の「リオ」宣言（UN, 1992）は、この概念を浮き彫りにした。持続可能な発展は、経済的発展、環境防護及び社会的平等の相互依存を認める必要性と、したがって現在及び将来世代の、ヒトと環境の両方の要求を守りそれに備える義務に関連している。この宣言は、予防原則を含むほかの多くの概念を含み、またはっきりとそれらに言及している。
- 保全。生物種と生息地の両方の保全に関係した国際協定はたくさんある。これらは本質的に、個々の生物種あるいは多くの生物種が生息している地域の持つ「重要性」又は「脆弱性」に関連しており、例えば、移動性の生物種が安全に移動でき、その自然な移動の範囲を通じて生存できるように保証する必要性のような、特にそれらを防護するための国際レベルでの合意の必要性に関するものが多い。
- 保存。保存は、自然の価値を汚れないもの、人のニーズとは無関係なものとして認識する。環境保存主義者は、原生地域、すなわち人による劣化や資源利用等にさらされていない土地の価値を主張する；彼らは、自然が保たれた地域には、それ自身の中だけでなく、発展性、靈性、及び自然のシステムとしての重要な文化的価値があると認識している（NRC, 1993）。多くの国々で、また国際的にも（例えば UNESCO）、保存の原則は、人の活動が厳しく制限された自然保存地域の設立という結果をもたらした。
- 生物多様性の維持。この義務もリオ宣言に端を発するもので（UN, 1992）、それぞれの生物種内、異なる生物種の間、更に様々な生息地や生態系の間にも本来ある生物多様性を維持する必要性を認識している。
- 環境正義。リオ宣言のもう1つの特徴は、国の司法権あるいは法規制の範囲内の活動が、ほかの国の環境を損なわないことを確実にする責任を明確にしていることである。このことは、言い換えると、環境正義の一般原則すなわち「環境に対する便益と損害」と呼ばれるかもしれないものの分布に不平等が生じる可能性があり、また生じているという事実を考慮する必要性を反映している。国々の間でそのような違いが起こるようなところでは、利益を再分配するか、損害を補償することによって対処することが期待される。そのような行動は、確かに、環境防護が実際何であるかを定義するよりも、その達成にいかに取り掛かるかということである。しかし、それらの背後にある概念は非常に重要である。国境を越えた利益と損害の不均衡（国境を越えた汚染等）は、分配の公正（あるいは不正）の概念と関係があり、また、そのような汚染の復旧や損害賠償の必要性は、因果応報の概念と関係がある。両方の概念には、環境の損傷を定量化する暗黙の能力に加え、それが損傷した場合には、それを回復するか又は何かほかの方法で補償するという道徳的ニーズが本来あることに注目することとも関係がある。
- 人の尊厳。これもまた、国際的に意見の一致を見ている概念である。これは、国連憲章の礎石である（UN, 1945）。人の尊厳は、環境防護の概念にも、またいかにしてそれを達成できるかにも関連している。それは、個人の権利の尊重と、結果として生じる人の見方の幅とを尊重する必要性を認めている。したがって人の尊厳は明らかに、人間中心

主義の見方に対して、社会の中には生物中心主義及び生態系中心主義の見方が存在し、それらにも同等の正当性があること、さらに、インフォームドコンセントの過程において、これらの見方を考慮する義務を認識することを要求する。人の尊厳は現在、個体又は生態系の一部としてのほかの生物に提供されている防護の方法とその理由について、—現在の法的立場にかかわらず—いろいろな個人的見方があることもまた認識している。さらに、例えば「自然に存在しない」化学物質が環境において生物に与えるかもしれない影響、又はその環境に生物が存在しなくても持つかもしれない影響とは関係なく、そのような物質が自然環境に存在するといったような、あらゆる種類の異なる形の環境の攪乱のゆえに、人の尊厳が挑戦を受けたり損なわれたりすることがあることも認識されている。

(46) 想像のとおり、これらの「原則」のすべてから、環境防護のための1つの倫理を引き出す単純な方法はない。しかし、上で設定された合意部分は、現在、社会が意味する環境防護とは何か、またそれがどのように達成されるだろうかについて、概念を組み立てるのに役立つ、その概念の中で、より具体的な側面に有効に取り組むことができるであろう。

(47) 環境汚染物質のインパクトについての我々の理解が一般にそうであるように、生態学についての我々の理解が不完全であるという事実にもかかわらず、環境を防護するための多くの方法論と規制が長年にわたって開発されてきた。これらの限界を考慮することにより、環境の防護を目的とした幾つかの「原則」が採用される結果となった。これらの運用上の戦略のうち最も関係のあるものについて、その定式化や実際の適用においては様々な変形があるが、以下のようにまとめることができる。

- 汚染防止の原則 これは、排出は、社会・経済的な要素を考慮して、実施可能な範囲で制御すべきであるとする主張である。
- 予防原則 これは、深刻なあるいは取り返しのつかない損傷の恐れがある場合、科学的に十分確信が持てないからという理由で、環境の劣化を防ぐ費用効率の高い措置を先延ばししてはならないとする主張である。
- 利用できる最善の手法や技術を使う原則 これは、環境への通常放出は、技術的に利用でき、経済的に実現し得る最も頑健な技術や管理方法を使うことによって、そのような行動の便益が、環境への害又は直接の経済的便益の観点から評価することが困難かもしれない状況（環境防護のような場合）であっても最小限に抑えるべきであるという主張である。
- 代替原則 これは、より安全な代替法が既に利用可能、あるいは近い将来市場に投入されるかもしれないような場合には、これらを当該活動／製品の代替として奨励すべきであるとする主張である。したがって、害が立証されるのを待つのでなく、環境防護を改善するために、技術主導による変更（最善の環境オプション）が許される。
- 汚染者負担の原則 これは、「汚染発生者」は、自らの「汚染」活動による環境影響及び経済的影響に対して責任があるという主張である。この原則は、1992年のリオデジ

ャネイロで開催された国連環境開発会議ではじめて幅広く議論された。出席したすべての国や民族の代表者は、この原則を承認した。

- インフォームドコンセントの原則 これは、計画段階に始まり、引き戻すことができないような決定が行われるよりもずっと前からの、対話と公衆参加の必要性を強調する。ある利害関係者にとっては、その意思に反した決定となることは避けられないかもしれないが、意思決定にそのような透明性を持たせることにより、すべての利害関係者の主張の分析と理解ができるようにすべきである。透明性は、通常、環境インパクト評価を行うことによって確保される。

(48) これらの原則を様々に適用した結果、科学的な証拠に基づく環境影響の最小化と、社会・経済的検討に基づいて達成できる程度までの汚染防止を組み合わせた環境防護の規制が得られた。よい環境行為では、その目標は、環境防護において、科学的な面（すなわち、不確実性と変動性との考慮を含む環境影響の評価）と管理的な面（軽減措置の実施と環境管理目標の設定を決める社会・経済的要因）とを明確に分離することであるが、実際には、科学的側面と管理的側面は、データ、モデル及び枠組みにおける不確実性と変動のために、分離することはできない（NRC, 1996）。

(49) 環境防護の規制要件はしばしば、「環境に有意な悪影響がないこと」と記され、又は、物質は環境自体あるいは環境の生物多様性に短期的あるいは長期的に「有害」な影響を与えるか又は与えるかもしれないような量、濃度、あるいは条件で環境中に入るべきではないと書かれている。したがって、環境評価の方法（例えば、生態学的リスク評価）は、そのような環境目標が特定の産業活動に対して提案されている管理によって満足されるかどうかを実証することができ、また、もし影響の発生が予測されるときには、環境に及ぼす害のレベルを記述することができなければならない。このことは、時として、予測又は観察される環境の外圧が比較できるような、環境に「予想される影響がない」ことを示す環境防護のベンチマーク（例えば、限度、規準、基準）の整備を要求してきた。実際の又は潜在的な環境価値がこれらのベンチマークを上回るときには、（不確実性のレベルを示すとともに）潜在的な影響の定量化が必要である。

(50) 放射線に対して構築される環境防護のいかなる枠組みも、したがって、上に概要を説明してきた原則を認めて受け入れる必要があり、また、同じ施設あるいはほかの産業活動からの非放射性物質の排出に対して実施されている、ほかの環境防護アプローチと両立する必要がある。

2.1.1. 持続可能な発展

(51) 1972年にストックホルムで開かれた「人と人間環境に関する国連会議」（UN, 1972）は、人間環境の防護と改善の原則を決める初めての国際会議であった。その後、1980年に「世界保全戦略」（IUCN, 1980）が刊行された。これは、国連環境計画（UNEP）の委任で、国際自然・天然資源保護連合（IUCN）が作成したものである。報告書の目的は、生物資

源の保全を通じて、持続可能な発展の達成の促進に役立たせることであり、それは、生物資源の保全が、人の生き残りとして、そして持続可能な発展の概念にとって、必須であると認識されたからである。報告書は、また、優先保全の問題と、それらの問題を取り扱うための主要な要件を定めている。

(52) Brundtland 報告書 (World Commission on Environment and Development, 1987) はさらに、天然資源を枯渇させたり、環境に害を及ぼさずに持続できるような経済発展の形式に向けて前進することの緊急性について世界に対し更なる警告を発した。持続可能な発展の概念は、「将来世代が自らのニーズを満たす能力を損なうことなく、現在のニーズを満たすような発展」と定義された。概して、この定義あるいはこれと類似の定義が、各国の当局やそのほかの国際フォーラムにおいて受け入れられてきた。報告書は、生物学的な多様性又は「生物多様性」を保持する必要性も強調している。

(53) その後、1992年のリオデジャネイロにおける環境と開発に関する国連会議 (UN, 1992) では、環境防護の多くの一般原則、例えば、リオ宣言、生物多様性条約、及びアジェンダ 21 作業プログラムを決めた。リオ宣言では、ほかの事項の中でも、環境防護が持続可能な発展の概念の不可欠な部分でなければならないと強調している。生物多様性条約 (UN, 1992) は、同様に、すべての生物が生態系の構成に寄与していることの認識の重要性を強調している。条約では、生物多様性の概念は、「生物体及び生物体の一部を構成する生態学的集合体における変動性、したがって種内、種間、そして生態系の多様性」と定義された。リオ宣言とアジェンダ 21 行動プログラムは、政府に対して、国内の生物多様性の評価を行い、その保存と維持の戦略を立てるように求めている。

(54) 1992年以來、持続可能な発展の概念は、環境防護を目指した努力を含め、国レベルで継続的に行わなければならない多くの実際的な考察や意思決定にますます大きな影響を与えるようになった。しかし、この概念は社会の要求の変化に応じて変化するかもしれない、また保全と保存の機会も変化することがあるので、概念自体は発展のための最終的な目標を規定するものではない。したがって、現在の選択枝の範囲全体を将来世代にすべて引き継ぐという重要な義務があるものの、主に経済・社会的理由で社会が行動を起こす能力には、常に制限が課せられるであろう。このように時間の次元を強調することは、持続可能な発展にとって極めて重要である。これはまた、それらの活動のライフサイクルに関する見通しから切り離して、諸行為を分析することはできないことを意味している。

(55) 社会的要因と経済的要因は、しばしばぶつかり合うことがある。例えば、環境媒体中に低レベルの汚染が存在すると、汚染による損害自体はどの時点においても受け入れられるレベルであっても、影響を受けた地域の生産品の市場価値を下げることによって経済的資産に影響を与えるかもしれない。さらに、環境リスクを評価し管理するため、及びこれらの問題を公衆に周知するための頑健な枠組みは、詳細な情報を持った上での意思決定のための前提条件である。したがって、持続可能な発展には、経済的、倫理的、及び社会的要因とともに環境的要因についての十分な考慮が必要である。

2.1.2. 生物資源と生物学的多様性

(56) 公衆の健康の防護と環境の防護は、持続可能な発展の全体的な枠組みの中で、相補的な—又は代替的な—エンドポイントとみなすことができる。しかしながら、公衆の健康の防護がはっきり定義されたエンドポイントを持っている一方で、環境の防護は、潜在的に、広い範囲の生物学的なエンドポイントを含んでいる。

(57) さらに、持続可能な発展の観点からは、考慮しなければならない2つの側面がある：すなわち、生物多様性の維持と生物資源の保全である。生物多様性の維持は、環境を防護するためにとられるすべての行動の1つの目的であるが、一方、生物資源の保全は、人の生存と一般的な福祉のために必要とされる。しかし、これらの2つの側面は、相互に関連しているに違いない。それゆえ、リオ宣言の原則4（UN, 1992）では、これに関連して、持続性を次のように述べている：「生物多様性の生物学的構成要素を、生物多様性が長期的に減少しないようなやり方で、また、減少しないような割合で使用すること、そうすることによって、現在及び将来世代の需要を満たす潜在的能力を維持すること。」

(58) 生物多様性条約（UN 1992）で与えられた生物多様性の定義も、ヒトが生活する環境をもちろん集団で構成する様々な生態系の機能の重要性を強調している。それにもかかわらず、生物多様性は静的なものではなく、動的で常に変化している。したがって、生物多様性の保存は、ある状態の保全を意味するのではなく、さもなければ、そのようにはならなかったようなやり方で多様性の発展をもたらすであろう有害な影響に対する防護を意味する。また、リオにおける国連会議は、生物資源を「人類のために実際に又は潜在的に使用される遺伝的な資源、生物あるいはそれらの一部分、集団又は生態系のすべてのほかの構成要素」と定義している（UN, 1992）。

