

ウラン廃棄物処理処分の基本的考え方について  
(案)

平成12年 月 日

原子力委員会

原子力バックエンド対策専門部会

## 目次

はじめに

### 第1章 ウラン廃棄物処分に関する安全確保の考え方

1. ウラン廃棄物の発生の現状と将来の見通し
  - (1) 発生の現状
  - (2) 将来の見通し
  - (3) 廃棄物発生量試算について
2. 対象廃棄物の特徴
  - (1) 対象廃棄物の発生形態及び処理
  - (2) 対象廃棄物の特徴
  - (3) ウラン核種の特徴
  - (4) 他の放射性廃棄物との比較について
3. 対象廃棄物の処分方策の検討に当たっての考え方（考慮すべき事項）
  - (1) 放射性廃棄物処分の基本的考え方
  - (2) 我が国でこれまでに検討されてきた処分方法
  - (3) 国際放射線防護委員会（ICRP）における放射線防護の考え方
  - (4) 海外での処分事例
4. 対象廃棄物の特徴を考慮した処理処分の基本的考え方
  - (1) 検討に当たって考慮すべき対象廃棄物の特徴
  - (2) 対象廃棄物の特徴を考慮した処理の基本的考え方
  - (3) 対象廃棄物の特徴を考慮した処分の基本的考え方
  - (4) 安全確保の基本的考え方について
5. 対象廃棄物の安全かつ合理的な処分の可能性について
  - (1) クリアランスレベル以下の処分の可能性について
  - (2) 素掘り処分及びコンクリートピット処分の可能性について
  - (3) 地下利用に余裕を持った深度への処分などの可能性について
  - (4) 処分に当たって留意すべき事項
6. 技術開発課題について
  - (1) 処分前の技術開発課題
  - (2) 処分時及び処分後の技術開発課題
7. まとめ

### 第2章 ウラン廃棄物に相当するR I・研究所等廃棄物について

1. 発生の現状と将来の見通し
2. 廃棄物の特徴
3. 処分の基本的考え方

### 第3章 処分事業の責任分担の在り方、諸制度の整備などについて

1. 責任分担の在り方と実施体制
2. 処分費用の確保
3. 安全確保に係わる関係法令などの整備
4. 実施スケジュール
5. 技術開発課題への取組
6. 積極的な情報公開、情報提供

終わりに

参考資料

用語解説他

はじめに

原子炉施設の運転に使用されるウラン燃料は、その原料となるウラン鉱石から、製錬、転換、濃縮、再転換、成型加工などの工程を経て製造される。これらの各工程を行う施設の運転・解体に伴い放射性廃棄物が発生する。これらの放射性廃棄物をウラン廃棄物という。

ウラン廃棄物は、ウランが付着したものやウランを含む物質が付着したものなどであり、含まれる放射性核種が実質的にウランに限定されている。ウランは、半減期が長く時間の経過による放射性物質の低減が期待できないこと、ウラン核種が放射線を放出して別の核種（子孫核種）が生成し、累積することなど、これまで処分方策が検討されてきた放射性廃棄物に含まれる放射性核種と異なる特徴を有している。

現在、我が国で、このようなウラン廃棄物は、民間のウラン燃料加工施設、日本原燃（株）のウラン濃縮施設、核燃料サイクル開発機構（以下「サイクル機構」という。）のウラン濃縮施設などの運転に伴い発生しており、それぞれの廃棄物貯蔵施設内に保管されている。将来的には、これらの施設の解体によってもウラン廃棄物が発生する。さらに、「R I・研究所等廃棄物」<sup>1</sup>には、ウラン廃棄物に相当する放射性廃棄物が存在しており、これらについては、ウラン廃棄物の処分方策に準じて基準などの整備を順次実施する必要があるとされている。

これらの廃棄物については、これまで処分方策が確立されておらず、その処分制度は整備されていない。このため、上述のような廃棄物の発生状況に鑑み、廃棄物の安全かつ合理的な処分方策を確立するとともに諸制度の整備を図るための具体的な取組を早急かつ着実に進める必要がある。

このような状況を踏まえ、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会は、「ウランの製錬、転換、濃縮、再転換、成型加工などの各施設の運転・解体に伴い発生する放射性廃棄物（ウラン廃棄物）」及び「R I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当する放射性廃棄物」を対象として、既に検討されている他の放射性廃棄物に対する処分方策も参考にしつつ、その特徴を踏まえた安全かつ合理的と考えられる処分の基本的考え方について検討を行い、処分の可能性を示した。

第1章では、ウランの製錬、転換、濃縮、再転換、成型加工などの各施設から発生するウラン廃棄物について検討を行った。この結果を踏まえて、第2章では、R I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当する放射性廃棄物について検討を行った。第3章では、処分事業の責任分担及び諸制度の整備などについて検討を行った。

