

## 第6章 動植物に及ぼす放射線影響

### 6.1. 事故発生前に知られていた、生物相に及ぼす放射線影響

放射線が植物や動物に及ぼす影響については、すでに長年にわたって科学者たちが注目してきており、実際、放射線が人間に及ぼす影響についての情報の多くは、動植物に関する研究に基づいている。だが、その後原子力エネルギーの開発が進んだことと、それに伴い陸域・水域環境に排出される放射性廃棄物が増加して、許容された上での廃棄とはいえ及ぼしうる影響への懸念が増してきたために、新たな研究が行われた。放射性廃棄物の量をどこまで許容するかは、人間の被曝を極力抑えるという観点から決められてきたが、動植物もこれらの廃棄物から被曝しており、しかも、その度合いは人間よりも著しい場合が多いということが知られていた。1970年代中ごろまでには、電離放射線<sup>訳注1</sup>が動植物に及ぼす影響に関して十分な量の情報が収集され、これらの情報をまとめた信頼できるレビュー論文【過去の研究を網羅して解説する論文で、中には新しい視点による新しい解釈を含む事もある】が数件報告されている[6.1-6.4]。

過去百年にわたって行われた研究から、放射線被曝の影響について、いくつかの一般則を見出すことができる。最も目立つのは、動植物の種類によって、致死放射線量にかなりのばらつきがあることである（図 6.1）。同じ分類群に属する各種生物のあいだでも、個体によって、あるいは発育段階によって放射線感受性に差があるため、被曝に対してどのような反応を示すかにはかなりの幅がある。また、影響を及ぼす被曝量にも幅があり、ある分類群の生物に対して、軽微な影響しか及ぼさない被曝量から重大な影響を及ぼす被曝量まで、大きな幅があることも観察されている。

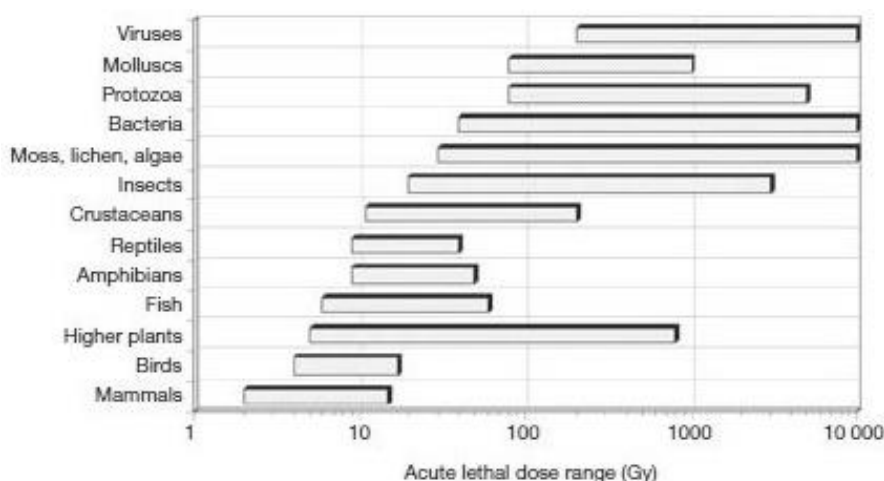


図 6.1.: 生物分類学上の各種類の致死率 100%の急性被曝量（Acute lethal dose）の範囲。高等動物ほど放射線の影響を受け易く、人間は最も放射線に弱い。[文献 6.5 より引用]【横軸の単位は Gy。調べられた生物種は上から：ウィルス（Viruses）、軟体動物（Molluscs）、バクテリア（Bacteria）、蘚類、地衣類、藻類（Moss, lichen algae）、昆虫（Insects）、甲殻類（Crustaceans）、爬虫類（Reptiles）、両生類（Amphibians）、魚類（Fish）、高等植物（Higher plants）、鳥類（Birds）、哺乳類（Mammals）。】

図 6.2 は、さまざまな植物群落、土壌無脊椎動物、齧歯（げっし）動物について、短期間の被曝で軽微な影響から重度の生体損傷までの各種の影響を及ぼすのに必要な放射線量をまとめたものである。植物界では、一般に高木は低木よりも感受性が高く、また、低木は草本よりも感受性が高い。地衣類、蘚類、苔類など、より原始的な植物は、維管束植物よりも耐性が高い。放射線に耐性のある植物には、放射線によるストレスに耐える能力を向上させるような分子や細胞の特性を持つものが多い。また、植物群落内での放射線耐性のばらつきについては、Sparrow による初期の研究で一部説明できる[6.8]。彼は、次のような特徴を持つ植物が放射線に対する高い感受性をもたらす傾向があることを示した：染色体が大きい、動原体が通常の型である【つまり分散型でない】、染色体の数が少ない、単核細胞、二倍体細胞、一倍体細胞、有性生殖、有糸分裂の中間期が長い、減数分裂がゆっくりである。彼はまた、冬眠や、春に始まる成長期など、季節特有の過程によっても、放射線感受性が変化する場合があることを示した（表 6.1 参照）。

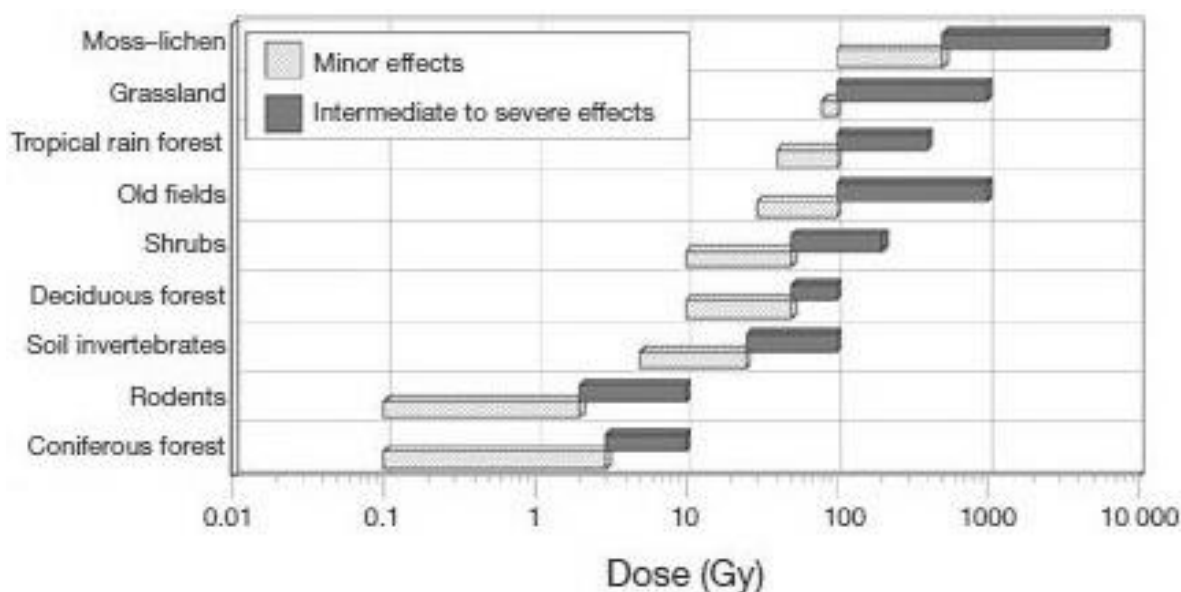


図6.2.: 短期間（5～60日）の被曝で影響（軽度、中程度、重度）が出る放射線量の範囲。各種植物群落、げっ歯類（ネズミ等）、および土壌無脊椎動物の種類別に調べた。

『軽度の影響（Minor effects）』には、染色体損傷、生産力、生殖力、生理機能の変化などが含まれる。『中程度の影響（Intermediate effects）』は、環境に適応する個体のみが生き残る事による種の組成、多様性の変化（選択型進化）などがあげられる。『重度の影響（severe effects）』とは著しく高い死亡率【枝枯れ等】を意味し、被曝線量が『中程度の影響』の上限をあたりから現れ始める。[文献 6.6-6.7より引用]【調べられた生物種は、上から蘚類、地衣類（Moss-lichen）、草原（Grassland）、熱帯雨林（Tropical rain forest）、古くからの野原（Old fields）、低木、灌木（Shrubs）、落葉樹林（Deciduous forest）、土壌無脊椎動物（Soil invertebrates）、げっ歯類（Rodents）、針葉樹林（Coniferous forest）。】

表 6.1. 植物の放射線感受性の程度を決める細胞核の主要な特徴と要素[6.5、6.8]

| 感受性を高める特徴、要素        | 感受性を低下させる特徴、要素       |
|---------------------|----------------------|
| 核が大きい (DNA の含有量が多い) | 核が小さい (DNA の含有量が少ない) |
| 異質染色質が多い            | 異質染色質が少ない            |
| 染色体が大きい             | 染色体が小さい              |
| 末端動原体型染色体を持つ        | 中部動原体型染色体を持つ         |
| 正常な動原体を持つ           | 多中心、分散型動原体を持つ        |
| 単核細胞からなる            | 多核細胞からなる             |
| 染色体数が少ない            | 染色体数が多い              |
| 2 倍体、1 倍体核からなる      | 多倍数体核からなる            |
| 有性生殖をする             | 無性生殖をする              |
| 有糸分裂間期が長い           | 有糸分裂間期が短い            |
| 休眠期間が長い             | 休眠期間が短い、無い           |
| 減数分裂が遅い             | 減数分裂が速い              |

いくつかのレビュー論文によれば (たとえば、文献[6.3])、生物のなかでは哺乳類が最も放射線感受性が高く、また、しかもその影響は致死という形よりも繁殖能力への影響という形で受けやすいと考えられている。哺乳類が急性被曝を受けた場合、死亡に至るのは、一般的に被曝線量が 3Gy を超えてからだ<sup>訳注 2</sup>、繁殖能力は、0.3Gy 未満の被曝線量で影響を受ける。慢性被曝では状況が変わり、死亡に至るのは 0.1Gy/d を超えてからであり、生殖能力への影響は、0.01Gy/d 未満で起る。水棲生物のなかでは魚類が最も放射線感受性が高く、魚類の生涯のなかでも、特に配偶子形成期と胚発生期に感受性が高まる。動物群集への影響は、動物の移動によって影響が薄れる傾向がある (被曝線量の高い地域から低い地域へと移動できるからである)。これに比べてほとんど移動できない定住性の土壌無脊椎動物の場合は、とりわけ放射能汚染の大部分が土壌に蓄積することから、ほかの動物よりもかなり高い線量を被曝するおそれがある。