(59) 上記の原則は、放射性物質の環境放出を含めた人間活動の制御を要求する国際条約及び国内法の整備を支援してきた。もし、環境の放射線防護のいかなる体系も、社会が設定する法的、倫理的及び政治的な枠組みと適合しなければならないとすれば、この社会の目的を支援するためにICRPはどのような役割を果たし得るかについて、自問しなければならない。ICRPは、その勧告が国内法規の基礎となってきたヒトの放射線防護に関して、これまで果たしてきた、また現在も果たしている役割と同様の役割を、環境の防護について果たすことはできないのは明らかである。したがって、以下の章では、放射線生物学、線量計測そのほかのICRPに固有の専門知識を、環境の放射線防護における国際的な努力を支援するためにどうすれば最もよく利用できるかについて述べる。

2.2. 環境リスクの評価と管理

(60) 環境の防護に関する社会の要求に適切に対処するために、環境リスクを評価し、管理するための一般的な枠組みが構築されてきた。環境リスクの評価と管理の全体プロセスは、3

つの段階に分けることができ、ここでは便宜上、「問題の定式化」、「リスク評価」及び「リスク管理」と呼ぶことにするが、これらの適用は国レベルで異なり得る（例えば、Barnthouse, 1995 ; Jones ら, 2002）。

(61) 問題の定式化の段階には、発生源と有害物質の同定及びほかの汚染物質や特定の生態学的機能との相互作用によって起こり得る影響の同定についての科学的判定が含まれる。問題の定式化の段階には、大方の場合また時にはほとんどの場合に、何が防護されなければならないかという点に関する社会の見方によって導かれることが明らかであり、どのような評価及び管理の枠組みも、信頼され、実行されるためには、社会の要求にこたえることができなければならない。防護のための特定の法規は、持続可能な発展、空気、水、生態系、絶滅危惧種、及び高い文化的価値又は経済的価値を有する生物などの、問題の定式化における結果に重大なインパクトを持つに違いない要因を含むことがある。

(62) リスク評価段階は、あらかじめ定められた目的に最も適していると考えられる被ばくと影響を解析するための手法の行使を含む。最終的な結果はリスクの特性付けであり、以降の管理活動をそれに合わせて同調させる必要がある。

(63) リスク管理段階は、環境への影響の防止、緩和、あるいは除去といった、すなわち、環境の防護をもたらすであろう決定又は行動を含む。幾つかの概念と原則は、環境を防護するための最新のアプローチと規制の開発において、暗にあるいは明確に考慮されている。ICRPの現在の防護哲学においては、行為又は介入により生じるかもしれない放射線被ばくが考慮されているが、それとは対照的に、環境防護のアプローチは、ヒト以外の生物相が産業排出物中に存在する可能性がある多くのストレス要因（放射線学的、化学的、熱的、その他）に同時にさらされるかもしれない、という事実を考慮して進化してきた。

3. ヒト以外の生物における放射線の生物学的影響

(64) 放射線の被ばくと影響に関する我々の情報の大部分は、ヒトの放射線防護に関連し、また、その必要性に役立てるために取得されたものである。同様に、人工放射性核種の環境中の挙動、影響、及び分布に関する情報の多くも、ヒトの放射線防護の必要性を満たすために取得されてきた。しかしながら、ヒト以外の種の放射線へのさらされ方は、すべての生物種が同時に同じ環境にいる場合でも非常に大きく異なる。そのため、その結果として受ける線量や線量率には、様々な植物や動物の間で（数桁の）違いがあることがあり、また、その線量を受ける組織や臓器によって違いがあるかもしれない。体外線源又は体内線源からの異なる種類の放射線の被ばくによっても、被ばくする組織や臓器が異なり、これらのすべてによって、種類の異なる動物や植物に対する生物学的影響が異なる結果となる。 α 線及び β 線放出核種の場合には特にそうである。このような変化は、これまで多くの調査のテーマとなってきた。本章ではしたがって、放射線の生物影響についてその共通した特徴の幾つかを簡単に考察する。

(65) DNAはすべての生物における放射線の生物学的影響誘発における決定的な一次標的である。このことは、動植物からとった様々な種類の細胞を用いた多くの放射線生物学研究で立証されている。すべてのDNA分子の直径は約2 nmで、エネルギーの沈着に敏感な構造の観点で、様々な生物の放射線応答には幅広い類似点がある。それゆえ、ヒトに関連した放射線機構の初期過程について公表されてきた多くのデータ（UNSCEAR, 1986, 1996, 2000）は、恐らく多くのほかの生物にも同様に関係する。

(66) 電離放射線は様々な種類のDNA損傷を引き起こすが、そのすべてが必ずしも放射線防護にとって関心のある最終的な細胞への影響に同じように重要というわけではないであろう。修復においてDNAの遺伝的な情報の欠失又は改変を引き起こす可能性のある損傷は、細胞の不活性化、突然変異、染色体異常及び細胞死について、最も重要な放射線誘発のDNA損傷であると考えられる。特に重要なのは化学的に複雑なDNA二重鎖切断であり、この損傷は、正しく修復することが困難であると信じられている（Goodhead, 1994；UNSCEAR, 2000）。

(67) 大部分の哺乳動物の細胞はほぼ同じ量のDNAを持っているが、細胞によって放射線感受性はかなり異なっている。放射線感受性も細胞周期の段階によって変化し、細胞周期の調節が細胞の放射線感受性に重要な寄与をする。実際、ずっと以前の1906年にBergoniéとTribondeauが打ち立てた放射線生物学の定説では、細胞は、活発に有糸分裂していたり、多くの細胞分裂を行っていたり、機能的に未分化の時には、放射線感受性が高いとされている。

(68) 哺乳動物では、ほとんどの細胞の産生は骨髄と小腸で起こっている。中枢神経系のようなほかの組織では、放射線感受性は神経芽細胞が増殖している初期発生期に最も大きい。哺乳動物及び恐らくはすべての脊椎動物のこれらの組織の放射線応答は、ヒトのそれと同様であると思っていよい。ほかの生物の放射線感受性の高い組織は全く異なっているかもしれない。

植物で放射線感受性の高い部分は通常は分裂組織であり、これらは根や若枝の先端に、また木の場合には幹の回りの環帯部にある。このように分裂組織は表面部分にあるので、放射性核種の沈着による放射線被ばくの影響を特に受けやすい (UNSCEAR, 1996)。

(69) 吸収線量の概念は、生物系へのエネルギー沈着のよい記述方法である。低線量あるいは低線量率では沈着したエネルギーの分布が空間的に不均一になり、エネルギーの不均一分布を引き起こした放射線は同じ吸収線量でも異なった生物学的効果を与えるであろう (Van der Stricht と Kirchmann, 2001)。この違いは、特定の臓器又は組織中に定められたエンドポイントと関係付けられた係数である「生物効果比 (RBE)」を適用することによって定量化できよう。

(70) ヒトに対しては、放射線荷重係数が RBE に関する情報から導かれているが、この2つの量は非常に異なったものである。放射線荷重係数は、身体のすべての組織における関係するエンドポイントのすべてを代表する一般化された量であり、その導出には判断の要素がかなり含まれている。ヒトに対する委員会の1990年勧告は、放射線荷重係数について、光子と電子に対して1、一部の中性子 (10 keV 未満と 20 MeV より以上) と陽子に対して5、アルファ粒子に対して20を勧告している (ICRP, 1991)。

(71) 最近、動物に対して、また植物に対しても、同様の概念と数値の必要性が、特に高LET放射線の予想される相対的な効果との関連において、大きな関心を集めている。様々な範囲の値が提案されている (例えば、UNSCEAR, 1996; Kocher と Trabalka, 2000; Trivedi と Gentner, 2000; Pentreath と Woodhead, 2001; ACRP, 2002; Thompson ら, 2003)。

(72) 高線量の放射線は、多数の細胞を致死させ、それによって生命維持に必要な臓器及び組織の機能を損なうことがある。確定的な害はある決まったしきい線量以上で生じ、効果の重篤度は線量の増加とともに大きくなる。がん又は遺伝的影響は確率的影響であり、通常は1個の細胞の損傷によって引き起こされ、その発生確率—重篤度ではない—は低線量と低線量率の領域においては線量に比例すると仮定されている。そのため、確率的影響はヒトにおいてはしきい値がないと仮定されている (ICRP, 1991)。機構論的な研究からの支持がこの仮定に対して増加している (UNSCEAR, 2000)。哺乳動物以外の生物種の防護の目的のためには、現在のところ確定的影響と確率的影響を区別しようとするのは恐らく時期尚早であろう。したがって、放射線影響はいくつかの大きなカテゴリー、例えば、早期死 (生体が放射線を受けなかった場合より早く死亡すること)、「罹病」(成長と行動への影響を含んだ、一般的な身体的及び/又は精神的健康の減退)、及び繁殖成功率の低下 (繁殖能力と生殖能力への影響を含む) にグループ分けするのが最善であり得るかもしれない。罹病と繁殖障害は、死亡よりずっと低い線量で生じると一般に考えられている。

(73) 放射線はまた、将来の世代に伝達され得るような損傷を引き起こすこともある。ヒトに対して UNSCEAR は、被ばくした個人の子孫への遺伝的影響のリスク推定値は、被ばくした両親のがんのリスクの約10%であると推定した (UNSCEAR, 2001)。ヒト以外の生物に対しては、自然選択があるために、集団レベル (すなわち、集団の適応度と生存) での遺伝的

影響の重要性を解釈するのは更にもっと困難である。突然変異は、特定の環境条件に関係した選択上の利点を与える場合にのみ、集団中に広がってゆくことになる。「有害な」突然変異は一般に集団中で淘汰される；「中立」の突然変異は多世代にわたって存続することがある。この突然変異の概念—選択平衡—は、UNSCEARにおいて議論された（UNSCEAR, 2001）。

(74) 上記のカテゴリーはすべて、個々の生物に対する多くの異なった放射線影響を含み、全体として、現在我々が持っている知識の限界を反映したものである。それにもかかわらず、これらは、ほかの環境ストレス要因のリスク評価にしばしば使用されるエンドポイントと類似して、自然保全やほかの形式の環境防護の必要性和関連がある。

(75) もっと高次の生物学的組織（例えば、集団や生態系）への影響は、個々の生物が影響を受けたとき初めて生じるものであり、影響に関するデータは、一般に高次の生物学的組織ではなく個体について得られている。個体への影響が簡単には認められないかもしれないが、集団への影響が現れるかもしれない状況に対しては、注意を払うべきである。状況や必要性によるが、放射線影響の評価は、個体、集団、群集あるいは生態系のレベルで行わなければならないかもしれない。そのような評価は、達成するのが困難であるかもしれないし、集団の中において影響を受ける個体数や群集の中の様々な種類の集団の性質など、多くの要因に依存するであろう。自然環境では、各個体とそれを取り囲む生態系との相互作用があることから、状況は非常に複雑になり得る。その影響はまた、ほかの環境ストレス要因の存在又はほかの汚染物質の存在に関連した複合効果、及び（*生態系の）異なる栄養段階の間の相互作用によっても修飾され得る。

(76) 生態学で重要な要因は、集団と群集の相互依存性である。1つの生態学的要因の変化は、別の要因に劇的な影響を及ぼすことがある。生態系は、ある数の生物要素と非生物要素で構成されており、放射線応答は、一部は生態系に広く分布している個々の生物構成要素の放射線感受性に依存している。

(77) 生態系への影響は、通常、集団あるいはそれより高次の組織レベルにおいて観測されるのに対して、線量応答に関する情報は、通常は個体（生物体）のレベルで取得されている。それゆえ、個体レベルにおける分子的効果と、潜在的な集団レベル及び生態系レベルにおける影響との間に、概念的なつながりを付ける必要がある。これらは多数でかつ複雑である可能性があり（図3.1）、個体レベルを越えるところでは、放射線を含めた環境ストレス要因のインパクトの評価は、科学的知見がないために制限される。したがって、環境問題に一般に適用できる放射線学的評価の枠組みを構築する目的には、個体に焦点を当てるのが適切であると思われる。なぜならば、集団レベル又は更に高次のレベルでの放射線影響は、その集団の個体への影響を介したものであるからである。このアプローチは、非放射性的環境汚染物質に対する既存の評価手法と合致している。生態系におけるエネルギーの流れ、捕食者・被捕食者の相互作用及び集団動態を表す理論モデルは、限られた数の単純化された生態系又は経済的に重要な生物種について構築されてきたが、これらの重要な生態学的機能への電離放射線を含む環境汚染物質の影響を評価するためのデータは、一般に欠如している。その結果、汚染物質の生態学的