なお、本報告書を読まれる方の便に供するため、巻末に参考資料及び関連する用語の解説を添付した。

---

<sup>1</sup> これらの廃棄物の処分方策は、「R I・研究所等廃棄物処理処分の基本的考え方」原子力委員会（平成10年5月28日）に示されている。

## 第1章 ウラン廃棄物処分に関する安全確保の考え方

### 1. ウラン廃棄物の発生現状と将来の見通

#### (1) 発生現状

ウラン廃棄物は、民間のウラン燃料加工施設、日本原燃（株）のウラン濃縮施設、サイクル機構<sup>2</sup>のウラン濃縮施設などの運転に伴って発生し、一部については焼却処理が行われているが、固型化などの処理は行われておらず、焼却処理の結果発生する焼却灰も含めて、未処理のまま廃棄物貯蔵施設内に保管されている。これらの廃棄物の平成10年度末（1999年3月末）時点までの累積発生量は、未処理の廃棄物として200㏩ドラム缶で約8万4千本（累積貯蔵量実績の調査による）となっている。

（参考資料－1）

#### (2) 将来の見通し

将来的には、これらの施設の運転に伴って発生する廃棄物に加えて、これらの施設の解体やウラン濃縮施設の遠心分離機（濃縮のために使用される機器）の取り替えが行われることも考えられ、それらに伴うウラン廃棄物の発生が予想される。

#### (3) 廃棄物発生量試算について

ウラン廃棄物の今後の発生量として、2030年度末時点の主要発生施設（民間のウラン燃料加工施設、日本原燃（株）のウラン濃縮施設、サイクル機構のウラン濃縮施設など）から発生する廃棄物（以下「対象廃棄物」という。）の累積量を試算した。この試算においては、各施設の運転廃棄物の他に、ウラン燃料加工施設及びサイクル機構の関連施設などの解体やウラン濃縮施設の遠心分離機の取り替えについても想定し、これらに伴い発生する廃棄物も含めることとした。

この結果、これらの累積発生量（可燃物については焼却処理を仮定）は、200㏩ドラム缶換算で約56万本になると推定される。このうち、約6割は、施設の解体及び遠心分離機の取り替えにより発生するものと予想される。

（参考資料－2）

### 2. 対象廃棄物の特徴

#### (1) 対象廃棄物の発生形態及び処理

対象廃棄物の主な発生形態は、気体廃棄物の処理によって発生する使用済排気フィルター、液体廃棄物の処理などから生ずるスラッジ（水分を含んだ粉粒状の物質）、作業着、手

---

<sup>2</sup> サイクル機構においては、濃縮施設などから発生したウラン廃棄物の他に、研究開発活動に伴って発生したR I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当するものも保管されている。本検討では、これらを一括して発生量に含めることとした。

袋、木材などの可燃性雑固体廃棄物、ゴム靴、ビニールホースなどの難燃性雑固体廃棄物、金属、コンクリート、ガラスなどの不燃性雑固体廃棄物、使用済遠心分離機である。

これらの廃棄物のうち、可燃性雑固体廃棄物の一部は焼却処理が行われ、焼却灰となっているが、それ以外の廃棄物については、処理が行われていない。なお、除染処理については、対象廃棄物への適用性などについて様々な研究が行われている。

(参考資料-2)

## (2) 対象廃棄物の特徴

対象廃棄物は、ウランが付着したものやウランを含む物質が付着したものなど、含まれる核種が実質的にウランに限定されており、これまでに検討されてきた廃棄物に含まれているような放射化による放射性核種や核分裂による放射性核種が含まれていない<sup>3</sup>という特徴を有する。具体的な形態は、金属、プラスチックなどの表面にウランが付着した廃棄物及び焼却灰、スラッジなどのウランが媒体中に分散して含まれる廃棄物に分類される。

放射性核種としての半減期が長いウランは、放射線を発生する能力が小さいため、物品に付着するなどしたウランについては、拭き取る、溶液に浸すなどの物理的・化学的な方法を用いて取り除くこと（除染処理）によって、比較的効率よく、廃棄物に残存するウランからの放射線を小さくすることができると考えられる。具体的には、対象廃棄物のうち、ウランが表面に付着したものは高い除染効果が期待でき、平滑で単純な形状のものは、ほぼ完全にウランを除去することも可能と考えられる。

対象廃棄物に含まれるウランの濃度は、除染前で $10^{10}$ ベクレル毎トン (Bq/t) オーダーから、自然界にも存在するレベルの $10^6$ Bq/t以下まで幅広く分布している。