植物や動物が放射線に対してどのように反応するかは、その個体が受ける被曝線量と、その個体の放射線感受性の両方に依存する。被曝線量は、時間の経過に伴って放射能汚染の分布が変化していくなかで、その個体がある時その時にどのような場所に好んで生息するかということと、その生物が内臓や組織にどの程度放射性核種を蓄積する傾向があるかということとの二つによってほぼ決まってしまう。汚染区域内に生息する生物は、生息地の利用法によっては、同じ区域で生活する人間よりもかなり高い被曝線量を受ける可能性がある (つまり、人間は家屋などである程度放射線を遮ることができ、また、あまり汚染されていない地域から食料や水を手に入れることもできるが、動植物にはそうしたことは不可能であるから[6.3])。

電離放射線を浴びれば、どんな場合でも生体組織に損傷が生じる潜在的おそれがあるのは確かだが、同じ総吸収線量を、より長期間にわたって被曝する場合、線量率にもよるが、その時間のあいだに細胞や組織の修復処理が起るおかげで、損傷が軽減されることもある。このため、放射線被曝は、多少人為的な区分けではあるが、急性被曝と慢性被曝の二つに習慣的に区別されている。大まかに言って、急性被曝とは、短い時間に高線量率で放射線を被曝したときに、比較的短時間に明白な影響が生じることである。慢性被曝とは、ある程度の時間——通常、その生物の生涯のかなりの期間にわたって、あるいは、胚発生期など、特定の段階のすべてにわたって——、累積線量が急性

影響をもたらさない程度の十分低い線量率で放射線を連続的に被曝することである。

上述した初期のレビュー論文はすべて、以下に示すような場合には、有害な影響が生じる可能性は低いと結論している点で一致している。

- (a) 陸生・水生植物群および水生動物群が、10mGy/d 以下の線量率で慢性被曝を受けた場合。ならびに
- (b) 陸生動物群が 1mGy/d 以下の線量率で被曝をした場合。

しかし、注意すべきことは、上記の二つの線量率は、いかなる放射線防護体系においても、環境保護の為に線量率限度として使用されるべきものではないという点である。というのも、【上記の線量値、すなわち】これ以下の線量率ならば重大な障害が生じる可能性がほとんどないと示された数値の根拠は、限られた種類の生物について、限られた種類の生物学的応答について行われた研究に過ぎないからである。また、上記の線量率は、生物群集レベルでの影響に関するデータであり、個々の生物個体への影響については何も述べていないことにも注意が必要である。

放射線被曝が個体に及ぼす影響について、最近あらたに複数のレビュー論文が、FASSET (Framework for the Assessment of Environmental Impact の略、環境への影響評価のための枠組み) および EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic の略、北極圏における電離放射線汚染に関する環境保護) という、二つの EC プロジェクトの枠組みのなかで執筆され、おおむね一貫した結論を出している[6.9-6.11]。被曝線量が低いときでも感受性の高い細胞系や、感受性の高い種の個体では軽度の影響が現れる場合もある(たとえば、哺乳動物の血液細胞の細胞数や、魚類の免疫反応、針葉樹の成長、そして多くの生命体における染色体異常など) けれども、重大な影響が生じる閾値線量率は、ほとんどの研究で約 0.1 mGy/h (2.4 mGy/d) と示されている。その後線量率が増加するにつれて有害な影響も徐々に増加し、通常、1 mGy/h (24 mGy/d) を超える線量率を生存期間に比してかなりの期間浴び続けると影響は顕著になる。2.4 mGy/d 以下の線量率において個体もしくは個体群に、重篤でない障害の発生率上昇が見られるかどうかや、あるいは細胞遺伝学的影響があるかどうかについては、まだ定まっていない[6.11]。

最近まとめられた EPIC のデータベースには、ロシア連邦北部とチェルノブイリ汚染区域内で観察された野生生物への放射線被曝の影響が、非常に広い範囲の線量率にわたって記載されている(10<sup>-5</sup>Gy/d 未満から 1 Gy/d を越える範囲を網羅している) [6.10]。EPIC データベースから、野生生物に対する放射線の影響が決定的になる閾値が、【X 線、γ 線のように】線エネルギー付与<sup>訳注 3</sup>の低い放射線については、0.5-1 mGy/d の範囲にある、という一般的な結論が得られる。

このような植物、動物の放射線被曝の影響に関する大づかみな結論は、チェルノブイリ事故後の被曝の増加から観察されたさまざまな放射線影響に関する入手可能な情報を検討する際に、適切な内容となっている。

訳注 1：放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接

電離放射線がある。原文では3～5章では電離放射線の事が単に放射線と記してあるが、本章では正式名称の電離放射線という書き方が往々にして用いられている。

訳注2：人体の場合の被曝は、線量（Gy）でなく効果（Sv）に換算するが、動植物でそのような換算は出来ないので、Gyという吸収線量の単位を本章でそのまま被曝線量として用いる。

訳注3：線エネルギー付与とは、放射線が単位長さあたりの物質に平均して与えるエネルギー。

## 6.2. チェルノブイリ事故後の放射線被曝の経時的变化

チェルノブイリ事故の環境への影響を議論する際は、事故のどの段階での影響を論じるのかを明確にすることが決定的に重要である。事故から20年近く経った現在観察される影響は、最初の20日間に起ったものとはまったく異なる。事故現場周辺区域では、放射線被曝の状況が大きく異なる三つの段階があったとみなされている[6.4]。最初の20日間は、この区域を通過した放射能性ダスト雲（放射性プルーム：3.1.2参照）に短寿命放射性核種（ $^{99}\text{Mo}$ 【モリブデン99】、 $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ 【テルル132/ヨウ素132】、 $^{133}\text{Xe}$ 【キセノン133】、 $^{131}\text{I}$ 【ヨウ素131】、 $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$ 【バリウム140/ランタン140】）が大量に含まれていたために、放射線被曝は本質的に急性であった。これら短寿命で強い放射性をもつ核種の大部分は、植物や地面の上に沈着し、生物相に測定可能な影響を及ぼすほどの大量の累積線量を与えた。また、事故当日および事故後数週間にわたり、放射性ヨウ素同位体もしくはその放射性前駆体<sup>訳注4</sup>の吸入や摂取によって、脊椎動物の甲状腺が高度の被曝を受けた。

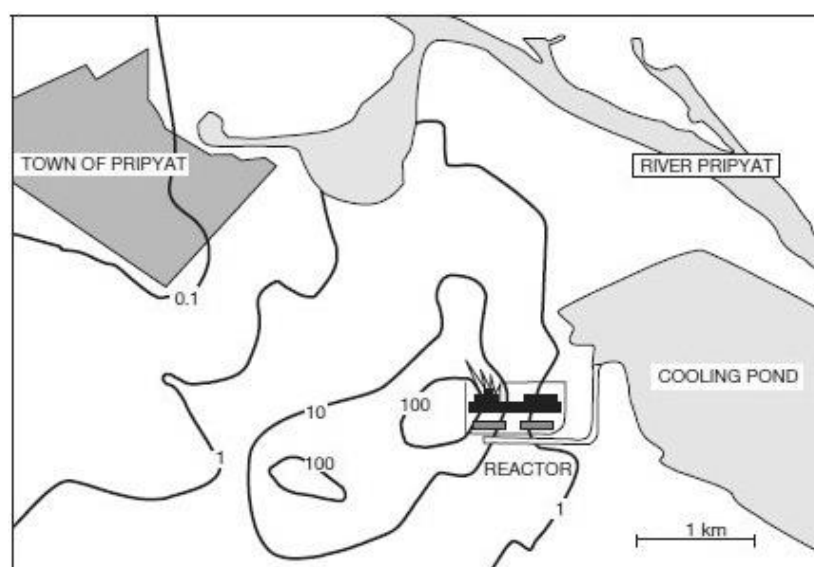


図6.3.: チェルノブイリ原発の原子炉近くで測定された大気中の放射線照射量率。1986年4月26日の値。等値線に記された数値の単位はR/h=約10 mGy/h=約0.2 Gy/d。[文献 6.12より引用]【右上を南東に向かって流れるのがプリピャチ（PRIPYAT）川で、日本の一級河川に相当する。プリピャチの市街地（TOWN OF PRIPYAT）は原子炉（REACTOR）の北西に位置する。冷却池（COOLING POND）は川と原発の間に位置する。】

損傷した原子炉のごく近傍で事故当日に測定された照射線量率が、図 6.3 に示されている。図中の照射線量率は主に、沈着した放射性核種からのガンマ線照射によるものであり、その大きさは最大で 20Gy/d であった。しかし、表面組織や小型の生物学的標的（たとえば、針葉樹の成熟した針葉や成長中の芽など）は、その上さらに、付着した放射性核種からのベータ線をかなりの量被曝した。事故後 20－30 日の最初の段階では、短寿命放射性同位体から高い線量率で比較的短期間の被曝を受けたと考えられ、生物相に著しい影響を及ぼした急性被曝の時期と特徴付けられる。

放射線被曝の第二の段階は、1986 年の夏と秋の期間にわたった。この期間、短寿命放射性核種は壊変により消滅し、長寿命放射性核種は、物理的、化学的、生物的プロセスによって、環境内の異なる場所に運ばれた。主な移動プロセスとしては、雨によって放射性核種が植物の表面から土壤に流される現象と、植物組織を通しての生体蓄積とがあった。土壤表面での線量率は、短寿命核種が放射壊変したために、最初の値の 10% を大幅に下回るまで低下したが、有害なレベルの線量が依然として蓄積された。放射性核種が雨によって流されたために、通常とは違った形で放射線障害を起こした針葉樹の例を図 6.4 に示す。



図6.4.: 放射能の影響を受けた小型針葉樹の写真。上部は、事故発生直後に放射性物質が樹冠に堆積したことにより損傷を受け【左上の針葉が薄くなった部分】、下部は、その後の雨で樹冠から流された放射性物質が表面に吸着したことで損傷を受けた。中央部分のみは余り影響を受けていない。  
[T. Hilton 氏による写真提供、1991年]

概括的に言って、動植物が蓄積した総放射線量の約 80%は、事故後 3 ヶ月以内に被曝したもので、このうち 95%以上がベータ線の寄与であった[6.4]。この事実は、放射性降下物による総被曝線量のうち、ガンマ線による分よりも、ベータ線による分のほうが重要であるという点で、以前の諸研究と一致している。たとえば、反応から 10 時間経過した新しい核分裂生成物の混合物を、7GBq/m<sup>2</sup>の密度で、さまざまな成長段階にある穀草類に沈着させる実験では、植物が結果として受けたベータ線量とガンマ線量の比を熱ルミネッセンス線量計で測定したところ、その比は 1 から 130 の範囲で分布した[6.13]。