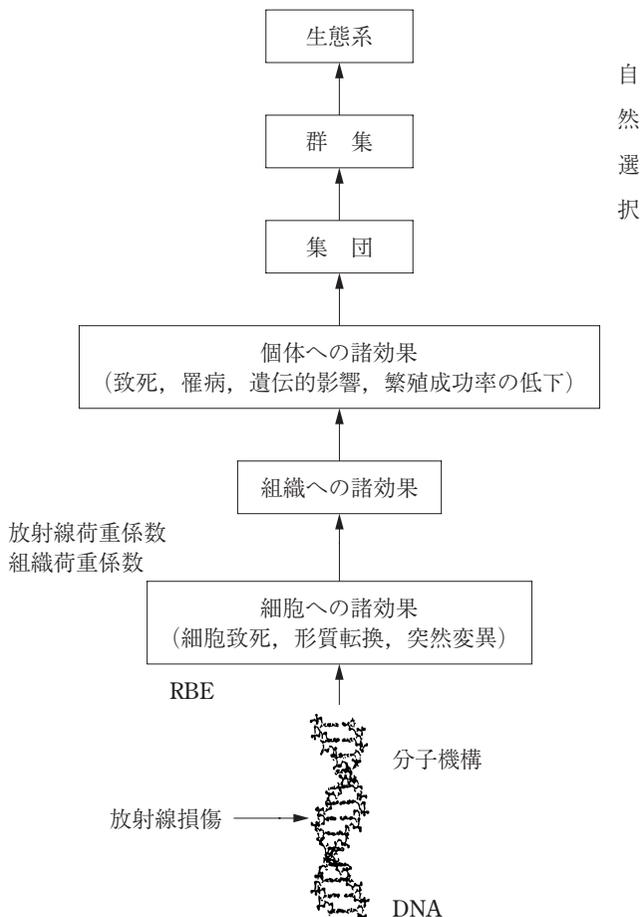


図 3.1 最初の DNA 損傷から個体及びそれ以上の組織レベルへの放射線効果を示す流れ図
RBE：生物効果比

影響の評価は、たいていの場合、最も多く被ばくし（及び／又は）最も感受性の高い生物種又はライフステージの個体への影響評価に焦点を合わせており、最も感受性の高い生物種又はライフステージが防護されているならば、生態系もまた完全な状態で防護されるであろう、と結論されることになる。生態系の機能への放射線学的影響を評価するためのもっと包括的なアプローチを支持する研究も行われている（Brechnignac, 2001, 2002 a, b）。

(78) 放射線影響に関する我々の知識のほとんどは個体についての研究に基づいたものであるが、集団、生態系及び群集に関する幾つかの野外観察が、制御された実験室と実験的野外条件で行われており、また事故による高レベルの放射性核種の環境放出後に行われた研究による若干の観察結果も利用できる（IAEA, 1992；UNSCEAR, 1996；Van der Stricht と Kirchmann, 2001）。このような研究では、集団とは何か、何がその存続に相当するのか、という定義にもよるが、集団レベルでの存続という観点からは、繁殖が最も制限的なエンドポイントであるらしいことが示されている。しかしながら、群集レベルでの解釈は更に複雑である。慢性

的な放射線照射への感受性は、異なる分類群の間で大きく変わることが示されている (IAEA, 1992) ;ある種の哺乳動物、鳥類、爬虫類、及び少数の樹木類は、最も感受性の高い陸生生物であるように見える。IAEA はまた、ICRP の声明 (1991) に関連する既存の文献を一ヒト以外の種は個体としてでなく集団と見なして評価されると仮定して一再検討を行った (IAEA, 1992)。一般化された陸生植物や陸生動物及び水生動物の集団に観察可能な変化を生じさせないような線量率に関して様々な結論が出されており、これらはその後、米国エネルギー省によって規制との関係で用いられてきた (USDOE, 1993, 1996)。同様の結論は、最近の UNSCEAR の総説によっても導かれている (UNSCEAR, 1996)。カナダ原子力安全委員会 (CNSC) の職員らは、規制要件を支持するために実施される生態学的リスク評価において使用するため、生態毒性学的なアプローチを用いて、少し異なる予測無影響値を導き出している (Bird ら, 2003)。

(79) 長期的には、幾つかの被ばくした植物及び動物の群集において、結果として生じる生態系への電離放射線の影響は、損傷と回復の過程のバランスによって決められると思われる。動植物相への電離放射線の影響は、一連の生態学的因子の作用により常に修飾されている。したがって、放射線とほかの環境因子との補完的、相加的、あるいは相乗的效果が期待されるかもしれない (Stilling, 1999)。

(80) 要約すると、生物体への放射線影響には、一般的に共通することが多く見受けられるであろうが、ヒト以外の生物への放射線影響に関する我々の現在の知識は限定されている。当面の問題は、データを欠いていることよりも、ヒト以外の生物種へのインパクト評価の目的に、データをいかに整理して解釈するのが最もよいかについて、方向性を欠いていることである。このような再評価を行うことにより、新たなデータの取得における誘導や優先付けも大いに促進されるであろう。

4. 委員会の防護体系

(81) ICRP *Publication 60* の16項に示されている委員会の現在の声明：「委員会は、現在望ましいと考えられている程度に人を防護するのに必要な環境管理の基準は、ほかの生物種をリスクにさらさないことを保証するものと信じている (ICRP 1991)」には、幾つかの基本的な仮定が含まれている。委員会は、ヒトに対するその防護体系を通じて環境の生物学的要素を防護するという観点から環境を考慮してきたこと、及び、ヒト以外の生物に対する防護のエンドポイントは、集団レベル又はそれ以上のレベルでの繁殖能力のみであることが、暗に仮定されている。これまで委員会は、環境がそれ自身の権利として防護されるべきなのか、又はヒトの利益のために防護されるべきなのか、という問題にどのように取り組んでいるかについて説明してこなかったし、また環境は防護されるべきであるとさえ明確に言明してこなかった。これは、同じ項の別の文章：「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持っているが、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」からも、委員会はこれまでヒトの放射線防護に直接関係するもの以外は、環境のほかのすべての側面について考慮してこなかったことを指摘することができる。それゆえ、現在のICRPの声明はいろいろな解釈ができるかもしれない。また、その声明自体は一部の人々によって、現代の環境への懸念と社会の感性、及び環境の放射線防護は化学毒やほかの危険に採用されている方針と一貫しているべきであるということに対して鈍感と見られている。

(82) 歴史的な見地からは、様々な状況（医療及び職業上の被ばく、及び公衆の被ばく）において、ヒトの防護の必要性のために、人間中心主義に焦点をおく放射線防護が優先されてきた。そうすることにより、環境の一部（ヒトの生息地）には、ICRPの防護体系の適用によって、恐らく、かなり良好なレベルの防護が与えられてきた。それにもかかわらず、委員会の現在の意図が環境の防護に対して十分でないか、又は間違っただけの状況が明らかにある。例を挙げると、ヒトがいない環境（例えば、水中環境）、ヒトが自らの安全のために移住してしまったような状況（例えば介入の場合）、環境における放射性核種の分布が、ヒトへの被ばくでは最小になるであろうが、ほかの植物相又は動物相にはかなりの被ばくがあり得る状況等である。もう1つの問題は、言外に示された防護のレベル（すなわち、種全体を危険にさらさないというレベル）は、持続可能な発展や多くの現行の環境防護の政策、法令、及び規制と矛盾することである。

(83) 環境におけるヒトとほかの生物構成員の放射線被ばくを同時に評価した例は少ない。英国のセラフィールド周辺において、一般公衆（決定グループ）への線量率より動物相への線量率が、2桁も高い事例が見いだされたことがある (Woodhead, 1973)。理論的な比較も「机上」研究でなされたが (IAEA, 1992)、用いられた放射性核種濃度、したがってこれらにより生じた被ばく線量率は通常、生物自身への放射線影響に関連する組織及び臓器ではなく、むしろ

ろ人々の食べる（例えば筋肉組織などの）組織及び臓器に関係したものであった。

4.1. ヒトのリスクの評価

(84) ヒトを防護するための ICRP の体系は、(a) ヒトの解剖学的及び生理学的標準モデル、(b) 分子レベルと細胞レベルでの研究、及び (c) 実験動物による研究と疫学的研究を使って、行為の正当化、最適化、及び線量の制限の原則によって、実際に達成される。モデルの使用により、作業員、患者及び公衆に適用できる様々な放射性核種について予想される「単位摂取量当たりの線量」についての実用的な表形式の情報が誘導された。疫学的及び実験的研究を利用することにより、放射性核種による外部被ばくと内部被ばくとに伴うリスクの推定がなされた。確定的影響については、データは実験生物学によって裏付けられたヒトにおける経験に由来している。確率的影響（主ががんであるが、遺伝的影響も含まれる）については、ICRP の出発点は疫学的研究の結果である。これらは、放射線防護において関心のある低線量域におけるリスク推定値を提供するために、発がん機構に関する実験的研究からの情報によって補われている。

(85) ICRP のリスク推定値は、典型的な年齢分布を持つ男女の名目的な集団の連続被ばくに関係していることから、「名目的」と呼ばれている。疫学から導かれるすべての推定値と同じく、この名目リスク係数は、その個人が名目的な集団を代表すると仮定できる場合を除いて、特定の個人にはあてはまらない。もし、これらの仮定が受け入れられるならば、致死率と損害係数の推定値は、計画の目的及び名目的集団の被ばくによる結果の一般的予測に十分である。個人あるいは既知の集団の被ばくによって起こり得る結果の推定には、吸収線量と、当該放射線の RBE（生物効果比）に関係する具体的なデータ、及びその被ばく集団又は個人に特に関連する確率係数の推定値を使ったほうが概してよりよいであろう。

(86) ICRP の評価体系は頑健であり、例えば、危険の同定（本質的にはすべての放射性核種）、リスクの同定（主として DNA 損傷による）、基準値を含むリスクの特徴付け等の幾つかの側面においては、環境防護のほかの分野において使用されているものと一致している。しかしながら、この評価体系は環境にはあてはまらない。

4.1.1. 標準人

(87) 外部線源又は内部線源による生物体への放射線量の計算には、被ばくする生物体の解剖学的及び生理学的特性に関する情報が必要である。様々な種類の被ばくに対して、一貫性と再現性のある放射線防護の手引きを得るためには、被ばくする個人の様々な解剖学的及び生理学的特性をあらかじめ記述するために、一貫した基準値のセットを使用することが重要である。組織と臓器についてのこれらの基準値は、総合すると標準個人を定義することになる。標準個人の全体を考えることは、様々な臓器あるいは組織の体積、質量又は機能的特性がどのように特定されるかについて、内部的整合性があることを確実にする助けとなる。

(88) ヒトの放射線防護のための一次標準生物（「標準人」）という概念は、ICRPにより長らく使用され認められてきた。ICRPの最初の標準個人を定める作業は1940年代後半に始まり、1975年に、「標準人」に関する *Publication 23* (ICRP, 1975) が刊行された。その報告書には、体内に沈着した放射性核種の体内動態又は線量評価に関連した、ヒトの解剖学的、形態学的、及び生理学的特性に関する情報が豊富に含まれている。ICRPは、標準人に関する最新の情報を提供する新しい報告書を最近採択した (ICRP, 2002)。

(89) 標準人は、ある特定された人口グループの「平均的な」個人を記述することを意図したものではなく、また、この標準個人のデータセットは、どれか特定の集団から無作為に試料を抽出して得られるデータを必ずしも表しているわけでもない。標準人の目的は、ヒトの線量推定手順のための「標準」と基準点を作ることである。そのパラメータと特性は、当初作業者の被ばく推定の基礎を提供するために定義されたが、時とともに、ヒトの呼吸気道モデル (ICRP, 1994)、骨格 (ICRP, 1995)、及び母体の放射性核種摂取による胚及び胎児への線量 (ICRP, 2001 a) 等の、一次標準人のサブセットによって補完されてきた。

4.2. 委員会の既存の勧告の改訂

(90) ICRPは現在、21世紀の初めに向けた勧告を作成するために、ヒトの防護に関する現在の勧告を改訂しているところである (Clarke, 1999; ICRP, 2001 b)。そうする中で委員会は、*Publication 60* (ICRP, 1991) の勧告に以下の主要な変更を加えた単純化されたアプローチを考えている：

- 防護の最適化の要求に加えて、個人の防護に重点を置くこと；
- 線量限度の狭い定義を、一連の防護行動と、それを越えたら個々の行動がとられるレベルに拡張すること；
- 線源に適用できる防護行動と、線源から個人の線量に至る経路にのみ適用できる防護行動とを区別すること；
- ヒト以外の生物種の放射線防護についての方策を取り入れること；
- 線量計測諸量を明確化すること。

したがってこれは、放射線防護体系と適合又は一体化できるような、ヒト以外の生物種への放射線のインパクト評価の枠組みを取り入れる良い機会である。

(91) 適切な関心レベルを示す尺度がICRPにより提案された (2001 b)。その狙いは、関心レベルを定めるための幅広い基盤を特定すること、及びあいまいさを避けながらも、そのバンドの硬直的な区分を避けることである。これらの関心レベルの選択に影響を与える幾つかの因子がある。ラドンを除く自然放射線源からの世界平均の実効線量はおよそ1 mSv/年であり、委員会はこの線量が出発点になり得るかもしれないことを提案した。自然バックグラウンドは追加的な被ばくを正当化するものではないが、ほかの被ばくの重要度を判定する基礎として用いることができる。

4.3. 改革の必要性

(92) 環境の放射線防護は重要な問題であり、将来更に重要になるであろう。ICRP が今まで使用してきたヒト志向のアプローチは、生物圏全体に関しては明らかに限界がある。現在の放射線防護体系は一般的に環境には適用できないし、また管理上のニーズにも社会の要求にもこたえるものではない。*Publication 60* (ICRP, 1991) の16項に示されている委員会の現在の方針は、それを支持する証拠や透明性を欠き、また第3章に示した原則に述べられているように、社会の環境防護の目標との連携を欠いているため、ますます批判的になっている。したがって、委員会がヒトとヒト以外の生物の両方の防護を含んだより包括的なアプローチを策定することが必要である。その際の最も重要な2つの疑問は以下のとおりである。