## (3) ウラン核種の特徴

ウランは、土中などにも有意に存在する天然起源の放射性核種であること、半減期が長く（例えばウラン238 ( $^{238}\text{U}$ ) の半減期は約45億年) 時間の経過による放射性物質の低減が期待できないこと、放射線を発生する能力が小さく比較的容易に除染できると考えられること、酸化的な環境では溶解度が高いことなどの特徴を有している。また、ウランの性状によっては資源価値を持つこと、精製されたウラン<sup>4</sup>については子孫核種の生成及び累積

---

<sup>3</sup> 対象廃棄物には、ごく少量ではあるがウラン核種が放射線を放出して別の放射性核種になったもの（子孫核種）が含まれる。また、使用済燃料の再処理によって回収されたウランは人工放射性核種を伴うため、回収ウランの使用に伴い発生する一部の対象廃棄物には、ごく少量の人工放射性核種も含まれる。処分方策の検討に当たっては、これらの核種がウランと異なる特徴を有することにも留意する必要がある。（第1章4.（1）を参照のこと）

<sup>4</sup> 天然に存在する状態では、ウランは子孫核種とともに存在し、その放射性核種濃度はウ

によって数十万年間にわたって合計放射性核種濃度が增大すること、存在する量によっては放射線以外の因子（例えば重金属としての性質）による影響が問題となる可能性があることなどの特徴も有している。

ウラン核種の一つである $^{238}\text{U}$ の土中の平均的な濃度は、 $40\text{ Bq/kg}$ （原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)1993年報告：放射平衡を前提とすると、全ウラン濃度は約 $80\text{ Bq/kg} = 8 \times 10^4\text{ Bq/t}$ ）とされている。また、ウランなどの自然放射性核種による外部被ばく線量は、日本の約 $0.32$ ミリシーベルト毎年（ $\text{mSv/年}$ ）を含む13カ国の平均で約 $0.45\text{ mSv/年}$ （このうちウランの寄与は約 $1/3$ ）になるとされている。土中に含まれるウランなどの自然放射性核種の濃度には地域差があり、それらによる大地放射線の被ばくへの寄与は、上記 UNSCEAR の報告をもとに試算する（吸収線量から被ばく線量への換算係数 $0.7$ シーベルト毎グレイ（ $\text{Sv/Gy}$ ）を用いた）と、国別の平均値で約 $0.15\text{ mSv/年} \sim 0.98\text{ mSv/年}$ となる。また、宇宙及び大地からの放射線と食物摂取によって受ける放射線を合計した放射線量の国内県別の地域差は、最大 $0.38\text{ mSv/年}$ 程度とされている。

（参考資料－3）

精製されたウラン及びその子孫核種の合計放射性核種濃度の経時変化を見ると、初期はほとんど変化せず、数千年後から緩やかに増加し、数十万年後にピークあるいは平衡に達する。このような放射性核種濃度の増大が生じるのは、ウラン核種が放射線を放出して別の核種（子孫核種）になってもその子孫核種も放射性であり、これらが形成する崩壊系列が数十万年かけて放射平衡に達するためである。ウランの主要な崩壊系列には、 $^{238}\text{U}$ では13核種の、 $^{235}\text{U}$ では10核種の放射性子孫核種がある。これらの子孫核種のうち、比較的短期間で存在比が平衡に達するもの（ $^{238}\text{U}$ では3核種、 $^{235}\text{U}$ では1核種）は、当初から対象廃棄物中に含まれているが、これ以外の子孫核種（ $^{238}\text{U}$ では10核種、 $^{235}\text{U}$ では9核種）は、長期間かけて生成及び累積していく。また、放射性子孫核種の中には、気体状のラドン（ $\text{Rn}$ ）も存在する。

（参考資料－4）

#### （4）他の放射性廃棄物との比較について

以上に述べてきたとおり、対象廃棄物は他の放射性廃棄物と比較して異なる性質を有している。対象廃棄物の処分方策の検討に当たって重要と考えられるものを以下に挙げる。

- 対象廃棄物の放射性核種濃度は比較的 low、特にベータガンマ（ $\beta\gamma$ ）核種濃度は低い。

---

ラン核種と子孫核種の放射性核種濃度を合計したものとなる。ウラン燃料として使用される場合には、ウランが抽出された段階で子孫核種が分離されるため、放射性核種濃度は天然に存在する状態よりも低くなる。

- 他の放射性廃棄物が時間とともに放射性核種濃度が減少していくのに対して、対象廃棄物の放射性核種濃度は減少せず、千年程度経過すると、ウランの子孫核種が生成及び累積することから徐々に増加し、数十万年でピークとなる。
- 対象廃棄物は、時間の経過に伴う放射性核種濃度の変化が小さく、他の放射性廃棄物が千分の一から十万分の一以下に減衰する間に、十倍程度増加する。
- 気体状の子孫核種であるラドンが生成し、条件によっては有意な被ばく線量を与える可能性がある。
- 濃度及び存在する量によってはウランの放射線以外の因子（例えば重金属としての性質）による影響が問題となる可能性について考慮する必要がある。