CEZ 内の土壌表面で熱ルミネッセンス線量計を使って行った測定では、ガンマ線量に対するベータ線量の比は、約 26 : 1（つまり、総線量の 96%がベータ線によるもの）であった。事故後 15 日の土壌表面のガンマ線線量率が 0.01mGy/h であった場合、ベータ線とガンマ線両方の総積算線量は、最初の 1 ヶ月間では 0.5±0.2Gy、そして、2 ヶ月目と 3 ヶ月目の終わりの時点で、それぞれ 0.6 と 0.7 Gy であったと推測されている[6.14]。

放射線被曝の第三の（今なお続いている）段階においては、線量率が初期値の 1%以下という被曝が慢性的に続いており、これは主に <sup>137</sup>Cs【セシウム 137】汚染によって生じている。時がたつにつれて、短寿命核種が崩壊し、残存している <sup>137</sup>Cs の多くが土壌内部に移行していくため、放射線被曝の総量に対してベータ線とガンマ線が占める割合は、ほぼ同等になっていく傾向がある。しかし、両者の比は、生物の内部に <sup>137</sup>Cs がどの程度蓄積するかということと、主な外部被曝源（すなわち土壌）に対する生物の行動によって異なる。初期の沈着が場所によって不均一であったうえに、生物ごとに生息場所が異なる（たとえば、鳥は森林の上層部に、齧歯動物は地面に生息する）ため、放射線被曝の程度は生物ごとに、そして事故後の時期により著しく異なる。動物が外部から CEZ 内に移入して来たり、生息している動植物が繁殖したりすることによって、現在チェルノブイリ周辺の放射能に汚染された環境内に、新しい動植物が常時移入している。現在のこうした状況は、6.8 節で紹介する。

訳注 4: 放射壊変によって放射性ヨウ素同位体に変化するような、他の元素に属する放射性同位体。

### 6.3. 植物に対する放射線影響

チェルノブイリ事故起源の放射性降下物から植物が受けた被曝線量は、核種ごとの物理的性質（半減期、放出される放射線の種類など）の違いや、その植物種が事故当時どのような生理学的段階にあったかという違い、重要な植物組織に核種を吸収する植物種ごとの傾向の違いによって異なっていた。事故が発生したのが 4 月の末という、植物の成長と繁殖が盛んになる時期に重なったことで、放射性降下物による生体損傷効果は著しく高まった。ベータ線を放出する放射性汚染物が、放射線に感受性の高い重要な植物組織【植物の成長点はまさに天辺にある】の上に沈着したせいで、同じ環境に生息する動物よりも、植物のほうが著しく高い線量を被曝する結果となった[6.13, 6.15]。ベータ線の寄与を適切に考慮するようになる以前は、線量一被曝影響の関係に大きなばらつきが見られた[6.16]。

CEZ 内では、植物に沈着した全ベータ放射能 ( $0.7\text{--}3.9\text{ GBq/m}^2$ ) と、それにともなう放射線量は、いくつかの植物種で、一時的生殖能力不全もしくは繁殖能の低下を引き起こすに十分であった [6.15]。1986 年 8 月までには、事故前に種を蒔かれたさまざまな作物が姿を現しはじめた。汚染密度が  $0.1\text{--}2.6\text{ GBq/m}^2$  の畑地や、植物の被曝線量率が事故初期に  $300\text{ mGy/d}$  に達していたと推測される畑地では、成長や発育の問題が見られた。分裂組織細胞の染色体異常の発生率が上昇したほか、葉の斑点状の壊死や先端の萎縮、さらに、光合成、蒸散、代謝産物の合成の抑制が観察された [6.17]。冬コムギの各種異常は、1986 年から 1987 年にかけては 40% を超え、異常の種類によっては、その後数年間続いたものもある [6.18]。

針葉樹が放射線感受性の高い植物であることは以前から知られていたが、チェルノブイリ原子力発電所の  $1.5\text{--}2\text{ km}$  西にある針葉樹林<sup>訳注<sup>5</sup></sup>は、 $20\text{ Gy/d}$  を超える線量率により [6.12]、枯死を引き起こすに十分な線量 ( $80\text{ Gy}$  以上) [6.19] を被曝した。原子炉に極めて近いところにある針葉樹が放射線障害を受けた最初の兆候は黄変と針葉の枯死で、これらは事故発生後 2、3 週間以内に現れ始めた。1986 年の夏のあいだに、放射線障害の範囲は北西方向  $5\text{ km}$  まで広がった。 $7\text{ km}$  離れた地点で深刻な障害が観察された例もあった。枯死した針葉樹の木立の色から、森は「赤い森」と呼ばれるようになった。

Tikhomirov and Shcheglov [6.19]、および Arkhipov ら [6.20] は、枯死率、繁殖異常、木立の生育力、そして針葉樹の樹冠の再生が吸収線量に依存することを発見した。ヨーロッパアカマツ【*Pinus silvestris*】が急性被曝を受けた場合、被曝線量が  $0.5\text{ Gy}$  で検出可能なまでの細胞遺伝学的障害が起った。 $1\text{ Gy}$  を超える線量では、成長が遅れ、形態の障害が生じた。そして線量が  $2\text{ Gy}$  を超えると、樹木の繁殖能力が影響を受けた。 $0.1\text{ Gy}$  未満の線量では、目に見える生体損傷は樹木に起らなかった。表 6.2 は、CEZ 内の針葉樹での放射能濃度と線量の変動範囲を示す。トウヒ属の樹木は、マツよりも放射線感受性が高いことが観察された。 $0.7\text{--}1\text{ Gy}$  という低い吸収線量でも、トウヒ属の樹木には、針葉、芽および茎の成長の奇形が見られた [6.22]。

表 6.2. チェルノブイリ原子炉から方位角  $205\text{--}260$  度の範囲における、原子炉からの距離別の針葉樹の放射能汚染量 ( $\text{kBq/kg}$ ) と、同位置での 1987 年 10 月における推定空間線量率 ( $\text{mGy/h}$ ) 及び累積外部線量 ( $\text{Gy}$ ) [6.21]

| チェルノブイリ<br>原子力発電所か<br>らの距離 | 空間線量率 <sup>a</sup>                | 累積外部線<br>量 <sup>a</sup> | 針葉内の放射能濃度<br>( $\text{kBq/kg}$ ) |                   |                  |                  |                   |                   |
|----------------------------|-----------------------------------|-------------------------|----------------------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|
|                            |                                   |                         | <sup>144</sup> Ce                | <sup>106</sup> Ru | <sup>95</sup> Zr | <sup>95</sup> Nb | <sup>134</sup> Cs | <sup>137</sup> Cs |
| 2.0 km                     | 2.2 mGy/h                         | 126 Gy                  | 13400                            | 4100              | 800              | 1500             | 1500              | 4100              |
| 4.0 km                     | 0.10 mGy/h                        | 5 Gy                    | 150                              | 60                | 8                | 15               | 17                | 72                |
| 16.0 km                    | $3.5 \times 10^{-4}\text{ mGy/h}$ | 0.014 Gy                | 1.5                              | 0.6               | 0.1              | 0.17             | 0.18              | 0.55              |

<sup>a</sup> 土壌表面から高さ  $1\text{ m}$  におけるガンマ線の線量率と線量



表 6.3. チェルノブイリ原子力発電所近辺の地区の針葉樹林の生体損傷とその面積[6.22]

| 地区と生体損傷の程度                                             | ガンマ線の外部線量 <sup>a</sup> | 空間線量率 <sup>a</sup> | 針葉の内部線量   |
|--------------------------------------------------------|------------------------|--------------------|-----------|
| 針葉樹の致死 (4km <sup>2</sup> ): マツの完全な死、落葉樹の部分的損傷          | > 80-100 Gy            | > 4 mGy/h          | > 100 Gy  |
| 亜致死 (38km <sup>2</sup> ): 成長点の大部分の死、針葉樹の一部の死、落葉樹の形態的变化 | 10-20 Gy               | 2-4 mGy/h          | 50-100 Gy |
| 中程度損傷 (120km <sup>2</sup> ): 生殖能力の抑制、針葉の乾燥、形態的变化       | 4-5 Gy                 | 0.4-2 mGy/h        | 20-50 Gy  |
| 軽度損傷: 針葉樹の成長、生殖、形態の障害                                  | 0.5-1.2 Gy             | < 0.2 mGy/h        | < 10 Gy   |

<sup>a</sup> 土壌表面から高さ 1m におけるガンマ線線量率と線量

樹木の重要な部分に吸収された線量のうち 90%が、沈着した核種からのベータ線によるもので、残りの 10%がガンマ線によるものであった。既に 1987 年には、生き残った樹冠で再生プロセスがはっきりと見られるようになり、人間の再生活動によって、枯死した樹木が生えていた場所に移植が行われ、若い森林が再生した[6.20]。針葉樹の木立が枯死した場所では、害虫や害獣が突如として侵入し、その後隣接する区域へと広がっていった。枯死した針葉樹の木立の区域は、現在では草地になっている。そこへ落葉樹の自然播種によるゆっくりとした侵入が起っている。放射線によって生じた針葉樹の生体損傷がどの程度であったかによって、チェルノブイリ近傍の地域を四つのゾーンに分けることができる (表 6.3)。

訳注 5: 原文では pine tree という表現が度々登場するが、マツ属の植物を意味するというよりは、図 6.4 や 6.6 に示されるようなモミやトウヒに近い樹種をも含む広範な針葉樹を意味すると推察されるため、本章では針葉樹と訳す。

#### 6.4. 土壌無脊椎動物への放射線影響

最初の放射性降下物の 60%から 90%は林冠やその他の植物に沈着した [6.19]が、事故後数週間のうちから 2、3 ヶ月後までのあいだに、雨による流下と落葉のプロセスによって、放射性汚染の大部分は、リター層<sup>訳注 6</sup>と土壌層へと移行した (より詳しくは、3.4 節を参照のこと)。そのため、リター層と土壌層に生息する無脊椎動物たちは、長期間にわたって高レベルの放射線に曝されることになった。土壌無脊椎動物たちが冬の休眠期のあとの繁殖と脱皮を行うという、放射線感受性が最も高まる時期に事故が起ったため、土壌無脊椎動物に影響が及ぶおそれはとりわけ高かった。