- 現在のICRPの放射線防護体系は、生物相の防護に拡張できるか？
- ヒト以外の生物種に対して起こり得る放射線のインパクトも明示的に考慮に含めるためには、ICRPの21世紀への諸勧告をどのように設計することができるか？

(93) これらの疑問に答える際、環境のどの部分又は区分が放射線に対する防護を必要とするかを決定するのは放射線防護の専門家の役割ではないことを認識することが重要である。環境を防護する必要性と目標は、地域レベル及び国レベルで社会が既に決めている。ICRPの役割は、放射線防護をより包括的なアプローチに向けて方向を変えることの結果を説明し、人の放射線防護についての委員会の長い経験と体系的アプローチが、これらの目標の達成にどのように貢献できるかを明確に示すことである。

(94) 電離放射線の影響は、少なくとも分子レベルではすべての生物に対して類似しているという事実を心に留めれば、それを基にヒト以外の生物種の防護に関してICRPの立場と将来の役割をより明確に述べることのできるための根拠を、ICRPがなぜいま考える必要があるかについて、多くの理由が存在する。これらの理由には以下のものが含まれる：

- 放射線防護の原則は、持続可能な発展を達成するために、ヒトと環境の相互依存を考慮することが不可欠であるという認識と合致していることを証明する必要性；
- 事業者と規制者が、環境中に放射性核種を放出する行為に関連した、増加傾向にある現在の国際的及び国内的な環境要件を遵守していることを証明する必要性；
- ヒトの健康を防護するためのこのような行為の規制に関係する国際法及び国内法の導出と策定における、ICRPの勧告と助言の歴史的な使用及び今後の継続的な使用；
- 特にヒトの被ばくの可能性が最小限である、あるいは予防対策が既に実施されている介入の状況に関して、国の機関が助言する必要性；
- 意思決定者と公衆に情報を与えるために、環境への電離放射線の潜在的な影響についての知識をどのように用いることができるかを明示的に示す必要性の認識；
- 環境と関連して、ほかの潜在的に有害な産業活動の規制又はICRPにとって関心のある行為に伴うほかの汚染物質の規制と更に整合性のある、電離放射線被ばくの規制の根拠

を提示する必要性。

(95) この問題における委員会の役割は、環境の防護とは何を意味するのかを要約した単一の倫理が存在すれば、もちろん、非常に容易になるであろう。しかし、そのような倫理は存在しない。環境への関心は多くの方面から生じており、その防護の根拠は、これまでの節で論じたように、しばしば以下のようにさかのぼることができる：

- ヒトの健康、ヒトの暮らし、若しくはヒトの富と生計に直接又は間接に影響するような、環境の側面を防護する必要性に特に関連する科学的証拠；
- ひいては、宗教的あるいは哲学的信条や信念にその根拠を持つかもしれない社会的及び文化的関心；
- 自然環境の保護と保全に関連して制定された国際法及び国内法を遵守する必要性。

(96) 個々に取り上げると、この問題に委員会が関与することに対する上記の理由のいずれについても、延々と議論が続く可能性があるが、総合すれば、これらは ICRP が関与しない であることを難しくしている。しかしそれと同様に、ICRP は、既に国内的及び国際的に行われていることから離れて、ヒト以外の生物種の防護が基づくべき倫理を導き出すべきではない。しかしながら、一方の放射線影響の知識と、もう一方の生物相の防護要件—すなわち、環境保全、生物多様性の維持、環境品質目標との合致、及び生態系の健全性の要求—との間に求められる結び付きの水準を示す十分な証拠が存在する。

(97) この問題が国内的及び国際的に進展している速さと、ヒト以外の生物種への放射線影響を評価し管理するための体系的かつ構造的ないかなる既存のアプローチも、国際的に採択されていないことを考えると、ICRP が行動することに多くの方面から強い期待がある。したがって委員会は、ほかの国際機関からの期待にこたえるために、生物相の放射線防護に関して、その立場と将来における望ましい役割を明確に示さなければならない。

5. ヒト以外の生物種への放射線インパクト評価のための体系的アプローチの提案

5.1. 緒 論

(98) 課題グループは、地域又は国レベルにおける環境防護のアプローチの更なる展開を促進するため、委員会が用いることのできる枠組みの基礎を特定するか又は提案することを特に要請された。それを行うに当たって、人間活動から生じる放射線被ばくによる環境リスクの評価と管理のアプローチの現況又は近年の進展を、最初に簡単に振り返ることが必要であった。このような概観には、国の要求にこたえるために作成されたものもあれば、概念と起源に関してのもっと一般的なものもある；また ICRP の声明にもともとあると認識されている諸問題に取り組むため、特に作成されたものがある一方で、そもそもの原則から新たにその問題へのアプローチを探し求めたものもある。

(99) このように、環境防護に関する現在の ICRP の声明に関連して生じた疑問に取り組むために、多くの様々なアプローチがなされてきた。それには以下が含まれる：

- ヒトは「環境」の不可欠な一部分であり、高いレベルの防護を与えられているので、環境のほかの構成要素はすべて自明に防護されるという主張；
- 仮想的な状況において、環境中の放射性核種濃度がヒトに対する年当たり 1 mSv という線量限度を超えないようであれば、食物連鎖における動植物中の放射性核種濃度は、それらに集団レベルで「害」を引き起こしそうな線量率以下の線量率でしかないであろうことを証明する計算 (IAEA, 1992) ；
- すべての水生動物の集団の防護について線量制限基準 (1 rad/日) の使用—又はその提案—、及び、USDOE の管理する特定のサイトにおけるすべての陸生植物及び陸生動物の集団に対し、それぞれ 1 及び 0.1 rad/日 (USDOE, 1993, 1996 ; UNSCEAR, 1996)、ロシアにおける海生動物 (100 mGy/年) 及び海洋植物 (1000 mGy/年) (Sazykina と Kryshev, 1999) への線量「基準」の考慮；
- 水生及び陸生の生態系に関連した線量評価モデルと多数の生物影響評価のエンドポイントにおいて推定された「無影響線量率」を使って、原子力施設から放出された放射性核種のヒト以外の生物種への影響を評価するための、生態学的リスク評価の枠組みの導入 (Bird ら, 2003 ; Thompson ら, 2003) ；
- 行為の規制又は介入の場合のようないろいろな状況における意思決定 (ほかの関係する生物学的情報とともに) を支援するために使えるような、定められた線量モデル、被ばく量推定のためのデータセット及び個々の動植物相についての線量効果関係のデータで構成される狭義の標準動植物相アプローチに基づいた環境防護の全体的な体系を構築する試み (Pentreath, 1999, 2002, 2003)。これは、IUR (2000) によって支持されてき

た；そして、

- 一やはり標準動植物相アプローチを用いて—国レベル (Coppleston ら, 2001), 及び EC 第 5 次枠組みプログラムによる助成プロジェクト, 特に FASSET と EPIC (Strand ら, 2000) を含めた, 欧州及び北極圏の生態系のような, 特定の地理的な地域における電離放射線の環境インパクト評価の体系的枠組み作成のための一貫した開発。

(100) これらのアプローチはすべて, それぞれ長所と短所を持っている。最初の (「自明の」) アプローチに関する批判には次のようなものがある。すなわち, ヒトが存在していても, 環境中の放射性核種の空間的な分布により, また, いろいろな動植物相では放射性核種の生物学的蓄積が違うことにより, ヒトが最も高い線量を受けることはなさそうである; さらに, ヒトが生活できないような環境領域 (水中) があるという事実や, ヒトは自らの安全のために移住してしまっても動植物相が残っているという状況 (介入) もある。これらの批判のうち, 最後の 2 つは IAEA の 1992 年の研究に対しても向けられており, 加えて, 評価される生物は, ヒトの食物連鎖の一部を構成するが, 放射性核種に最も多くさらされるであろう生物を代表していないかもしれないという事実がある。しかし, IAEA の研究は, 集団が何を意味するかを定義せずに, 「集団」レベルにおける影響に中心が置かれていたが, 恐らく, これらのアプローチの両方が本来持っている最も大きな弱点の 1 つは, 環境に求められあるいは与えられる防護のレベルが, 生物学的エンドポイント, 又はそれらと結びついたリスクレベルの点で, 十分に定められていないということである。

(101) 「線量限度基準」アプローチの履行には, 以下のことについての考慮が必要である, すなわち: どのような「合意された」手法によって限度値が導出されたのか; 限度値はどのような生物学的エンドポイント—あるいはそれらに関連するリスクレベル—を示しているのか; どのようにしてそれら限度値の遵守を証明するのか, その頻度はどの程度か; そして, もし限度値を超えたらどのようにするのか? USDOE の既存の及び提案されている線量限度については, これらの被ばくの「期待される安全レベル」は, 急性及び慢性の放射線影響に関して公表されたデータに基づいており (NCRP, 1991; IAEA, 1992; UNSCEAR, 1996), 繁殖を関心のある重要なエンドポイントとし, 更に, 最大に被ばくする個体への線量率とその被ばくレベルを超えなければ, 集団は十分に防護されるとの仮定に基づいている。USDOE の線量限度は, それを超えると強制的な規制又は救済措置が要求されるようなやり方ではなく, むしろ, もしそれを超えたときには, 更なる調査と行動が必要となりそうであるという指示を与える線量率の指針として適用される。放射線量評価のための段階的アプローチが, 線量限度の遵守を証明する手段として, また, 放射線インパクトのスクリーニングを実施するための手段として開発されている。USDOE の技術基準は, 関連する手法を文書化し, 頻度評価に関する手引きを提供し, もし線量限度を超えたらどうすべきかに関する手引きを提供している (USDOE, 2002)。一般的なスクリーニングの手段として, 4 つの一般化された生物の種類 (水生動物, 水辺動物, 陸生動物, 陸生植物) の土壌, 堆積物及び水中の放射性核種の制限濃度 (生物相濃度ガイド, Biota Concentration Guides) 導出への適用例が Higley ら (2003 a, b, c) によって述べられ

ている。

(102) 生態学的リスク評価の枠組みも、実際のあるいは計画上の放射性核種の放出が生物相に対して有害かどうか判断するために、階層アプローチを使っている (CEPA, 1999 及び CEAA, 1992 に「害」の定義が示されている)。適切な標準生物種に基づいた測定のエンドポイントは、経路分析及び、様々な分類学上の群の電離放射線に対する相対的な感受性と生態系の機能に関して得られる科学的なデータを基にして選定されている。そのような評価の結果が有害である可能性を示したときは、その評価結果はリスク管理の枠組みと結び付けられ、そこで費用便益分析で利用できる軽減措置が考慮される。次に、選定された軽減措置の成功度は、環境モニタリング及び/又はモデル化の技法を使って、環境性能目標に照らして評価される。

(103) 結局のところ、Pentreath (1999, 2002, 2003) の標準動植物相システムアプローチ開発の試みの難しさは、少数の明確に定められた標準生物に基づいた標準アプローチが、多くの異なる特定の場所又は状況に一より高次の生物組織へのインパクトを考慮せず—また個体ベースでどの程度まで有効に適用できるか、という課題の潜在的な規模にあるようである。IUR は、標準動植物相アプローチを支持し、その概念を IUR が進めている環境防護の枠組みの構築に組み込んだ (Strand ら, 2000 ; IUR, 2000)。しかしながら、放出率の限度を確立するためのかなり基礎的な標準動植物相アプローチは、海洋環境への放射性核種の放出による潜在的な環境インパクト評価について最初に使用され (Pentreath と Woodhead, 1988), またこれが IAEA によってロンドン条約の目的のために、年間放出率限度の再決定を考察する際に適用された (IAEA, 1988)。USDOE とカナダのアプローチにおいても、所定の線量率限度の遵守を評価するために、又は関連するエンドポイントについての線量効果データとの比較により、被ばくした生物の線量を計算してリスク指数を求めるために、何らかの一般的な標準「生物」又は実在する生物が利用されている。それゆえ、この報告書では、より最近の「標準」アプローチの進展状況を幾らか詳細に検討する。それは、これらのアプローチの実際への適用もまた、多くの国々における現行の評価管理の枠組み構築のためのアプローチ、—フィンランド、フランス、ドイツ、ノルウェー、スペイン、スウェーデン及び英国が参加する EC の FASSET プログラム；ノルウェー、ロシア及び英国が参加する EPIC プログラム；及び英国のインパクト評価プログラム (Copplestone ら, 2001) —に欠くことのできない部分ともなっているからである。

5.2. ヒト以外の生物種を防護するための目標

(104) これらのアプローチのどれかを適用することにより、実際には—個体、集団あるいは生態系へのリスクのうち何を評価しようと目指すのかを定めることで、多くの議論があった。この点で、目的が (比較的) 明確なヒトの放射線防護と状況を比較—あるいは対比—することが多い。しかしながら、増え続ける環境に関する全般的及び特定の法規に関して満たさなければならない要求の発生により、そのような難しい問いに答える必要性は幾らか減ってきて

いる。このため、国際的及び国内的レベルでは、いろいろ記されているように、放射性核種の放出を含むあらゆる種類の活動による、個体又は集団レベルの「害」からの法律で防護されている動物、植物、地域、生息地、そのほかのリストは、増え続けている。さらに又、多くの国際条約と国内法令は、ヒト以外の生物種へのリスクのレベルにかかわらず、汚染防止に焦点を絞っている。

(105) しかしながら、同様に、第2章で議論したように、「環境防護」が何を意味するかを要約する単一の倫理がないことは、受け入れられなければならない。したがって、「我々放射線防護社会は何を防護しようとしているのか？」という質問を發する現実の状況はない。現在、国際的に提供されているような防護は、汚染管理、廃棄物管理、危険の最小化、及び自然環境とその個々の構成要素の保全と保護の必要性に関する全地球的及び地域的な協定の寄せ集めを通じて生まれてきた。それでも、総じて言えば、これらの多国間の環境協定及びそれに類する協定の複雑な網は、既に世界中で多くの産業行為を拘束している。これらの国際協定は、より幅広い政治的及び法律的枠組みの範囲内で、多くの加盟国にまたがって適用されるのでない限り、一般に厳しい強制力はないという意味で、すべて実質的には「穏やか」なものである。したがって、履行は通常各国の法規を通じて行われる。国レベルでは、これらの主題領域のすべて、特に汚染管理の目標の実現における技術の使用に関して、もっと特定化された法規が適用される。このような階層的アプローチは、電離放射線の有害な影響から生物環境を防護するために国際的な助言を合理的に与えることができるレベルと範囲にもまた適切である。

(106) いまや多くの国際的及び国内的な取り決めは、環境リスク評価を、環境インパクト評価を通じて、透明性の高い方法すなわち評価を反復するやり方で達成することを求めている。その要件は、そのサイト又は行為に関連する既存の及び今後制定される「環境防護」の法令のすべてを遵守していることをどうやって最もよく証明するか、である。これは基本的に否定すなわち、行為が環境への害の原因となったり、又は結果として害を生じたりしないこと一、又は、行為による排出が無害であることを証明しなければならないという形をとるかもしれない。自然環境の生物構成要素を「自然保全」の点から防護することに関しては、その要件はやはり第2章で述べたように、通常、特定の種あるいは生息地を「保全し」；生息地、種、及び種の中の遺伝的変動の「多様性」を維持し；また、生息地と、様々な理由で時に応じて定められる指定地域を「防護」することである。

(107) したがって、1つの関連する一般的な疑問は：そのような要件を満たすためには、動植物相への放射線のどのような影響を最小にしなければならないであろうか？という点である。その答えは極めて多く存在することは非常にはっきりしている。物事を単純化するために、そして使用可能な管理の枠組みの構築を可能にするために、Pentreath(Pentreath, 1998, 1999, 2002, 2003) 及びIAEA (IAEA, 2002 b) は、適切な橋渡しはそのような影響を次の3つの幅広いカテゴリーにまとめることであると提案した、すなわち：放射線が直接の原因である早期死；検出可能な細胞遺伝学的 (DNA) 損傷—確定できない生物学的損傷の指標として一；及び繁殖成功率の低下である。4番目のエンドポイントは放射線損傷に関係する罹病であり得る

かもしれない。しかしながらこのアプローチをとる際には、そのような表題が多種多様な個々の影響—授精率，受胎率，その他—を覆い隠すことが十分に認識されてきた。しかし，同様に，そのような影響について我々が現在持っている知識の限界と，加えて，環境へのインパクト管理上の評価におけるより広い状況の中で予想される影響を解釈できることの必要性も十分に認識されている。こうして，例えば，自然の集団のほんの一部だけが「高い」レベルの線量にさらされている場合には，集団の大部分が「低い」レベルの線量にさらされる場合と比較して異なる結果となり，異なる意思決定が行われることになるかもしれない。しかし，何が害の受容可能なレベルになるかを決めるのは科学の範囲を超えており，政策決定が社会・経済学的な要因を考慮する環境管理段階で取り扱われるのが最もよい。

(108) もし，どのような評価体系でも価値があるのであれば，それはまた，いかなる管理状況においても適用できることが必要である。現在の放射線防護の用語では，これは事実上，行為と介入の両方に適用できる可能性があることを意味している。さらに具体的には，恐らく，政策立案者と一般公衆の心情において，それはしばしば次のような関心が最も高い場合に用いることができるかもしれない，つまり：ヒトへの経路がほとんどないか又は全くない状況；特に廃棄物処分に関連した将来の被ばくの予測；事故が起こるかもしれないかあるいは物事が予測したとおりに進まない状況；ヒトが住みそうな汚染した土地の取り扱い；及び平常操業について明確な保証を与える場合，である。幸いなことに，広範囲の陸環境及び水域環境への実際の放射性物質の放出のモニタリングや，将来の又は起こり得る放出のモデル化には，かなりの努力が払われてきた。特に水域環境における様々な媒体と其中で生きている動植物相の間に起こりそうな放射性核種の相対的な濃縮について，多くの研究が行われてきた。しかし残念なことに，これらのデータのほとんど—通常は濃縮係数，濃度比，移行係数として表されている—は，生物全体か又はこれらの生物のうちヒトに食べられそうな部分のいずれかに対するものである。換言すれば，それらは必ずしも早期死，繁殖成功率の低下，又は遺伝的影響に関係するような動植物相への線量率を推定するのに必要とされるデータではない。

(109) もし，直接的な経験に基づく測定値の代わりに，多分にモデルを信頼したいのであれば，数多くのモデルと関連データベースは存在しており，例えば，IAEAのBIOMASS (Biosphere Modelling and Assessment: 生物圏モデリングと評価) プログラム (Linsley と Torres, 2001) のように，特定の放射性廃棄物処分のために「標準」生態系を構築する試みが行われてきた。したがって，この標準動植物相アプローチは様々な環境状況に容易に適用できるであろう。海洋環境に対しては，多くの種類の動物相について，水中の単位放射能濃度当たりの (内部被ばく及び外部被ばくによる) 線量を計算する基礎として用いることができる濃縮係数と k_d 値が，約 60 の元素について既に取りまとめられている (IAEA, 1985)。そのようなアプローチは，約 200 の放射性核種についての海洋投棄に関するモデル化の演習のために，IAEAによって使用された (IAEA, 1988)。それで，そのようなデータセットは実質的に，標準人に対する単位摂取量当たりの線量の表と同等である。

5.3. 標準動植物相アプローチ

(110) 上に見られるように幾つかの「標準」アプローチがあり、ここでは、「標準」という用語はいろいろなもの—線量モデル、方法、その他—を指している。しかしながら、体系的な標準動植物相アプローチの開発の裏にある論法（Pentreath, 1998, 1999, 2002, 2003；Pentreath と Woodhead, 2001）は、主要な環境において典型的な数種類の生物について、関連する情報の合理的に完全なセットを導き出すことであった。これは、これら生物種に関する既存の情報を活用することにより、またそれらの生物が環境防護との関連で重要なそれらの生物の放射線への応答に関する幾つかの基本的な側面のより完全な理解を得るために、更なる研究を行いやすいことに基づいて達成されるであろう。したがってこのことは、このアプローチが環境全般への放射線の影響について—実際、そのほかの環境汚染物質についても—一般的な評価を提供することはできないということを実質的に認めているのである。しかし、参照データセットを用いることにより、このような個体の放射線被ばくによって起こり得る様々な影響の発生確率とその重篤度について、何らかの声明を出せるようにすべきである。そうすると次に、放射線被ばくを引き起こした事情に関する管理上の決定を行うために、これらの及びほかの環境データと情報を用いて、個体又は関係する集団に生じそうな結果を評価することができるはずである。

(111) 標準動植物相についてそのようなデータセットを導出するというこの概念は、したがって、多くの計算や決定の基礎としての機能を果たすことを意図しているという点で、ヒトの放射線防護に使用される標準個人（標準人）の概念と類似している。それはまた、環境リスク評価（ERA）の枠組みに用いられている評価と計測のエンドポイントの概念とも似通っている（Suter, 1999）。各々の標準生物は、標準人と同様、類似のライフサイクルと被ばく特性を持った生物のリスクを評価するための一次基準点として役立つであろうと意図されている。もっと局所的な関連情報はそのほかの動植物相について収集できるかもしれないが、個々のそのようなデータセットは、その際、標準生物と何らかの関係があることを示されなければならないであろう。動植物相のための一次標準生物の選定は、放射線に対する環境の防護の将来の発展にかかっているであろう。標準生物を選択するためのパラメータには、その生物の役割、放射線感受性、及び生態系におけるその生物の役割が含まれるであろう。

(112) このように、環境評価のための各標準動植物相（Pentreath, 2002, 2003）に対し、以下に示す項目に関して内部的にかなり一貫したデータセットを持つべきである（あるいは、合理的に得ることができるべきである）、すなわち：基礎的なライフサイクルの生物学；単位被ばく当たりの線量（「参照」表）で表すことができる放射線被ばくの経路；関連する「決定」臓器が受ける線量を推定するための1つ又は複数の線量モデル；及び個体への放射線影響（早期死、繁殖成功率の低下、及び観察可能なDNA損傷）である。多くの標準生物についてのこのようなデータセットは、様々な評価シナリオに用いることができる「デフォルト」値として

も役立つであろう。

(113) このことから、これらの一次標準動植物相は、実際はどのようなものなのかという疑問が依然として生じる (Pentreath と Woodhead, 2001)。それらの選定規準には恐らく多くの科学的考察が含まれるであろうが、特定の生態系及び特定の被ばく経路の動物相あるいは植物相の典型的代表と考えられる程度に留意することも同様に重要である。理想としては、放射線感受性が特に高いことが知られている生物、あるいは特定の生態学的群集の極めて重要な構成要素であることが知られているか又はその生息地のゆえに高い被ばくをすると予想される (例えば、放射性核種が堆積物に蓄積しているときにその堆積物中に生息する) 生物を選定したい。しかしまた、実利的にもならなければならない、それゆえに、これらの生物について既に入手可能な放射線影響に関するデータを含む放射線学的情報の量も考慮しなければならない。これらの生物はまた、必要な不足データをとるために、将来の研究が行いやすいものでなければならないであろう。さらに、意思決定者と社会全般の両方が、これらの生物が実際にどんなものなのかを共通の言葉—例えばアヒルとかカニ—で理解できるように、それらが公衆の又は政治的なある形の共鳴を得られる程度についても考慮しなければならないであろう。概して、我々が線量や放射線影響について既にデータを持つ動物相や植物相を出発点とすることができるかもしれないという主張もあり得るであろう。しかし、標準生物との関係の度合いが分かっているのであれば、別の動植物相の特性 (被ばく線量、放射線影響) が標準生物よりも大きいか少ないかが既に分かっていることは問題ではない。いったん選定されると、その動植物相は、更に分類学的用語で記述される必要があるであろう。「種」のレベルでは恐らく狭すぎ、「科」あるいは「目」のレベルが、既存のデータの集約を開始するのに適切なレベルであるかもしれないと唆されている (Pentreath と Woodhead, 2001)。

5.3.1. 線量モデルと被ばくのジオメトリー

(114) そのような標準生物に必要な線量モデルの種類は、標的の大きさと形状についての明らかな考慮に加えて、放射線照射の結果が上述の生物効果のカテゴリーの1つをどのようにしてもたやすかに依存するであろうことは明らかである。複雑な線量モデルについての単純な階層が、Pentreath と Woodhead (2001) により、中実の球、楕円体又は円柱をベースとし、これらの内部にある重要なほかの特定組織を表すために、1つ (又はそれ以上) の中実の球、楕円体あるいは円柱を加えて提案された。このようなモデルは過去にも広く用いられている (Woodhead, 1979; IAEA, 1988; Pentreath と Woodhead, 1988; NCRP, 1991) ; それぞれには長所と短所がある。これらのモデルの多くは、モンテカルロシミュレーションを用いた比較を含め、FASSET (Coppstone ら, 2001) の中で現在行われている研究の基礎を提供している。様々なこれらの環境ジオメトリーのいろいろなカテゴリーのバリエーションもまた、既に一般に適用されている (Amiro, 1997; Jones, 2000; Higley ら, 2003 a, b, c; USDOE, 2002)。同じくらい重要な考慮は、これらの線量モデルを設定できる「環境」ジオメトリーがとり得る範囲である。便宜上、これらのジオメトリーを次の単純なカテゴリーにグループ分けできるか

もしれない、と更に示唆されてきた、すなわち：空気、水又は土壌で囲まれたジオメトリー（ 4π ）；空気あるいは水と、土壌又は堆積物との境界にあるジオメトリー（ 2π ）；及び、同心ジオメトリーすなわち生物体が空気又は水で囲まれ、更に土壌あるいは堆積物で囲まれたジオメトリー（ 4π ）である（Pentreath と Woodhead, 2001）。

5.3.2. ヒト以外の生物種に対する線量考慮レベル

(115) 標準動植物相アプローチに関して生じる更なる明白な疑問は、異なる線量と異なる生物学的効果との間の種々の関係に関するデータをどのように解釈しまた適用するかである。測定又は推定された線量率を用いて環境評価を行うことのできる幾つかのやり方がある。特定の生物種の内部被ばくを含めて、所定の地域において得られる自然又は歴史的（*過去の人為的事象による）なバックグラウンド放射線レベルの範囲との比較をすることができる。これらのレベルは、どのレベルの放射線（線量、線量率）でどのような有害影響が生じるかに関して実験的に得られた情報と比較することもできる。これらの両方のアプローチが用いられてきた（Amiro と Zach, 1993；UNSCEAR 1996；Bird ら, 2003）。公衆の防護のために、ICRP は現在、関心レベルに基づいた、バックグラウンド線量率にはっきりと関係付けられたアプローチを考えているところである（ICRP, 2001 b）。