事故後 2 ヶ月以内に、原子炉から 3-7 km 地点の森林のリター層に生息する無脊椎動物の数は、30 分の 1 に減少し [6.14]、繁殖は深刻な影響を受けた (幼虫と若虫はいなくなった)。約 30Gy の被曝線量 (土壌中に設置された熱ルミネセンス線量計から推定した) は、無脊椎動物群落到破壊的な影響を与え、卵や初期生育段階にある個体を死に至らしめ、成体には生殖障害を起こした。比較的汚染の少ない区域から無脊椎動物が移入してくることが一つの要因となっており、森林のリター層

に生息する無脊椎動物の生殖活動は一年以内に回復した。2年半後、リター層の無脊椎動物の成体に対する幼若虫の比ならびに単位面積当たりの無脊椎動物の総重量は、対照地点における値と変わらなかった。しかし、種の多様性は極端に低いままだった[6.14]。

土壌内の無脊椎動物種の多様性【種組成や種の豊富さの変化】を調べることによって、群落レベルでの放射線の影響を分析することができる。たとえば、1986年7月に、チェルノブイリ原子力発電所から3kmの距離で採取された10個の針葉樹の木立から採取された土壌コアには、無脊椎動物は5種類しか見つからなかった。これに対して、70km離れた対照地点では23種が確認された。リター層における動物相の平均個体密度は、対照地点での、コア225cm<sup>2</sup>あたり104個体から、3km地点では2.2個体にまで減少した。対照地点で採取された10のコアすべてに存在していた6つの種は、3km地点から採取した10のコアでは全く見られなかった[6.23]。高度に汚染された地点で発見された無脊椎動物の数は、1993年には対照地点の半分に過ぎず、種の多様性が完全に回復するのは、事故後10年近くが経った1995年になってのことであった[6.14]。

森林リター層内の無脊椎動物に比べ、耕作地土壌に生息する無脊椎動物は、それほど影響を受けなかった。耕作地土壌でミミズの個体数は4分の1に減少していることが確認されたが、それ以外は、土壌無脊椎動物のどんな集団でも壊滅的な大量死は観察されなかった。5cmよりも深い土壌の内部では、土壌無脊椎動物の減少はまったく見られなかった。放射性核種は深い土壌層にまではまだ移行しておらず、上を覆っていた土壌が、総線量の主成分(94%)であったベータ線から無脊椎動物を遮ったと考えられる。森林リター層内の無脊椎動物が被曝した線量は、表土内に生息する無脊椎動物よりも3倍から10倍高かった[6.14]。

チェルノブイリ周辺の高度汚染地区内で無脊椎動物の生殖能力不全が起きたかどうかについては、研究者たちは明確な見解を持っていないが[6.14]、チェルノブイリの現地調査で報告された30Gyという積算線量は、外部照射によって害虫を防除する実験で使用される線量の範囲内にある。最近のあるレビュー論文では、昆虫、ダニ、マダニのほとんどの科で、200Gy未満の線量で生殖能力不全を起こすに十分であることが示されている[6.24]が、昆虫や節足動物でも、種類によっては生殖能力不全を起こす線量がこれよりはるかに低い場合もあり、その数値は【生物分類の】目ごと、あるいは、同じ目のなかで、大きくばらついている。植物に対して発見された[6.8]のと同じように、昆虫の放射線感受性は、間期核<sup>訳注7</sup>の平均体積値と相関がある[6.24]。

訳注6：生態学の用語で、森林において葉や枝が地表面に落ちたものや動物の糞など、まだ土壌生物によって分解されていないものが地表面上に堆積した層をいう。

訳注7：有糸分裂と次の有糸分裂の間の期間（間期）にある細胞核。

## 6.5. 家畜への放射線影響

放射能に汚染された環境では、反芻動物の被曝は、家畜化されたもの（ウシ、ヤギ、ヒツジ）も、野生のもの（ヘラジカ、シカ）も、総じて高い。というのも、これらの動物は大量の植物を摂取するため、多くの放射性核種が体内に蓄積されるからである。たとえば、一頭の乳牛は毎日、150m<sup>2</sup>

の草地から、その約 30%の草を食べる。核種を摂取することで、腸、甲状腺、その他の内臓が被曝する。家畜の損傷は、農村部の人々にとってフォールアウトのもたらす重大な被害の一つであり[6.25, 6.26]、家畜を失うことという意味だけでなく、その社会的・心理的意味も大きい。

事故直後の時期、CEZ 内の家畜は高レベルの放射性ヨウ素 ( $^{131}\text{I}$  および  $^{133}\text{I}$ )。それぞれ半減期は 8 日間と 21 時間) に曝され、その結果、ベータ線・ガンマ線両方による深刻な内部被曝と外部被曝を受けた (表 6.4)。上記二種のヨウ素同位体による 76Gy の線量を甲状腺が被曝すれば、甲状腺に深刻な障害が生ずるに十分である[6.27]。ウクライナとベラルーシの土壌には、元来、安定な【非放射性の】ヨウ素、コバルト、マンガンは微量しか含まれていない。地域全体で安定な【非放射性の】ヨウ素が欠乏している状況だと、放射性ヨウ素の血液から甲状腺への移行が、正常な場合の 2 倍から 3 倍に高まるおそれがある[6.15]。これらの条件によって、事故の影響はより深刻になった。

家畜の甲状腺機能の低下は、被曝した線量と相関があった (甲状腺の被曝線量が 50Gy の場合、甲状腺機能は 69%低下した。被曝線量が 280Gy であった家畜では、82%の機能低下が見られた)。甲状腺ホルモンの血中濃度は、授乳期間のすべてを通して、生理学的正常値よりも低かった。甲状腺に放射線による障害が起ったことは、組織学的研究 (すなわち、結合組織や時には脂肪組織の過形成、充血、上皮の壊死の観察) によって確かめられた。甲状腺組織を実質的に持たない家畜もウクライナで確認された。とりわけ、甲状腺被曝をした牝牛から生まれた子牛では、ホルモン状態の乱れが顕著であった[6.28]。CEZ 内のベラルーシ領の域内から避難させられた家畜にも、同様の影響が認められた[6.26]。

事故後、CEZ 域内の家畜のほとんどが避難させられたが、比較的汚染が高度な領域に数百頭の家畜が 2 ヶ月から 4 ヶ月のあいだ残された。1986 年の秋までには、これらの家畜の一部が死に、生き残ったものは、免疫反応の障害、体温の低下、循環器疾患を示した。180Gy を超える甲状腺線量を受けた家畜の場合、甲状腺機能低下は 1989 年まで続き、生殖障害を引き起こした原因であるとみられる[6.26]。高い線量を被曝した牝牛から生まれた仔牛には、低体重、一日当たりの体重増加量の減少、そして矮小発育症の兆候が見られた。生殖機能が正常に戻ったのは、1989 年の春のことだった。 $^{137}\text{Cs}$  汚染が  $0.2\text{--}1.4 \text{ MBq/m}^2 (5\text{--}40\text{Ci/km}^2)$  の域内に残された家畜の血液学的指標は正常であった[6.28]。

表 6.4. 1986 年 4 月 26 日から 5 月 3 日までチェルノブイリ 30km 圏 (CEZ) 内に留まっていた畜牛の受けた放射線量[6.21]

| チェルノブイリ原子力発電所からの距離 | 地表の放射能密度                        | 吸収放射線量 |        |        |
|--------------------|---------------------------------|--------|--------|--------|
|                    |                                 | 甲状腺    | 消化管    | 全身内部被曝 |
| 3 km               | $8.4 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ | 300 Gy | 2.5 Gy | 1.4 Gy |
| 10 km              | $6.1 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ | 230 Gy | 1.8 Gy | 1.0 Gy |
| 14 km              | $3.5 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ | 260 Gy | 1.0 Gy | 0.6 Gy |
| 12 km              | $2.4 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ | 180 Gy | 0.7 Gy | 0.4 Gy |
| 35 km              | $1.2 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^2$ | 90 Gy  | 0.4 Gy | 0.2 Gy |

ベラルーシ領内の高度に汚染されたコイニキ地区から、事故発生の1年半後に避難させた2000頭の羊と300頭の馬（3-8歳）に慢性放射線障害が見られた[6.26]。線量は推定されていない。羊については、全身状態の悪化、衰弱、呼吸障害、低体温、その他の異常が見られた。また、白血球減少、赤血球減少、血小板減少、好酸球増加、正常よりも1.5-2倍高い血糖濃度、甲状腺ホルモン濃度の正常値に比しての著しい低下、が見られた。被曝した羊の子孫の体重および羊毛収穫量は、健康な個体に比べ、半分かそれ以下という所見であった。馬については、放射線被曝による影響として、全身状態の悪化、浮腫、白血球減少、血小板減少、好酸球増加、そして骨髓球増加が見られた。家畜の70パーセントで、血清中の甲状腺ホルモン濃度が各種分析法の検出レベルよりも低かった。

年間線量が0.05Gy/年を超えなかったさまざまな地域で、畜牛や豚の催奇性（出生異常）が見られたという報道が多数あった。科学的な証拠からは、これらの地域での出生異常の増加は、このような低レベルの線量でのばらつきと区別できないと判断される[6.25]。さらに、1989年のデータは、ジトームイル地区【ウクライナ西部の都市】の放射能汚染区域内での家畜の出生異常は、同地区の非汚染地域より高くはなかったことを示している。事故後、6本脚の仔牛の写真が広められ、事故によって生じた異常だと言われた。しかし、この仔牛は1986年6月に生まれたもので、子宮内での分化と器官形成のプロセスは事故の前に終了していた。したがって、この広く喧伝された奇形発生の事例は、チェルノブイリ原発事故以外の原因によるものである。

## 6.6. 他の陸生動物に対する放射線影響

事故発生4ヵ月後、チェルノブイリ原子力発電所の半径10キロ以内に留まっていた野生動物や置き去りにされた家畜を対象にした調査と解剖が実施された[6.14]。希少種を含む50種類の鳥類を同定できたが、すべての種について外見、行動ともに正常であると観察された。死亡した鳥は一羽も発見されなかった<sup>訳注8</sup>。ツバメやイエスズメは子孫を産んでいるのが認められたが、その子孫たちも正常なようであった。6目45種の哺乳類を観察した結果、外見に異常のあるもの、行動に異常をきたしているものは記録されなかった。

1986年の8月と9月に野生動物と家畜の一部を屠殺し解剖が行われた。イヌとニワトリは慢性放射線症候群の兆候が見られた（体重の減少、蓄積脂肪の減少、リンパ節、肝臓、脾臓の質量増加、肝臓、脾臓における血腫の形成、及び大腸内膜の肥厚化）。ニワトリの巣に卵は無く、また卵巣にも卵は認められなかった。

1986年の秋にかけて、小型齧歯類の数が2分の1から10分の1にまで減少した<sup>訳注9</sup>。事故発生後5ヶ月間に（小型齧歯類が）吸収した放射線量の推定値はガンマ線については12から110 Gy、ベータ線については580から4500 Gyと推定された。動物の個体数は1987年の春までに回復をしていたが、これは主に比較的放射能汚染の低い地域からの移入によるものであった。1986年と1987年には、高放射能汚染地域の齧歯類について、胚が子宮内に着床する前に死亡した割合が対照群と比較して2から3倍に上昇した。胚吸収<sup>訳注10</sup>についても汚染地域の齧歯類で顕著に増加が見られた

が、メス 1 匹あたりの子ども数については対照群との間に差異は無かった[6.29]。

訳注 8：他の鳥獣が死亡した個体を捕食する可能性があるので、「一羽も発見されなかった」という表現は正確でない可能性がある。

訳注 9：原文では during autumn とあり、秋の 3 ヶ月間に減ったのか秋までに減ったのか不明。

訳注 10：胚が発生を途中でやめてしまい、胎盤に吸収される出生異常の一種。

## 6.7. 水生生物への放射線影響

チェルノブイリ原子力発電所の冷却水は、発電所敷地から南西に位置する 21.7km<sup>2</sup> の人工貯水池から得ていた。事故後冷却用貯水池は高度に汚染され、水と堆積物内に蓄積した放射性核種混合物の量は、 $(6.5 \pm 2.7) \times 10^{15}$  Bq 以上にのぼった（詳細は 3.5 節を参照のこと）[6.30]。水生生物は、水中および汚染された池底の堆積物内の放射性核種からの放射線と、汚染された水生植物からの放射線によって、外部被曝を受けた。内部被曝は、放射能で汚染された食物や水を摂取したり、汚染された堆積物を摂取したりすることによって受けた。事故後から 60 日間にわたり水生生物相が受けた被曝線量率の変化が図 6.5 に示されている。

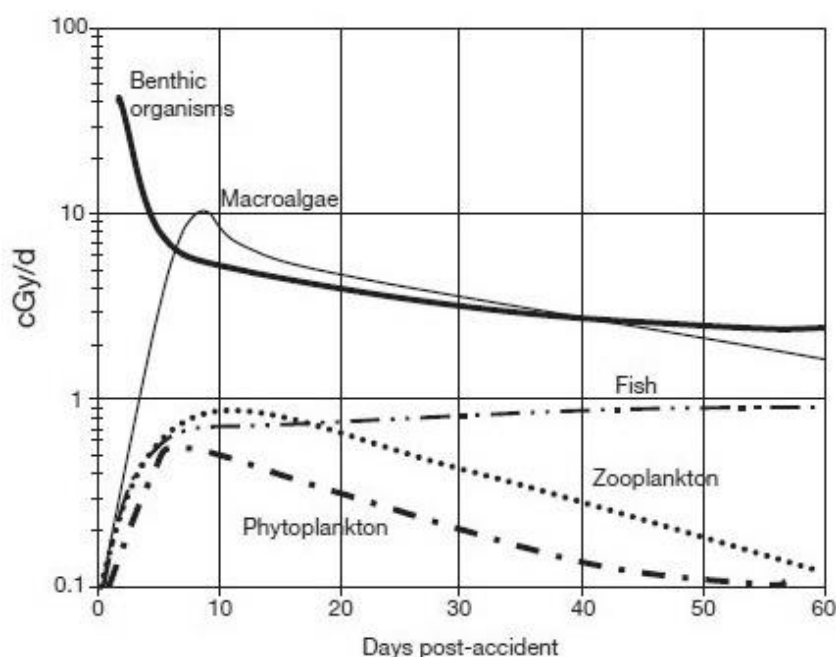


図6.5.: 水や沈泥での放射性物質汚染からモデル推定した、チェルノブイリ原発の冷却池の生態系【藻、魚、プランクトン】が受けた推定被曝量。事故後60日間の推移を示す。単位は0.01 Gy/d＝0.0004 Gy/h。[文献 6.21より引用]【調べた生態系は太い実線が底生生物（Benthic organisms）、細い実線が大型藻類（Macroalgae）、点線が動物性プランクトン（Zooplankton）、一点斜線が植物性プランクトン（Phytoplankton）、二点斜線が魚類（Fish）。】

水生生物（魚類を除く）が受けた被曝線量率が最大になったのは、事故後最初の2週間で、この時期は、被曝線量の60–80%が半減期の短い放射性同位体（主に<sup>131</sup>I）によるものであった。第2週目の間に、水生生物が受ける被曝線量における短寿命放射性核種の占める割合は1/2に減少した。魚類が受ける被曝線量率が最大に達する時期は、ほかの生物よりも遅れた（図6.5）。その理由は、魚類の食物網が、より長寿命の核種（主に<sup>134,137</sup>Cs【セシウム134,137】、<sup>144</sup>Ce/<sup>144</sup>Pr【セリウム144/プラセオジウム144】、<sup>106</sup>Ru/<sup>106</sup>Rh【ルテニウム106/ロジウム106】および<sup>90</sup>Sr/<sup>90</sup>Y【ストロンチウム90/イットリウム90】）によって時間をかけて汚染されるからである。魚種の間で被曝線量率の差異が見られたが、それは、栄養段階の位置<sup>訳注11</sup>の違いによる。非肉食魚（コイ、キンギョ、ブリーク【欧州産コイ科の淡水魚】）は、体内濃縮によって、1986年に推定最大線量率3mGy/dに達したあと、1987年には線量率は大幅に低下した。しかし、肉食魚（パーチ）の線量率は、1987年に増加し、1988年になるまで低下しなかった[6.21]【食物連鎖ピラミッドの上位にある肉食魚ほど生体濃縮が遅く大きくなることは4.5節にも書かれている】。累積線量が最も高かったのは、1986年から1987年に生まれた第一世代の魚であった。池底に生息する魚（キンギョ、ヘダイ、ブリーム、コイ）は、池底の堆積物から著しい被曝を受け、累積被曝線量は約10Gyにのぼった。

表 6.5. 「環境影響評価の枠組み【FASSET】」のデータベースより得られた魚類の生殖能力に及ぼす電離放射線の慢性的な影響[6.33]

| 線量率（／時）         | 線量率（／日）       | 影響                                                                                                                                                          |
|-----------------|---------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 0-99 μGy/h      | 0-2.4 mGy/d   | 細胞型、生体損傷、死亡率のすべてで、正常だった自然放射線被曝グループ                                                                                                                          |
| 100-199 μGy/h   | 2.4-4.8 mGy/d | データ無し                                                                                                                                                       |
| 200-499 μGy/h   | 4.8-12 mGy/d  | 組織内の精原細胞及び精子の減少                                                                                                                                             |
| 500-999 μGy/h   | 12-24 mGy/d   | 産卵の遅れ、精巣重量の減少                                                                                                                                               |
| 1000-1999 μGy/h | 24-48 mGy/d   | 平均の生涯繁殖力の減少、不妊化の早期化                                                                                                                                         |
| 2000-4999 μGy/h | 48-120 mGy/d  | 生存能力のある子孫の減少<br>異常胚の数の増加<br>雌雄未分化なスマルト（海水への適応が完了し体色が銀色に変化した幼魚）個体数の増加<br>一度の産卵数の増加の報告例<br>胚死亡率の増大                                                            |
| 5000-9999 μGy/h | 120-240 mGy/d | 1ヶ月齢まで生存できる個体数の減少<br>脊椎異常の増加                                                                                                                                |
| > 10000 μGy/h   | > 240 mGy/d   | 放射線量の増大に伴い、産卵間隔が減少傾向にある<br>新生稚魚の生存率の顕著な減少<br>不妊成魚の出現<br>メダカにおける50日以内の生殖細胞の破壊<br>稚魚の高致死率；生殖細胞が見当たらない<br>母川回帰する（産卵場所に回帰する）オスのサケ数の顕著な減少<br>4年後、メスのサケは産卵数が顕著に減衰 |

1990 年、若いハクレン<sup>訳注 12</sup>の繁殖能力が分析された[6.31]。ハクレンは、事故当時、冷却水用池のなかの生簀で飼われていた。このハクレンは、1988 年までに生殖可能に成熟した。事故後の時期のすべてをとおして、ハクレンは 7-8Gy の線量を被曝した。筋肉、肝臓、生殖腺の生化学的分析では、対照群との違いは見られなかった。受精卵の量は 94%だった。発生卵の 11%に異常が見られた。雌の生殖能力は対照群より 40%高かったが、被曝した雄の 8%が生殖能力をもたなかった。子孫の非対称性の変動レベル【平均からのずれの時間変化】は対照群と変わらなかったが、細胞遺伝学的障害のレベル（22.7%）は対照群（5-7%）を有意に超えていた。これとは対照的に、Pechkurenkov[6.32]は、コイ、ヘダイ、ハクレンの 1986 年から 1987 年における染色体異常細胞の数は、正常範囲内であると報告した。なお、冷却水用池が放射線による汚染のみならず、化学物質の汚染にも曝されていたことは、触れておくべき事実である。

最近、電離放射線が魚類の繁殖に及ぼす慢性被曝影響について、チェルノブイリのデータも含めた（表 6.5）研究がレビュー論文としてまとめられている。

訳注 11: trophic position 栄養段階：生態系における役割の類型的分類。俗に言う食物連鎖ピラミッドの事で、植物などの生産者、生産者を捕食する消費者、死体や排出物を分解する分解者などに大別できる。

訳注 12：silver carp, コイ科の魚類。世界各地に自然繁殖が確認されている。

## 6.8. 動植物に対する遺伝的影響

チェルノブイリ事故関連によって引き起こされた動植物の突然変異を取り扱った信頼性の高いデータはあまりない。突然変異の規模拡大は 1987 年に明らかに見られるようになり、ヒメムカシヨモギ【canadian flea-bane】、セイヨウノコギリソウ【common yarrow】、mouse millet plants<sup>訳注 13</sup>でさまざまな形態異常が確認された。例としては不自然な枝分かれ、花の形態異常<sup>訳注 14</sup>、葉や花の色や大きさの異常、針葉樹に見られるいわゆる『てんぐ巣病』<sup>訳注 15</sup>の様な形態形成が挙げられる。原子炉周辺の半径 5 キロ圏内では落葉樹についても同様の影響が見られた（葉の巨大化、形状の変化；図 6.6 参照）。形態異常は事故発生直後に 0.2-0.3 mGy/h のガンマ線量率に曝された地域で観察できた。放射線量率 0.7-1.3 mGy/h の地域では、栄養繁殖の増進<sup>訳注 16</sup>、heather【ヒース】やいくつかの植物種での巨大化が観察された[6.19, 6.20, 6.34, 6.35]。