(116) この考え方は、動植物相に対して誘導考慮レベルを設けるという提案の背後にも潜んでいた—そこでは、被ばく状況やすべてのほかの関連情報に依存して、いろいろな管理上の選択肢の考察に役立てるために、誘導されたデータを線量—効果レベルの尺度で提示することができるかもしれない（Pentreath, 1999, 2002, 2003）。しかしこの場合、動植物相に対する潜在的な結果を評価するための基礎となるものは、現在のところ2つだけである、すなわち：自然バックグラウンド線量率と、個体に特定の生物学的効果があることが知られている線量率とである。このアプローチは、もちろん、バックグラウンド線量率の平均値と範囲が実際に幾らであるかを知ることには大きな信頼を置いているであろう；それゆえ、多くの水生生物に α 核種が多量に含まれていることを考慮する観点で、バックグラウンド線量率を記述する方法について根拠を明らかにすべきである。

(117) 標準動植物相の誘導考慮レベルのバンドは、通常自然バックグラウンド線量率との相対値で表した線量率の対数のバンドに関する単に提示の手段としての情報と、それら生物に対して繁殖成功率への有害影響があるかもしれない線量率、又は早期死を生じる（若しくは疾患を起こす）線量率あるいは検出可能な DNA 損傷を生じそうな線量率に関する情報とを組み合わせることによって収集できるかもしれない。このようなバンドの作成は、本質的にヒトに対して最近提案されたものと同じ基盤の上にある可能性があり（ICRP, 2001 b）、そこでは、ヒトのバックグラウンドのほんの一部分にすぎない線量率の追加は、取るに足らないか関心は低いと考えてよいかもしれない；通常バックグラウンドの範囲内にある線量率の追加は、注意深く考慮する必要があるかもしれない；バックグラウンドより一桁、二桁、三桁あるいはそれ以上高い追加は、個々の動植物相に悪影響を与えることが分かっているため、ますます重

大な関心事となるであろう (Pentreath, 2002)。このアプローチは、個体への影響をより高次の組織 (例えば、集団、群集) への影響に恣意的に外挿した結果に依存しないという追加の長所がある。課題グループは、ヒト以外の特定の生物に関するバックグラウンド放射線に準拠している。自然バックグラウンドは多くの場合、空気中で測定された線量率であり (UNSCEAR, 1996)、これに対して、課題グループはその生物中の吸収線量に準拠する。

(118) ほかの要因、特に倫理的、法的、及び社会的な考察、並びに異なったバンド内で被ばくしそうな動植物相の種類と個体数 (あるいは局所的な集団の一部) についても、考慮しなければならないであろう；換言すれば、高められた線量率で実際に又は恐らく影響を受けそうな地域の大きさ、及びその地域内に生息する動植物相の固有の種類だけでなく、すべての倫理的、法的及び社会的因子を考慮しなければならないであろう。これにより、放射線防護の専門知識、生物科学と生態学のほかの領域、及び利害関係者の権利と民主的手続きといった社会的な問題との間の境界が効果的に定められるであろう。陸生哺乳動物のような標準動物種について、その結果は表 5.1 (Pentreath, 2002 から改作) に示した概要と類似したものとなるかもしれない。

5.4. ヒトとほかの生物を防護するための共通アプローチの開発

(119) ヒト以外の生物の放射線防護の体系は、ヒトの放射線防護の原則と調和していることが必要である。ヒトとほかの生物の放射線防護の共通アプローチの目標は、別のところで示唆されているとおり (Pentreath, 2002)、確定的影響については発生を防止し、確率的影響については個人において制限し、集団において最小化することによって、ヒトの健康を守ること、そしてまた、動植物相の個体に早期死又は繁殖成功率の低下を招く恐れがある影響を、生物種の保全、生物多様性の維持、又は自然生息地若しくは群集の健全性と状態へのインパクトが無視できるレベルにまで防止するか又はその頻度を低減することにより、環境を防護することであるかもしれない。

(120) 放射線防護へのこのような共通アプローチを開発することは一般に、影響評価と

表 5.1 標準陸生哺乳動物の場合に誘導考慮レベルの表がどうなるかを示した例 (Pentreath, 2002 を改変)

誘導考慮レベル	相対線量率 (年線量の増加分)	関心レベル
レベル 1	<バックグラウンド	関心は低い、対策不要
レベル 2	バックグラウンドの範囲	関心は低い、対策不要
レベル 3, それ以上	>バックグラウンドの 10 倍	関心は、影響の性質、影響を受ける個体の数と種類、空間及び時間的な側面などに依存する。極度に高い相対線量では修復が考慮されることがある。

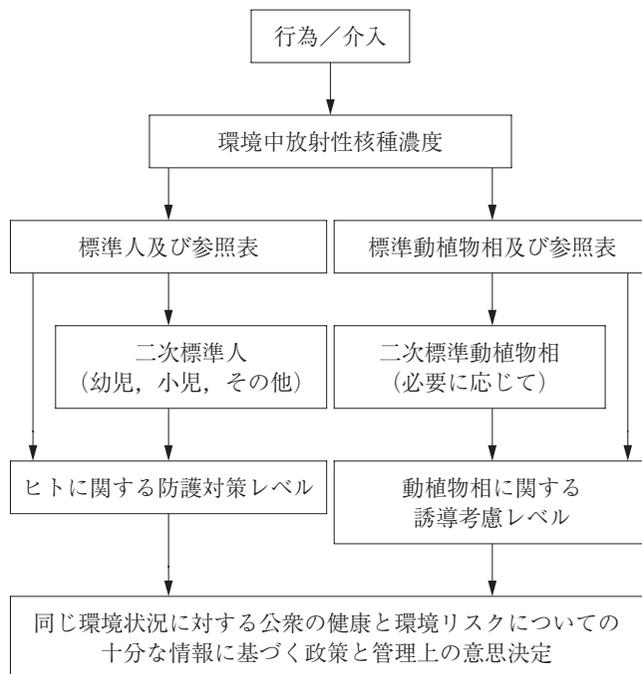


図 5.1 ヒト及びヒト以外の生物の放射線防護に関する共通アプローチの開発 (Pentreath, 2001 から一部を改変)

意思決定のための共通な方法論と科学的な基礎の整備をも更に正当化するであろう。したがって、これらの目的の達成は、標準線量モデル、標準の単位取り込み量当たりの線量及び標準外部被ばく値、並びに、ヒトと動植物相の両方についての線量と効果の参照データセットに集中すべきであろう。これは、同じ環境状況における公衆の健康と環境リスクについての十分な情報に基づく政策と管理上の決定を支援するであろう (図 5.1)。

(121) しかしながら、ヒトとほかの生物の放射線防護のいかなる体系も、社会が汚染防止と廃棄物の最小化といった線量の最小化を超えるような環境防護の到達目標を既に設定してしまったことを認識すべきである。いずれにせよ、ヒト以外の生物相に関する科学的に厳密な放射線学的リスク評価の枠組みの構築が、既存の国際条約、国内法令、及び費用便益分析を支持するために必要である。加えて、環境媒体中の濃度が、環境汚染の直接の指標として、また汚染防止の構想の成功を追跡する管理手段として用いられるかもしれない。

6. 討 論

6.1. 評価と管理の側面

(122) 環境防護へのいかなる全体的アプローチにおいても、環境に対する影響の科学的根拠に基づいた評価は、社会一般による倫理的かつ民主的な意思決定によって影響を受ける—そして事実上指導される—であろうことを認識しなければならない。したがって、これらの意思決定は、管理の原則によるほか、それらの意思決定の道徳的価値という点で、その社会の特別な文化的環境を反映するであろう。それゆえ、いわゆる「純粹に科学的な」判断と「純粹に価値に基づく」判断と呼ばれるものの間には、必ずしも明確な区別はないのであり、それは、科学的な見方と社会的な見方とは、第2章で論じたように互いに関連しているからである。

(123) 管理上の決定を支援する、ヒト以外の生物種への電離放射線の有害効果を評価する体系を構築する目的のためには、したがって、これらの評価の構成要素と管理の構成要素とをまず区別することが有用である。これは、分析の目的を理解しようとするときに特に重要であり、それは、各構成要素は全く別の手法と解釈を使っているかもしれないからである。それゆえ、例えば評価の構成要素は一般的な環境に対する結果の目安を必要とするかもしれないし、一方、管理の構成要素は、特定の手順、線量限度、又は媒体中濃度を遵守していることの実証を必要とするかもしれない。これら2つの構成要素の間の違いは、いろいろな国々の中で又は様々な機関によって推し進められている環境防護の枠組み構築の現況にも反映されている。

(124) 電離放射線に関しては、評価は、放射性核種の存在がその環境に対して一般的に、又は特定の状況あるいは生態系との関連で特別に、持つかもしれない影響を解析するために実施されるかもしれない。これは、生物学的組織の正しい階層レベルに目標を絞ることを必要とし、更に、幅広い生物学的影響とこれらの様々なレベルでの影響を評価するための理論的根拠をカバーするような、「影響解析」アプローチを必要とするかもしれない。IURはこの種の評価を支持し、環境防護の枠組み構築に関連する現在の作業の重要構成要素としてきた (IUR, 2000; Strand ら, 2000)。そのようなアプローチは、ECの第5回枠組みプログラムであるプロジェクト FASSET と EPIC によって採用されており、ここでは、「影響データベース」がヨーロッパの主要生態系一般及び北極地域の環境に対してそれぞれ使用できるようにまとめられつつある。そのような評価の結果は、環境リスクについての対話を促進し、全体的な意思決定過程を助けるように設計されているので、本質的には「制限なし」である。もっともこれらの評価結果は、後でもっと具体的な環境規準あるいは基準の導出にも役立つかもしれない。そうすると、多くの想定される管理上の選択肢も、そのような評価結果に照らして考慮されなければならないかもしれない。

(125) 例えば、管理上の要件は、環境影響の評価とリスク評価に基づく特定の基準値を

遵守していることの実証を含むことがあり得る。基準値の推定にも、特定の行動に見込まれる便益に対する潜在的リスクの収支合わせが含まれるであろう。これを行うために必要な手順は簡単にも複雑にもなり得るのであり、それらの使用を促進するために、段階的アプローチを導入することができる。USDOEによって（線量限度基準を用いて）開発され、USDOEの幾つかのサイトや施設で用いられている段階的アプローチのシステム（Jones, 2000; Higleyら, 2003 a, b, c; USDOE, 2002）、及びCNSCに対しCNSC自身の放射線防護に関する諮問委員会により勧告されたEnvironment Canadaの生態毒物学的リスク評価の段階的アプローチの諸側面に基づくアプローチ（ACRP, 2002）、並びに、自国の幾つかの汚染サイトについてのUSDOEの段階的アプローチはすべて、そのような遵守確認の手段として開発され又は開発途中のシステムの例証である。これらのアプローチと方法論は、ほかの管理要件と評価に關係するデータと情報も提供している。

(126) これら様々な手法の間の違いは通常、現実というよりは外見上のものであり、哲学又はアプローチにおける根本的な違いではなく、主として評価の目的に依存する。

6.2. ヒトとヒト以外の生物を防護するための共通アプローチの開発

(127) ICRPにとっての課題はしたがって、これらの既存及び開発途中の評価と管理の構想を支える手段を提供するやり方で、ICRPの体系に環境防護について構築された理念を組み入れることができるかどうかを見るために、既存の体系（及び提案）を再検討することである。委員会はこの課題を受け入れるのによい立場にある。その理由は、電離放射線に関するヒトとヒト以外の生物の防護の倫理的、概念的、及び実際の側面の間にははっきりとした違いがある一方で、多くの類似点もあるからである。放射線が生物に影響を与える機構についての基本的な情報の大部分は、ヒト以外の生物に関する研究から導き出されてきた。同様に、ヒトから導き出されたデータは、生物相を防護するための体系的アプローチの開発に役立てることができる。実際、放射線の影響のすべての側面に関する情報の科学的根拠を、生物一般に適用できるように発展させることには、明らかな利点がある。

(128) ヒト以外の生物種の防護へのいかなるアプローチの開発も、環境の面で進化しつつあるヒトの防護体系との一貫性を確実にすることには実際的な良い理由もある。このことは、1つの体系の構築が別の体系を損なわないようにし、両方が同じ全般的な評価と管理の枠組みの中で実行されることを可能にするであろう。したがって、この高いレベルの助言と手引きを与えるためには、包括的な体系的アプローチが必要である。これは、ヒトと生物相の両方に関して次の要素を含むべきである、すなわち：明確な原則と目的のセット；一特に生物相の量と単位に関する一合意された用語；被ばくを定量化するための鍵となる標準線量モデルと関連するデータセット；環境とヒトの健康の評価のニーズに関連するいろいろなカテゴリーの放射線影響データの信頼できる分析；体系の実際の適用に関する手引き；及び、新しいデータと解釈に照らした再検討と改訂のプロセスの明確な所有と管理。

(129) それゆえ、出発点として、少数の標準動植物相に対する評価データのセットを定めて作成することに ICRP が責任を負うことを提案する。これらは本質的にヒトの放射線防護における標準人と類似しており、標準動植物の数は、より多くの知識が利用可能となるにつれて増えるかもしれない。その一次セットの目的と目標は、基礎的な生物学と動植物相の種類限定されたセットが受ける可能性のある線量、及びその結果として放射線がそれらに与える影響についての、できるだけ完全なデータベースと理解を得ることであろう。標準生物の選択のための規準は、既存の生態学的リスク評価の枠組みからの手引きとともに、委員会が決定しなければならないであろう。データセットとそれらをどのように用いるかに関する助言は、いろいろな自然環境に典型的で、かつ様々な被ばく経路と重要な生態学的機能を代表する、少数の生物に関するものとなる。

(130) しかし、このような限定された標準生物のセットを単独に使用したのでは、すべての評価のニーズを満たしそうにない (Pentreath, 2003)。したがって例えば、評価の実施において、もっと大きい全般的な範囲の動物種と植物種が必要なときには、ICRP の標準セットをほかの標準生物についての情報で補足し又は支持することもあり得るかもしれない。このような追加のセットは、(a) 生息地 (森、淡水湖) の観点で、又は (b) 特定の地理的地域又は区域 (例えば、北極地域とか温暖な欧州) に関して；あるいは、非常に特殊な動物種又は植物種 (例えば、特定の「自然保全」法規を満たすか遵守するため) として定められた、特定の生態系における地域的特徴のある複数の動植物相を含むかもしれない。ほかの評価データセットのすべてを導き出すことは、ICRP のデータセットとはっきり関係付けることにより、大いに利益を受けるであろう。

(131) このアプローチの利点の1つとして考えられるのは、あらゆる線源からのあらゆる状況における放射性核種の任意の空間分布と時間分布について、公衆の構成員 (標準人に基づく) に関連する 関心レベル とヒト以外の生物種 (標準動植物相に基づく) に関連する 誘導考慮レベル を共に推定できるはずであるということである。これらの2つの「バンド」は互いに独立であろうが、放射線の生物影響についての同一の基礎的な理解に基づき、相補って導き出されるであろう。また実際には、この2つの「バンド」は特定のサイトにおいて、それぞれ特定の環境物質の中で、特定の放射性核種の同じ濃度に関係付けられるであろう (又は、関係付けられることがあり得る) (図 5.1)。したがって例えば、水域環境における1つの放射性核種のある濃度は、結果として公衆及び動植物相の両方に対して低いバンドに格付けされることがあり得るのに対して、別の放射性核種では動物相の方が公衆よりも高い格付けとなるかもしれないし、また逆の場合もあり得る。

(132) このアプローチの少なくとも次の2つの側面については更なる考察を要する：

- ヒトの放射線防護の場合と同様に、動物又は植物の個体への放射線影響に助言を限定している点；
- 動植物相への放射線量率についての助言を、特定の観察可能な影響を及ぼす線量率に限定している点。

前者に関しては、どの防護活動においても、防護の対象となるのは必ず個体であるということの意味しているわけではないが、個体以外の生物組織のレベルで助言や勧告を出すのが困難と思われる幾つかの理由がある。第2章に述べたように、環境の防護を主に集団あるいは生態系のレベルで考慮することに対しては、倫理的又は道徳的な理由又は反論があるかもしれない。第2に、非常にたくさんの動物や植物が、ヒトの活動から生じるある形の「害」に関する国際法あるいは国内法で、既に個体レベルで防護されているので、そのような法的な面で使用できない助言を提供しようとするのは適切ではないであろう。第3に、純粋に実際の観念から、どんな特定の状況においても、個体レベルで影響があると分かっている線量率を受けているあらゆる動物又は植物の多くの個体に生じそうな環境影響を解釈しようとする場合でさえ、一般的な放射線防護の助言の規定に組み入れることができるよりもずっと多くの非放射線生物学的な性質の情報が必要になるであろう。しかしこれは、国内又は国際機関はそのような情報を得ることも、またいろいろな状況に適用することもできない、と言っているわけではない。したがって、個々の生物への放射線量とそれらに関連した生物学的効果を推定するために、ICRPによって開発されるいかなるアプローチも、生態系全体への汚染物質の影響の評価を支援するためには、生態系の機能に関して増大する一連の知識に適合しやすいようにしなければならない。

(133) ヒト以外の生物種の防護も、多くの異なった状況において実証され又は考慮に入れられなければならないかもしれない。したがって、環境における放射性核種の存在による影響は、「汚染管理」の法規によって管理されるかもしれないが、ある状況、また幾つかの国々では、一例えば「自然保全」法から生まれた一ほかの法的なニーズが優位を占めることもある(Pentreath, 2003)。これらの影響のそれぞれには、環境へのほかの脅威の管理に用いられる毒性又は生態毒性に基づくアプローチに類似したものを含めて、いろいろなアプローチが必要となるかもしれない。これらのアプローチでは、特別の状況を管理するために一線量率又は特定の環境物質の放射性核種濃度で示される一環境基準を地域ごとに導き出す必要があるかもしれない。あるいはまた、ある特定の生息地又はサイトの中で重要となる生物学的パラメータについて、放射線の潜在的な影響の独立した評価が求められるだけかもしれない。しかし、それらは国のレベルで行われるべき決定である。追加の必要な助言や指針はまた、ほかの場を通じて、国レベルで提供されるであろう。それでも、もしそれらの決定がすべて標準の手法、モデル及びデータベースのある体系に基づいている一又は、その体系から導き出されていることが示されているか又は関連している一ならば、そのような決定の全体的な受け入れと解釈にとって大いに助けとなるであろう。

(134) 様々な種類の動植物相に特定の放射線影響を持つことがわかっている放射線量率でデータを表示することは、一般的な助言を与える最も適切で透明性の高い形式であるように思われる。これは、米国におけるように、その評価手順の結果として環境に対する「線量率限度」を用いて既に作成されつつあった国レベルでの法的枠組みを支援するために用いることができるかもしれないが、しかしほかの国々は、法的解釈でも、あるいは何らかの形式の手引き、

又はもっと厳格な形式の法規制を基礎とした線量率を使用することでも、そのような道筋をたどることを望まないかもしれないことを心に留めておかなければならない。

6.3. 委員会にとっての次のステップ

(135) 上記のすべてから、共通アプローチを開発する必要性が差し迫っていることは明らかである。それは実現可能でもある。近年、大量の関連する作業が、個人により、また国際機関や各国の機関によって実施されてきた。具体的な研究プログラム、専門家による調査グループ、過去 50 年間に集められてきた大量の放射線生態学の情報の解釈があった。これらの作業のすべては、この ICRP 課題グループの作業を加えて、ヒトとヒト以外の生物種の両方を防護するための実際的な枠組みを構築する基礎を提供している。しかしながら、もし何らかの形の国際的合意が達成されるのであれば、その基礎は最初に広く導入され、普及され、そしてできれば受け入れられる必要がある。

(136) このことは、放射線防護におけるわれわれの大抵の経験がそうであるように、重要なデータがないとか、知識のギャップがあると言っているのではない。主要なギャップの 1 つは、定められたエンドポイントに関する被ばくと影響の両方について、動植物相の防護に特に関係の深いデータを集めるための系統的な試みが初期のころ欠けていたことから生じている。この問題について、幾つかの時限付きの発議が既になされているが、ICRP はほかの機関と協力して、実行可能な枠組みを構築する上で役に立つようなやり方で、このような情報を集める上で重要な役割をすぐにでも果たすことができるであろう。

(137) 特に急を要するのは、関連する量の決定とそれらに付随する単位の選定の問題である。近年、多くの提案がなされている (Pentreath, 1999 ; Kocher と Trabalka, 2000 ; Trivedi と Gentner, 2000 ; Thompson ら, 2003)。これらの提案の主要な違いは、単に用語の選択における違いだけでなく、その背後にある概念の違いにある。値の選択とそれらの根拠には詳細な考察が必要である；学術文献には何桁にもわたる値が含まれており、テーマの全体が厳しい評価と更なる研究を必要としている。

(138) それゆえ委員会は、これらの問題及びそのほかの問題をほかの機関と協力してどのように解決するのが最良であるかを考えるべきである。もし委員会がこのテーマを更に展開しようと意図するのであれば、一次標準動植物相の選定と、それに付随する線量モデルとデータベースといった問題をどのように取り扱うのが最良であるかについても考察する必要がある。これらは倫理的／政策的な問題であり、かつ放射線生物学の問題である(一番目を除いて)が、すべての問題について、放射線関連以外の機関と高いレベルにおける幅広い議論が必要であろう。ICRP, UNSCEAR 及び IAEA の間で重複を避け、ほかの機関との混乱を避けるために、幾つかのはっきりした「責任の分担」を決めるのも有用であろう。

7. 結論と勧告

(139) 本報告書に示してきたように、環境への放射線の実際的及び潜在的なインパクトの評価と管理について、広い国際的な基礎の必要性が既に存在する。この必要性は、複数の道筋で、また様々な国際的及び国内的な事情から生じている。幾つかの国々はこれらの問題に取り組むための独自のプログラムに既に乗り出しているが、そのアプローチと放射線生物学の基本的な解釈の両方に国による違いが生じるというリスクを伴う。このような分裂は、環境防護のテーマにとっただけでなく、ヒトであろうとヒト以外であろうと、生物と放射線との相互作用に関する基礎科学の理解と解釈にとっても何の助けにもならないであろう。

(140) 課題グループは、ヒト以外の生物種の放射線影響評価に関する枠組みを構築する必要があると信じる。この要求は、環境における放射線の危険に対する何か特別の懸念によって推し進められたものではない。むしろ、この枠組み構築は、放射線防護における概念的なギャップを埋めるためであり、また科学的及び倫理・社会的な原則に基づいた防護の方針を立てることにより、提案された枠組みが環境防護という社会の目標の達成にいかにか寄与できるかを明らかにするためである。

(141) しかし、ヒトの放射線防護の状況とは対照的に、環境防護の一般的な目標とその達成の方法について規定する多数の国際法規及び国内法規が既に存在している。それゆえ、電離放射線に対するヒト以外の生物種の防護についての手引きは、現在のニーズを満たすことができるようなやり方で設定されなければならない。そのような手引きは、ヒトの放射線防護の基礎として用いられている放射線被ばく、線量及び放射線影響との間の関係の科学的な理解とも整合すべきである。さらに、手引きは意思決定者と公衆に信頼を生じるようなやり方ではっきりと表現される必要がある。このことは、様々な状況におけるヒト以外の生物種の放射線への被ばくを記述し評価することが十分にできるという事実と、これらに対する現実の又は潜在的な様々な結果を評価し、必要があれば管理できるという事実について、透明でかつ一貫した実証を必要とする。多くの場合これは、ヒトに対して類似の評価が行われる必要があるかどうかにかかわらず、実施される必要がある。これは、ほかの危険因子、化学物質などに対する環境の防護についてしばしばある状況であり、放射性物質を別に扱うための説得力のある論拠はない。標準動植物相アプローチの目的は、異なるタイプの動物や植物への放射線の影響について、国際的なレベルでの共通の理解を促すことにより、異なる国々が、それぞれの国の要件に関連して、その環境を評価し防護できるようにすることである。

(142) 委員会は、生物相への線量を評価し、またリスクを推定するための手段、方法、及びデータセットについての手引きを、一般に受け入れられ、またヒトとヒト以外の生物種の防護を一貫した枠組みに統合できるようなものとして提供するのに、疑いもなくよい立場にいる。前提条件は、公衆、規制者及び実施者が手引きを必要としていること、及び、このことを

意識し関心を持つ必要があることを ICRP が認識することである。それには、ヒト以外の生物種へのインパクトを直接的に評価でき、防護のレベルを透明性の高いやり方で確認できることをはっきりと実証するために、ICRP の現行の評価システムを拡張することが必要である。次に、ヒト以外の生物種へのリスクを評価するシステムを開発することが必要である。後者の場合には、ICRP は、環境防護のほかの分野における発展を正しく評価する必要性も認めなければならない。

(143) このように委員会は、演ずるための特定の役割を持つべきである。この役割は、幾つかの鍵となるデータセットとモデルによって裏付けられた勧告と助言という形で、ヒトの放射線防護に備える基礎情報といったものを提供することにより、包括的な方針と手引きを提供する必要性に基づくべきである。ヒト以外の生物種への電離放射線のインパクトの評価と、電離放射線の有害な影響に対する防護の枠組みを構築するためには、ICRP はしたがって現在の防護体系を改訂する必要がある。特に：

- 電離放射線の影響に関し、すべての生物に対する影響について研究し、これを防護するための包括的なアプローチを開発する；
- 明確な目的と原則のセットと、すべての生物に適用できる合意の得られた量と単位のセットを持った、ヒト以外の生物の防護を含む放射線防護体系を構築する；
- ヒト以外の生物種における放射線影響の基本的知識を解釈して、環境との関連で、例えば適切な階層レベル（個体、あるいは集団）での防護の規準又はベンチマークの設定に使用できるようにする；
- 少数の一次標準動植物相のセットと、それに関連するデータベースを構築し、ほかの人々がヒト以外の生物種のリスクの評価と管理のための、もっと地域特有及び状況特有の数量的アプローチを開発する；
- ヒト以外の生物種の防護への関与を明らかにし、そのことを作業の組織と専門家の構成に反映させる；そして
- 新しい知識の発展に伴い、この新しい体系の見直しと改訂を常に計画する。

(144) ICRP の防護体系は、新しい証拠が利用可能となり、根底にある機構に対する我々の理解が増えるに従って、長い時間をかけて進化してきた。その結果、委員会のリスク推定値は定期的に改訂され、約 10～15 年置きにかなりの改訂が行われている。したがって、環境の放射線防護のために設計されたどのような体系も、開発には時間がかかるであろうし、また新しい情報が得られそれを実際に適用することで経験が増すにつれて、同様に改訂されることが見込まれる。