1986 年に収穫された冬ライムギの根の成長点と、コムギ胚芽から採取した細胞を遺伝学的に解析した結果、異常細胞の数が被曝線量と関係していることが明らかになった。吸収線量が 3.1 Gy の地点では対照群に比べて異常細胞の数が明らかに多かった。吸収線量 1.3 Gy の地点では有糸分裂の阻害が生じ、吸収線量 12 Gy の地点では発芽率が減少していた[6.36]<sup>訳注 17</sup>。最も放射能に汚染されている地区の冬ライムギとコムギを連続 3 世代にわたって分析したところ、介在分裂組織<sup>訳注 18</sup>の異常細胞の発生数が第 1 世代よりも第 2, 3 世代の方が高いことがわかった。



図6.6.: 放射能の影響を受けた針葉樹でしばしば見られる変異。多くの植物で急成長や部分的な巨大化が見られる[T. Hilton 氏による写真提供、1991年]

1986年から1992年にかけて、CEZ内のシロイヌナズナ【*Arabidopsis thaliana*】群落の突然変異の動態について研究がなされた[6.37]。すべての研究対象地点で、事故発生後2、3年の間はシロイヌナズナ群落で突然変異の程度が増加した。後年は致死突然変異の数は減少したにもかかわらず、1992年の突然変異発生率は自然状態での発生率に比べて依然として4倍から8倍高かった。発生率の被曝線量に対する相関は指数1以下のべき乗関数で近似できた。

Zainullinら[6.38]はチェルノブイリ事故によってバックグラウンド放射線量の高い地区で生存している天然のキイロショウジョウバエで伴性劣性致死突然変異の数が増加していることを発見した。初期の照射線量率が2 mGy/h以上に汚染されていた地域に生息していたハエの突然変異の発生数は、1986年から1987年にかけて増加していた。続く2年の間に突然変異の発生率は正常値へと徐々に回復した。

野生のマウスを用いて遺伝的悪影響を調べた研究がShevchenko等[6.39]とPomerantseva等[6.40]によって報告された。対象となったマウスは、1986年から1991年にかけて、チェルノブイリ原子炉から半径30 km以内でガンマ線量レベルが異なる複数の地区から捕獲したもの、ならびに、1992年から1993年にかけてロシア連邦ブリャンスク州のある地点で捕獲したものであった。ガンマ線とベータ線の推定総線量は場所によって異なり、1986～1987年に1ヶ月当たり3-4 Gyに達した場所もある。評価項目として優性致死率があり、これはオスの野生マウスと被曝していないメスの実験用マウスを交尾させてできた子孫の胎児死亡率から求めた。最も放射能汚染の激しい地区で捕獲したマウスでは、捕獲後数週間は優性致死率が上昇した。線量率が2 mGy/hの地区で捕獲したマウスについては、122匹中2匹のオスは子孫を作ることが無く、生殖能力不全であると推察された。残りのマウスについては一時的な生殖能力不全や精巣重量減少の現象が見られたが、捕獲後の時間の経過とともに正常へと回復した。



マウスの精母細胞での染色体相互転座の発生頻度は過去の研究結果と一致していた。捕獲したすべてのマウスにおいて、被曝線量率が高くなるにつれて染色体相互転座の発生率が上昇することが認められた（減数第一分裂中期の精母細胞を用いて調査した）。マウスが劣性致死遺伝子を持っている割合は事故発生後時間とともに減少した[6.40]。現在の被曝線量率では、放射線による遺伝子の突然変異が個体群に悪影響を及ぼすとは考えにくい。

チェルノブイリ事故が起きる前、遺伝研究が始まったところから、分子や染色体の損傷を検出するための技術が急速に高度化してきている。このような進歩のおかげで、チェルノブイリ事故による遺伝的影響を調べる研究者は、以前には思いもつかなかった評価項目を調べることができるようになった。最も有名で、議論を呼んでいるのは、「ミニサテライト遺伝子座」あるいは **ESTRs**【**Expanded Simple Tandem Repeats**】と呼ばれる、同じ DNA 配列が繰り返している領域で見られる突然変異の発生頻度である。ミニサテライト【すなわち **ESTRs**】は生殖細胞系列全体に広く存在しており、もともと自然に引き起こされる突然変異の発生率が高い配列である。現在のところ、**ESTRs** は多くの関心と議論を集めてはいるが、機能を持たないと考えられている[6.41、6.42]。ミニサテライトで発生する突然変異が認識可能な遺伝性疾患に関連があると認められることは、ごく稀である[6.43]。

マウスの **ESTR** で生じる突然変異については、放射線量に対する依存性を示す明らかな証拠が、実験室での研究結果としては報告されているが[6.44、6.45]、今までのところチェルノブイリの放射能汚染に曝された地区に生息する動植物で、そのミニサテライトの突然変異の発生頻度が上昇しているという確かなデータは、審査のある学術専門雑誌には公表されていないようである。一般に、**ESTR** データを定量的に説明することは難しい。なぜなら、互いに矛盾する研究結果が存在するうえ、遺伝性疾患との関連が弱く、さらに線量測定の不確かさや方法論などの問題があるからである[6.42]。これは、更なる研究が必要な科学分野なのである。

訳注 13：適当な和名が見当たらないが、イネ科の植物の一種を指すと推測される。

訳注 14：原文では **doubling of the number of racemes**（総状（ふさじょう）花序の数の倍化）となっている。総状花序とは、フジの花のように長い花序軸に柄のある花を側生する花のつき方のこと。

訳注 15：てんぐ巢病(**withces' bloom**)は植物病害の一種で、植物（多くは樹木）の茎・枝が異常に密生する奇形症状を示すものの総称。

訳注 16：植物の無性生殖の様式で、胚・種子を経由せずに根・茎・葉などの栄養器官から、次の世代の植物が繁殖すること。たとえば、挿し木、挿し芽など栄養器官の一部から新個体を作ることにも該当する。

訳注 17：細胞レベルの反応（ここでは細胞分裂）にくらべて、個体レベルの反応（ここでは発芽など）を引き起こす放射線量が一桁くらい多いことはよくある。

訳注 18：**intercalary meristem** の訳。介在分裂組織は、分化が進んだ部分にはさまれた位置に存在する分裂組織であり、葉の成長やイネ科植物の節間を伸長させる際に、頂端分裂組織とは異なる分裂組織である介在分裂組織が働く。

## 6.9. 二次的影響と現状

事故以前は、チェルノブイリ周辺地域の大部分は、樹齢 30–40 年の針葉樹の木立に覆われていた。これらの木立は、植物群落の遷移<sup>訳注 19</sup>の観点から言って、成熟し、安定した生態系をなしていた。事故直後の 2、3 週間に受けた高い空間線量率の電離放射線によって、感受性の高い個体が死に、繁殖率が変化し、一部の資源が損なわれ（例：針葉樹の木立）、また別の資源が多く入手できるようになって（例：土壌水分）、空白になった生態的地位【niche】<sup>訳注 20</sup>に、新しい個体に移入してくることで、調和のとれた生物群が変化をとげた。これらの要素のすべてと、さらに、多数のほかの要素が織りまぜられて、作用とそれに対する反作用からなる、一つの複雑な網目状の生態系構造が形成され、さまざまな生物の個体数と群落が変化した。

電離放射線に曝されることは、一つの環境ストレスであり、金属による汚染や森林火災による破壊など、ほかの環境ストレスと多くの点で似ている。このようなストレス要因が十分大きければ、群落構造は変化し、多くの場合、より初期の遷移段階へと後戻りする。しかし、その後ストレスが低下し、十分な時間が経過すると、回復が起り、生態系は安定性を取り戻し、より成熟した状態へと進む。先に述べた、土壌無脊椎動物の群落内で観察された種の多様性の変化は、チェルノブイリの事故後に起った群落レベルでの変化とその後の回復について、最も明白に示した報告例であるといえよう。チェルノブイリ原子炉近くの針葉樹の木立の枯死と、その後その場所が草地と落葉樹に覆われるようになったことは、明らかに目にするのできる事例である。

CEZ 内における、哺乳類からなる小さな個体群の、年齢・性別の分布、多様性、そして、数ならびに全体的な生理的状态は、ウクライナ領内のほかの地域の個体群を対照群として参照した場合、ほぼ差が見られないようである [6.46-6.48]。CEZ 内のげっ歯類の、現在の遺伝子状態に関する報告が何件かあるが、内容は一致していない。たとえば、Shevchenko ら [6.39] は、精子形成に重大な障害があることを見出したが、Baker ら [6.46] は、生殖障害も生殖系列遺伝子異変も、まったく見出していない。

放射線被曝による影響に加え、人間たちが CEZ から避難させられてしまったことによる、突発的な大きな変化があった。チェルノブイリ原子炉に隣接するプリピャチの市街は、50,000 人以上の市民が避難したあと放棄された。CEZ 内の農業活動、林業、狩猟、そして漁業は、生産物の放射能汚染を理由に中止された。事故の影響を軽減するために計画された活動と、実用的な道路建設など、除染作業者の生活条件を支援する活動のみが行われた。

事故後数年にわたり、農耕地では農産物が野生化して育ち続け、多くの動物種、特にげっ歯動物とイノシシが、放棄された穀物、芋類、草本類を、さらなる食料源として摂取した。この利点と、CEZ 内に適用された特別保護規制（たとえば、狩猟の禁止など）とが相俟って、放射線による生体への悪影響を埋め合わせる傾向が生じ、野性動物の個体数の増加が促進された。狩猟対象哺乳類（イノシシ、ノロジカ、アカシカ、ヘラジカ、オオカミ、キツネ、野ウサギ、ビーバーなど[図 6.7]）と鳥類種（クロライチョウ、アヒルなど）が、チェルノブイリ事故の直後に、著しい個体数の増加を示した [6.49, 6.50]。