文 献

- ACRP (2002) *Protection of Non-Human Biota From Ionizing Radiation*. Advisory Committee on Radiation Protection of the Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC), INFO-0730, Ottawa, ON.
- Amiro, B.D., Zach, R. (1993) A method to assess environmental acceptability of releases of radionuclides from nuclear facilities. *Environ. Int.* 19, 341-358.
- Amiro, B.D. (1997) Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential radiological impacts. *J. Environ. Radioact.* 35, 37-51.
- Barnthouse, L.W. (1995) *Effects of Ionizing Radiation on Terrestrial Plants and Animals: A Workshop Report*. Environmental Sciences Division, ORNL/TM-13141, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA. Sponsored by US Department of Energy.
- Bergonié, J., Tribondeau, L. (1906) Interprétation de quelques résultats de la radiothérapie. *Comptes Rendus Acad. Sci.* 143, 983.
- Bird, G.A., Thompson, P.A., Macdonald, C.R., et al. (2003) *Assessment of the Impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota*. Third International Symposium on Protection of the Environment from Ionizing Radiation. (SPEIR 3). IAEA Vienna, Austria, pp. 241-247.
- Brechnignac, F. (2001) Impact of radioactivity on the environment: problems, state of knowledge, and approaches for identification radioprotection criteria. *Radioprotection* 36, 511-535.
- Brechnignac, F., (2002 a) Environment vs. man radioprotection: the need for a new conceptual approach. In: Brechnignac, F. (Ed.), *The Radioecology-Ecotoxicology of Terrestrial and Estuarine Environments*, vol. 37. Radioprotection Colloques. EDP Sciences, Paris, pp. 161-166.
- Brechnignac, F. (2002 b) Protection of the environment: how to position radioprotection in an ecological risk assessment perspective. *Sci. Total Environ.* 307, 35-54.
- CEAA (1992) *Canadian Environmental Assessment Act to Establish a Federal Environmental Assessment Process. Bill C-13*. Statutes of Canada 1992, Chapter 37.
- CEC (1985) Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. *Official Journal L* 175, 05/07/1985, P.0040-0048.
- CEC (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal L* 206, 22/07/1992, P.0007-0050.
- CEC (1996 a) Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers

- arising from ionizing radiation. Official Journal L 159, 29/06/1996, P.0001-0114.
- CEC (1996 b) Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control. Official Journal L 257, 10/10/1996, P.0026-0040.
- CEC (2000) Council Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal 327, 22/12/2000, pp.1-73.
- CEPA (1999) *Canadian Environmental Protection Act, 1999*. Chapter C-15.31 (1999; c.33). Department of Justice, Ottawa, ON.
- Clarke, R. (1999) Control of low-level radiation exposure: time for a change? *J. Radiol. Prot.* 19, 107-115.
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., et al. (2001) Impact assessment of ionising radiation on wildlife. Environment Agency (UK) R&D Publ. 128, 222 pp.
- De Shalit, A.D. (2000) *The Environment: from Theory to Practice*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Goodhead, D.T. (1994) Initial events in the cellular effects of ionising radiations: clustered damage in DNA. *Int. J. Radiat. Biol.* 65, 7-17.
- Higley, K.A., Domotor, S.L., Antonio, E.J., et al. (2003 a) Derivation of a screening methodology for evaluating radiation dose to aquatic and terrestrial biota. *J. Environ. Radioact.* 66, 41-59.
- Higley, K.A., Domotor, S.L., Antonio, E.J. (2003 b) A kinetic-allometric approach to predicting tissue concentrations for biota. *J. Environ. Radioact.* 66, 61-74.
- Higley, K.A., Domotor, S.L., Antonio, E.J. (2003 c) A probabilistic approach to obtaining limiting estimates of radionuclide concentrations in biota. *J. Environ. Radioact.* 66, 75-87.
- Holm, L-E., Hubbard, L., Larsson, C-M., et al. (2002) Radiological protection of the environment from the Swedish point of view. *J. Radiol. Prot.* 22, 235-248.
- IAEA (1976) *Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Technical Reports Series No. 172*. IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (1979) *A Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Ecosystems. Technical Reports Series No. 190*. IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (1985) *Sediment Kds and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment. Technical Reports Series No. 247*. IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (1988) *Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources. Technical Reports Series No. 288*. IAEA, Vienna, Austria.
- 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, Austria.
- IAEA (1995) *The Principles of Radioactive Waste Management. IAEA Safety Series No 111 F*. IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (1996) *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and*

- for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115.* IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (1999) *Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, IAEA-TEC DOC-1091.* IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (2002 a) *Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, IAEA-TECDOC-1270.* IAEA, Vienna, Austria.
- IAEA (2002 b) *Specialist Meeting on Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation: International Perspectives, IAEA-723-J 9 -SP-114.3.* IAEA, Vienna, Austria.
- ICRP (1975). *Reference Man: Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics. ICRP Publication 23.* Pergamon Press, Oxford, UK.
- ICRP (1977) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26, Ann. ICRP 1 (3).
- ICRP (1991) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1-3).
- ICRP (1994) Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66, Ann. ICRP 24 (1-3).
- ICRP (1995) Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: the skeleton. ICRP Publication 70, Ann. ICRP 25 (2).
- ICRP (1998 a) Radiological protection policy for the disposal of radioactive waste. ICRP Publication 77, Ann. ICRP 27 (Suppl.).
- ICRP (1998 b) Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81, Ann. ICRP 28 (4).
- ICRP (1999) Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. ICRP Publication 82, Ann. ICRP 29 (3-4).
- ICRP (2001 a) Doses to embryo and fetus from intakes of radionuclides by the mother. Ann. ICRP 31 (1-3).
- ICRP (2001 b) A report on progress towards new recommendations: a communication from the International Commission on Radiological Protection. J. Radiol. Prot. 21, 113-123.
- ICRP (2002) Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: reference values. ICRP Publication 89, Ann. ICRP 32 (3-4).
- IUCN (1980) *World Conservation Strategy 1980. Living Resources Conservation for Sustainable Development.* International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Switzerland.
- IUR (2000) *Doses and Effects in Non-human Systems.* International Union of Radioecology, Oslo, Norway.
- IUR (2001) *Statement from the Consensus Conference on Protection of the Environment. Radiation Protection in the 21st Century: Ethical, Philosophical and Environmental Issues.* Norwe-

- gian Academy of Science and Letters, Oslo, Norway.
- Jones, D.S. (2000) Radiological benchmarks for effects on aquatic biota at the Oak Ridge Reservation. *Human Ecol. Risk Assess.* 6, 789-807.
- Jones, D.S., Domotor, S.L., Higley, K.A., et al. (2003) Principles and issues in radiological ecological risk assessment. *J. Environ. Radioact.* 66, 19-39.
- Kocher, D.C., Trabalka, J.R. (2000) On the application of a radiation weighting factor for alpha particles in protection of non-human biota. *Health Phys.* 79, 407-411.
- Linsley, G., Torres, C. (2001) The International Atomic Energy Agency's Programme on Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS). In: *Proceedings of the Radioecology—Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments (ECORAD 2001)*. Radioprotection colloques, 37, Cl. pp. 133-139.
- NCRP (1991) *Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms. Report 109*. National Council on Radiation and Measurements, Bethesda, MD. 115 pp.
- NRC (1993) *Setting Priorities for Land Conservation*. US National Academy of Sciences Press, Washington, DC, USA
- NRC (1996) *Understanding Risk in a Democracy*. National Academy Press, Washington, DC, USA.
- OECD (1995) *The Environmental and Ethical Basis for Geological Disposal*. OECD-NEA, Paris, France.
- OECD (2000) *A Critical Review of the System of Radiation Protection*. Committee on Radiation Protection and Public Health OECD-NEA, Paris.
- OECD (2002) *Radiological Protection of the Environment—The Path Forward to a New Policy?* NEA Forum, Taormina, Italy, 12-14 February 2002.
- OSPAR (1992) *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*. OSPAR Commission, London, UK.
- OSPAR (1998) *OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*. Ministerial Meeting of the OSPAR Commission, Sintra, 22-23 July 1998.
- 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) Radiation protection of people and the environment: developing a common approach. *J. Radiol. Prot.* 22, 1-12.
- Pentreath, R.J. (2003) *Evaluating the Effects of Ionizing Radiation Upon the Environment*. In: *Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionizing Radiation (SPEIR 3)*. IAEA, Vienna, Austria.

- 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. *Radiat. Protect. Nuclear Energy (IAEA, Vienna)* 2, 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.
- Pihet, P. (1998) Environmental and occupational dosimetry: an integrated approach to radiation protection covering radioecology, dosimetry and biological effects. A joint concerted action of EULEP, EURADOS and IUR in the Nuclear Fission Safety Programme of the European Commission. *Newsletter EULEP EURADOS UIR* 3, 9-10.
- Rawls, J. (1971) *A Theory of Justice*. Harvard University Press, Cambridge, MA, USA.
- Sazykina, T.G., Kryshev, I.I. (1999) Estimation of the control concentration of radionuclides in sea water considering health physics and radioecological criteria. *Atom. Energ.* 87, 302-307. (in Russian).
- Shrader-Frechette, K., (1994) Risk and ethics. In: Lindell, B. (Ed.), *Radiation and Society*. IAEA, Vienna, Austria, pp. 167-182.
- Stilling, P. (1999) *Ecology Theories and Applications, 3rd edn*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Strand, P., Brown, J.E., Woodhead, D.S., et al. (2000). *Delivering a System and Framework for the Protection of the Environment from Ionising Radiation*. Tenth International Congress of the IRPA, Hiroshima, Japan, 14-19 May 2000, P-2a-116, 5 pp.
- Strand, P., Larsson, C.-M., (2001) Delivering a framework for the protection of the environment from ionising radiation. In: Brechignac, F., Howard, B.J. (Eds.), *Radioactive Pollutants. Impact on the Environment*. EDP Sciences, Les Ulis, France.
- Suter II, G.W. (1999) Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 5, 375-396.
- Thompson, P.A., Macdonald, C.R., Harrison, F. (2003) *Recommended RBE Weighting Factor for the Ecological Risk Assessment of Alpha-emitting Radionuclides*. In: Third International Symposium on Protection of the Environment from Ionizing Radiation (SPEIR 3). IAEA, Vienna, Austria.
- Trivedi, A., Gentner, N.E. (2000). *Ecodosimetry Weighting Factor (er) for Non-human Biota*. Tenth International Congress of the IRPA, 14-19 May 2000, Hiroshima, Japan, 2000, P-2a-114, 8 pp.
- UN (1945) *Charter of the United Nations*. United Nations, San Francisco, USA.
- UN (1972) *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment 21st Plenary Meeting, The United Nations Conference on the Human Environment, Sockholm*. United

- Nations, New York, NY.
- UN (1992) *Rio Declaration on Environment and Development, Rio de Janeiro*. United Nations, New York, NY.
- UNSCEAR (1986) *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes*. United Nations, New York, NY, USA.
- UNSCEAR (1996) *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annex*. United Nations, New York, NY, USA.
- UNSCEAR (2000) *Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes*. United Nations, New York, NY, USA.
- UNSCEAR (2001) *Hereditary Effects of Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annex*. United Nations, New York, NY, USA.
- USDOE (1993) *Radiation Protection of the Public and the Environment. DOE Order 5400.5*. US Department of Energy, Washington, DC, USA.
- USDOE (1996) Radiation protection of the public and the environment. Federal Register 61 (36), 6799-6801.
- USDOE (2002) *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota, Technical Standard DOE-STD-1153-2002*. US Department of Energy, Washington, DC, USA.
- Van der Stricht, E., Kirchmann, R. (2001) *Radioecology: Radioactivity and Ecosystems*. For-temps, Liège, Belgium.
- Webster, S. (2000). Environmental impact assessments and geological repositories - a model process. International Conference of the Safety of Radioactive Waste Management, Córdoba, Spain, 13-17 March, International Atomic Energy Agency, pp. 294-297, IAEA-CN-78.
- Waste Convention (1997). Joint Convention on the Safety of Spent Nuclear Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. INFCIRC1546. IAEA, Vienna, Austria.
- Woodhead, D.S. (1973) The radiation dose received by plaice (*Pleuronectes platessa*) from the waste discharged into the north-east Irish sea from the fuel reprocessing plant at Windscale. *Health Phys.* 25, 115-121.
- Woodhead, D.S. (1979) Methods of dosimetry for aquatic organisms. In: *Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity in Aquatic Ecosystem, IAEA Technical Report 190*. IAEA, Vienna, Austria, pp. 43-96.
- World Commission on Environment and Development (1987) *Our Common future (The Bruntland Report)*. Oxford University Press, Oxford, UK.

ICRP Publication 91

ヒト以外の生物種に対する
電離放射線のインパクト評価の枠組み

定価 (本体3,600円 + 税)

2005年 3月 9日 初版第1刷発行

©2005

翻 訳 社 団
及 び 法 人 日 本 ア イ ソ ト ー プ 協 会
発 行

〒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

出 版 (03) 5395-8082

FAX 出 版 (03) 5395-8053

振 替 00180-4-614865

発 売 所

丸 善 株 式 会 社

印刷・製本 (株) 恵友社

ISBN4-89073-163-6 C3340