住民の避難により放棄されたプリピャチの市街とその周辺の領域では、67 種の魚類、11 種の両生類、7 種の爬虫類、251 種の鳥類、73 種の哺乳類を含む、400 種以上の脊椎動物が生息している。

そのうち 50 種以上が、ウクライナと欧州のレッド・データ・ブック（絶滅危惧種を載せた本）に従って、保護種に指定されているものである。今では CEZ は、オジロワシ、カラフトワシ、ワシミミズク、ツル、ナベコウの繁殖地になっている（図 6.8）[6.51]。

プリピャチ川の氾濫原には人工の排水溝網が敷設されたが、現在、約 100 家族のビーバーたちがこれに支えられている。チェルノブイリ周辺の放棄された土地の価値が認識されて、1998 年、絶滅の危機に瀕しているプルジェワルスキー野生馬が 28 頭、この土地に導入された。それから 6 年後、その頭数は倍増した[6.51]。ウクライナ領とベラルーシ領の区域の両方で、CEZ の中に自然保護体制を伴う国の放射生態学保護区が制定されている。

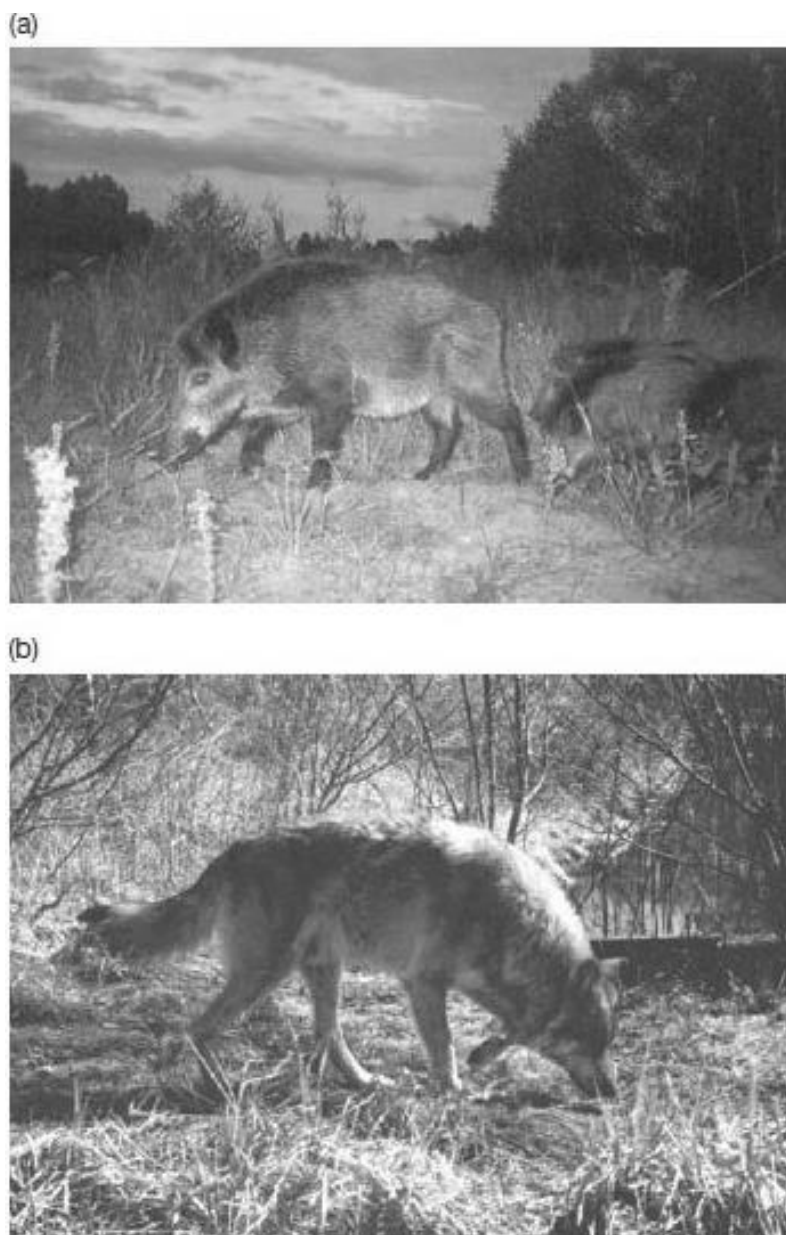


図6.7.: チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内では長らく禁猟となっているため、そこに棲息する猪（上図）や狼（下図）は人を恐れぬ。[S. Gaschak 氏による写真提供、2004年]



図6.8.: 白尾鷲の雛。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内で最近（2004年）見られた。これら希少猛禽は1986年以前はこの地域では滅多に見られなかった。[S. Gaschak 氏による写真提供、2004年]

これまでに何度も示されているように、人間たちがいなくなれば自然は繁栄する。米国のイエローストーンや、グランドチトンなどの国立公園や米国エネルギー省が 50 年以上にわたって一般市民の立ち入りを禁止しているいくつかの区域で、そのような現象が見られる。どのような環境においても、人間の存在は自然の生物相を攪乱するものである。農業、狩猟、伐採、道路建設など——これらはほんの数例に過ぎない——の普通の活動はみな、自然環境のプロセスとメカニズムを分断し、汚染し、さまざまに圧迫する。人間たちがいなくなることによって、自然の生態系が蒙っている、継続的で悪化の一途をたどるストレスの一つが軽減される。

その一方で、森林管理が行われなくなったことと、それに伴って森林火災が増加したことは、自然の群落にかなりの影響を及ぼしている。全住民が避難したあと、樹木の伐採も、防火帯【溝状に森林を分断するもので、原文には mineralized とあるが、普通は土製やセメント製】の敷設も行われなくなった。枯死した樹木の数が増加し、森林樹木の病気や害虫（穿孔虫<sup>訳注 21</sup>、キクイムシなど）の蔓延が進んだ。枯死した樹木や下生えの量は、管理されない森林のなかで次第に増えていった。森林の劣化によって、1992 年の乾燥した夏の期間に大規模な森林火災がいくつも起り、焼けた森林の面積は 170km<sup>2</sup>（すなわち、CEZ の森林地帯の約 6 分の 1）に上った[6.52]。

20 年ものあいだ、永住する人間がまったくなかったため、現在チェルノブイリ周辺の生態系は繁栄している。CEZ は野生生物の保護区となり[6.47]、今ではまるで自然公園になったかのようである。

訳注 19：生物学分野での遷移とは、ある環境の下で生物群落が、構成する生物種を変化させながら最終的に安定した生物種群落の状態へ向かう一方向的な変化を意味する。

訳注 20：niche ニッチとは、生態学の用語で、ある生態系の場所や餌などの資源をめぐり、生物種が占めている地位のことを指す。

訳注 21：主に幼虫が樹木の形成層や材を食べて育つ昆虫、マツクイムシなどがその例。

## 6.10. 結論および提言

### 6.10.1. 結論

- (a) チェルノブイリ原発事故で放出された放射性核種からの放射線は、線量の最も高い区域内（すなわち、放射性物質放出点から数十キロメートルの範囲内）にあった生物相に急性の悪影響を多数引き起こした。CEZ の外側では、放射線によって生物相に急性の影響が引き起こされたという報告はない。
  - (b) チェルノブイリ原発事故に対して環境が示した反応は、放射線量、線量率、その経時変化と空間的なばらつき、そして生物種ごとの放射線感受性の違いが複雑にからみあったものであった。放射線によって誘発された細胞死が個体と個体群にもたらした影響としては、植物と動物において、以下のようなものが認められた。
    - (i) 針葉樹、土壌無脊椎動物、哺乳類の死亡率の増加
    - (ii) 植物と動物における、繁殖力の低下
    - (iii) 動物（哺乳類、鳥類など）における慢性放射線症候群
- フォールアウト後最初の 1 ヶ月のあいだの累積被曝線量が 0.3Gy に満たない植物や動物では、放射線が誘発した【急性の】悪影響は報告されていない。
- (c) 放射性核種の壊変と移行による被曝レベルの自然な低下に伴って、個体群は急性放射線影響から回復しつつある。事故後に訪れた次の生育期までに、動植物の個体群の生存能力は、繁殖と移入の効果が相乗的に働いた結果、大幅に回復した。動植物に及んだ重大な放射線誘発性有害影響からの回復には数年を要した。
  - (d) チェルノブイリ原発事故で観察された急性の放射線生物学的な影響は、実験による研究で得られたデータや、電離放射線の影響を受けたほかの地域の自然条件のなかで観察されたデータと一致している。具体的には、植物の分裂組織や昆虫の幼虫などの、急速に成長している細胞系が顕著に放射線の影響を受けた。個体レベルでは、若い動植物が放射線の急性的な影響に対して最も感受性が高いことが見出された。
  - (e) 放射線の遺伝的影響は、事故後数年にわたり、CEZ 内の動植物で体細胞、生殖細胞両方について観察された。動植物に対して行われた実験研究から、CEZ 内外で、放射線が原因と考えられるさまざまな細胞遺伝学的異常が報告され続けている。ただし、観察された細胞遺伝学的異常が、生物学的に有害な意味を持つかどうかは不明である。
  - (f) 放射線の影響を受けた CEZ 内の生物相の回復は、人間活動が一切なくなってしまったこと（たとえば、最も大きな影響を受けた区域で、農業・工業活動が停止し、同時に、それらの活動に伴う汚染もなくなったこと）への反応という、【放射能の影響に比べて】より大きな要因が働いてきた。その結果、多くの動植物の個体数は増加し、現在の環境条件は、CEZ 内の生物相に良い影響を与えている。

#### 6.10.2. 今後の研究に関する提言

- (a) 環境放射線に対する防護体系を作るには、動植物に対する放射線の長期的な影響を、CEZ 内においてさらに調べる必要がある。CEZ は、放射線以外の点についてはまったく自然な環境にある、全地球的に見て、放射線生態学的、放射線生物学的研究の対象として、唯一無二の重要な地域である。
- (b) とりわけ、動植物の個体群の遺伝子構造に対する放射線の影響について、何世代にもわたって研究することによって、まったく新しい科学的情報が得られる可能性がある。
- (c) 生物相が受けた被曝線量を再構築（推定する）ための方法を標準化する必要がある。たとえば統一された線量測定手順を作成する必要がある。

#### 6.10.3. 対策と修復に関する提言

- (a) 原子力事故や放射能漏れなどの緊急時における家畜の保護活動を策定し、CEZ 内で得られた経験も含めた最新の放射線生物学的データに基づき、国際的にこれを調整すべきである。
- (b) CEZ 内の動植物の放射線学的条件を改善することを目的とした、あらゆる技術的修復活動は、いずれも生物相に有害な影響を及ぼす可能性があることは否定できない。

### 6 章の参考文献

- [6.1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems, Technical Reports Series No. 172, IAEA, Vienna (1976).
- [6.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources, Technical Reports Series No. 288, IAEA, Vienna (1988).
- [6.3] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No. 332, IAEA, Vienna (1992).
- [6.4] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1996).
- [6.5] WHICKER, F.W., SCHULTZ, V., Radioecology: Nuclear Energy and the Environment, CRC Press, Boca Raton, FL (1982).
- [6.6] WHICKER, F.W., FRALEY, L., Effects of ionizing radiation on terrestrial plant communities, Adv. Radiat. Biol. 4 (1974) 317-366.

- [6.7] WHICKER, F.W., "Impacts on plant and animal populations", Health Impacts of Large Releases of Radionuclides, CIBA Foundation Symposium No. 203, Wiley, New York (1997) 74-93.
- [6.8] SPARROW, A.H., Correlation of nuclear volume and DNA content with higher plant tolerance to chronic radiation, *Science* 134 (1961) 282-284.
- [6.9] WOODHEAD, D., ZINGER, I., Radiation Effects on Plants and Animals, Deliverable 4 to the Project FASSET, Framework for the Assessment of Environmental Impact, Contract No. FIGE-CT-2000-00102, Swedish Radiation Protection Authority, Stockholm (2003).
- [6.10] SAZYKINA, T.G., JAWORSKA, A., BROWN, J.E. (Eds), Dose-Effect Relationships for Reference (or Related) Arctic Biota, Deliverable Report 5 for the EPIC Project, Contract No. ICA2-CT-200-10032, Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås (2003).
- [6.11] REAL, A., SUNDELL-BERGMAN, S., KNOWLES, J.F., WOODHEAD, D.S., ZINGER, I., Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: Relevant data for environmental radiation protection, *J. Radiol. Prot.* 24 (2004) A123-A137.
- [6.12] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).
- [6.13] PRISTER, B.S., SHEVCHENKO, V.A., KALCHENKO, V.A., "Genetic effects of radionuclides on agricultural crops", *Progress of Modern Genetics*, USSR Academy of Science, Moscow (1982) 138-148 (in Russian).
- [6.14] KRIVOLUTSKY, D., MARTUSHOV, V., RYABTSEV, I., "Influence of radioactive contamination on fauna in the area of the Chernobyl NPP during first years after the accident (1986-1988)", *Bioindicators of Radioactive Contamination*, Nauka, Moscow (1999) 106-122 (in Russian).
- [6.15] PRISTER, B.S., LOSCHILOV, N.A., NEMETS, O.F., POYARKOV, V.A., *Fundamentals of Agricultural Radiology*, 2nd Edn, Urozhay, Kiev (1991) (in Russian).
- [6.16] GRODZINSKY, D.M., KOLOMIETS, O.D., KUTLAKHMEDOV, Y.A., *Anthropogenic radionuclide anomaly and plants*, Lybid, Kiev (1991) (in Russian).
- [6.17] SHEVCHENKO, V.A., et al., Genetic consequences of radioactive contamination of the environment after the Chernobyl accident for populations of plants, *Radiat. Biol. Radioecol.* 36 (1996) 531-545.
- [6.18] GRODZINSKY, D.N., GUDKOV, I.N., "Radibiological effects on plants in the contaminated territory", *The Chornobyl Exclusion Zone*, Nat. Academy of Science of Ukraine, Kiev (2001) 325-377.
- [6.19] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accidents zones, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 45-47.
- [6.20] ARKHIPOV, N.P., KUCHMA, N.D., ASKBRANT, S., PASTERNAK, P.S., MUSICA, V.V., Acute and long-term effects of irradiation on pine (*Pinus silvestris*) stands post-Chernobyl, *Sci. Total Environ.* 157 (1994) 383-386.
- [6.21] KRYSHEV, I., et al., *Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident*, Nuclear Society, Moscow (1992).
- [6.22] KOZUBOV, G., et al., Radiation exposure of the coniferous forest in the area exposed to the Chernobyl contamination, *Komy Scientific Centre of the Academy of Sciences, Syktyvkar* (1990) (in

Russian).

- [6.23] KRIVOLUTSKY, D., POKARZHEVSKY, A., Effect of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station, *Sci. Total Environ.* 112 (1992) 69-77.
- [6.24] BAKRI, A., HEATHER, N., HENDRICH, J., FERRIS, I., Fifty years of radiation biology in entomology: Lessons learned from IDIDAS, *Ann. Entomol. Soc. Am.* 98 (2005) 1-12.
- [6.25] PRISTER, B.S., Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP for Agriculture in Ukraine, Center of Privatization and Economic Reform, Kiev (1999) (in Russian).
- [6.26] ILYAZOV, R.G., et al., Ecological and Radiobiological Consequences of the Chernobyl Catastrophe for Stock-breeding and Ways of its Overcoming (ILYAZOV, R.G., Ed.), Fan, Kazan (2002) (in Russian).
- [6.27] BELOV, A.D., KIRSHIN, V.A., Veterinary Radiobiology, Atomizdat, Moscow (1987) (in Russian).
- [6.28] ASTASHEVA, N.P., et al., "Influence of radiation released during the Chernobyl NPP accident on clinical and physiological status of agricultural animals", *Problems of Agricultural Radiology*, UIAR, Kiev (1991) 176-180 (in Russian).
- [6.29] TASKAEV, A., TESTOV, B., "Number and reproduction of mouse-like rodents in the Chernobyl accident area", *Bioindicators of Radioactive Contamination*, Nauka, Moscow (1999) 200-205 (in Russian).
- [6.30] KRYSHNEV, I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, *J. Environ. Radioact.* 227 (1995) 207-219.
- [6.31] RYABOV, I.N., Effect of radioactive contamination on hydrobionts within the thirty-kilometer zone of the Chernobyl NPP, *Radiobiologiya* 32 (1992) 662-667 (in Russian).
- [6.32] PECHKURENKOV, V.L., The influence of the Chernobyl disaster on fish populations in a cooling pond, *Radiobiologiya* 31 (1991) 704-708 (in Russian).
- [6.33] COPPLESTONE, D., ZINGER, I., JACKSON, D., "The challenge of protecting non-human biota from exposure to ionising radiation", paper presented at the Society for Radiological Protection 40th Anniversary Meeting: ALARP: Principles and Practices, St. Catherine's College, Oxford, 2003.
- [6.34] OZUBOV, G.M., TASKAEV, A.I., Radiobiological and Radioecological Investigations of Woody Plants, Nauka, St. Petersburg (1994) (in Russian).
- [6.35] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., SIDOROV, V.P., Forests and forestry: Radiation protection measures with special reference to the Chernobyl accident zone, *Sci. Total Environ.* 137 (1993) 289-305.
- [6.36] GERASKIN, S.A., et al., Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops, *J. Environ. Radioact.* 66 (2003) 155-169.
- [6.37] ABRAMOV, V.I., FEDORENKO, O.M., SHEVCHENKO, V.A., Genetic consequences of radioactive contamination for populations of *Arabidopsis*, *Sci. Total Environ.* 112 (1992) 19-28.
- [6.38] ZAINULLIN, V.G., SHEVCHENKO, V.A., MYASNYANKINA, E.N., GENERALOVA, M.V., RAKIN, A.O., The mutation frequency of *Drosophila melanogaster* populations living under conditions of increased background radiation due to the Chernobyl accident, *Sci. Total Environ.* 112 (1992) 37-44.
- [6.39] SHEVCHENKO, V.A., et al., Genetic disorders in mice exposed to radiation in the vicinity of the Chernobyl nuclear power station, *Sci. Total Environ.* 112 (1992) 45-56.



- [6.40] POMERANTSEVA, M.D., RAMAIYA, L.K., CHEKHOVICH, A.V., Genetic disorders in house mouse germ cells after the Chernobyl catastrophe, *Mutat. Res.* 381 (1997) 97-103.
- [6.41] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Biological Effects After Prenatal Irradiation (Embryo and Fetus), Publication 90, Pergamon Press, Oxford and New York (2004).
- [6.42] COMMITTEE EXAMINING RADIATION RISKS FROM INTERNAL EMITTERS, Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters, CERRIE, London (2004), [www.cerrie.org](http://www.cerrie.org)
- [6.43] BRIDGES, B.A., Radiation and germline mutations at repeat sequences: Are we in the middle of a paradigm shift? *Radiat. Res.* 156 (2001) 631-641.
- [6.44] FAN, Y.J., et al., Dose-response of a radiation induction of a germline mutation at a hypervariable mouse minisatellite locus, *Int. J. Radiat. Biol.* 68 (1995) 177-183.
- [6.45] DUBROVA, Y.E., et al., State specificity, dose response, and doubling dose for mouse minisatellite germ-line mutation induced by acute radiation, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95 (1998) 6251-6265.
- [6.46] BAKER, R.J., et al., Small mammals from the most radioactive sites near the Chornobyl nuclear power plant, *J. Mammol.* 77 (1996) 155-170.
- [6.47] BAKER, R.J., CHESSER, R.K., The Chernobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve, *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (2000) 1231-1232.
- [6.48] JACKSON, D., COPPLESTONE, D., STONE, D.M., Effects of chronic radiation exposure on small mammals in the Chernobyl exclusion zone, *Nucl. Energy* 43 (2004) 281-287.
- [6.49] GAICHENKO, V.A., KRYZANOVSKY, V.I., STOLBCHATY, V.N., Post-accident state of the Chernobyl nuclear power plant alienated zone faunal complexes, *Radiat. Biol. Ecol.*, Special issue (1994) 27-32 (in Russian).
- [6.50] SUSCHENYA, L.M., et al. (Eds), *The Animal Kingdom in the Accident Zone of the Chernobyl NPP*, Navuka i Technica, Minsk (1995) (in Russian).
- [6.51] GASCHAK, S.P., et al., Fauna of Vertebrates in the Chernobyl Zone of Ukraine, International Chornobyl Center for Nuclear Safety, Radioactive Waste and Radioecology, Slavutych (2002) (in Ukrainian).
- [6.52] FRANTSEVICH, L.I., et al., "Secondary ecological changes associated with resettlement of population", *The Chernobyl Disaster* (BARJAKHTAR, V.G., Ed.), Naukova Dumka, Kiev (1995) 335-340 (in Ukrainian).