これらの性質から、対象廃棄物については、放射線の影響は小さいと考えられるが、放射線の影響が最も大きくなる時期が数十万年後になる可能性があること、放射線以外の観点から処分可能濃度が制限される可能性があることを、処分方策の検討に当たって念頭におく必要がある。

（参考資料－５）

### 3. 対象廃棄物の処分方策の検討に当たっての考え方（考慮すべき事項）

#### （１）放射性廃棄物処分の基本的考え方

放射性廃棄物対策は、一般の廃棄物と同様に、発生量の抑制が大前提であり、廃棄物の発生量の低減や有効利用に努めることが重要である。

放射性廃棄物の処分は、廃棄物に含まれる放射性核種が生活環境に対して影響を及ぼすことを防止することが必要であり、このためには、処分方法に適した形態に処理した後、放射性物質から放出される放射線の影響が安全上支障のないレベルになるように処分することが基本となる。したがって、処分の方法は、廃棄物の特徴、特にこれに含まれる放射性核種の種類及び濃度を考慮して設定する必要がある。

#### （２）我が国でこれまでに検討されてきた処分方法

放射性廃棄物の処分については、これまで原子炉施設から発生する低レベル放射性廃棄物を中心に、上記の基本的考え方に沿って検討が進められ、方針が示されてきた。

現在までに示されている処分方法には、原子炉施設の運転に伴い発生し放射性核種濃度が現行の政令濃度上限値<sup>5</sup>以下の低レベル放射性廃棄物について、「放射性廃棄物の規制に

---

<sup>5</sup> 原子炉施設から発生し処分容器に固型化された放射性廃棄物を、コンクリートピットな

基づいたコンクリートピットなどの人工構築物を設けない簡易な方法（素掘り）による浅地中処分<sup>6</sup>（以下「素掘り処分」という。）及び「浅地中のコンクリートピットへの処分」<sup>7</sup>（以下「コンクリートピット処分」という。）がある。また、 $\beta\gamma$ 核種濃度が現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物についての処分方法として、「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば50～100m程度）への処分」（以下「地下利用に余裕を持った深度への処分」という。）が予定されている。

（参考資料－6）

高レベル放射性廃棄物の処分方法は、ガラス固化体を地下数百mより深い地層中あるいは岩体中に隔離する「地層処分」としている。現在、地層処分に関しては、サイクル機構を中心として地下深部の岩石や地下水についての調査・研究、地下深部で処分を行うための技術開発及び処分の安全性を評価するための研究が進められている。

対象廃棄物は、前述のとおり放射性核種の濃度が幅広い範囲に分布していることから、放射性廃棄物処分の基本的考え方を踏まえ、放射性核種の濃度などにより適切に区分し、その区分に応じた合理的な処分を検討する必要がある。

### （3）国際放射線防護委員会（ICRP）における放射線防護の考え方

放射性廃棄物の処理処分に当たっては、放射線の影響の防止（放射線防護）を図ることが基本となる。放射線防護の基本的考え方はICRPなどによって勧告されており、「行為の正当化」、「放射線防護の最適化」、「線量あるいはリスク限度の遵守」という3原則に要約される。このICRPの勧告は、IAEAなどの国際機関、日本を含む世界各国の放射線防護方策の検討において尊重されており、対象廃棄物処理処分の具体的方策の検討に当たっても、このような国際的なコンセンサスを基礎とした枠組みとの整合性を考慮する必要がある。

ICRPなどでは、長寿命固体放射性廃棄物の処分に対する放射線防護の考え方についても検討されており、ICRPが最近出版した勧告(Publ.81：Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-Lived Solid Radioactive Waste, 2000

---

どの人工構築物を用いた処分施設を設置して浅地中処分する場合などの濃度上限値。コンクリートピット処分では $\alpha$ 核種の合計値と $\beta\gamma$ 核種の6核種（うち1核種は放射化されたコンクリート廃棄物のみ適用）について、素掘り処分では $\alpha$ 核種の合計値と $\beta\gamma$ 核種の8核種（うち2核種は放射化されたコンクリート廃棄物のみ適用）について、濃度上限値が定められている。

<sup>6</sup> 日本原子力研究所の動力試験炉（JPDR）の解体に伴って発生した廃棄物のうち、放射性核種濃度が極めて低いコンクリート廃棄物（素掘り処分について定められた政令濃度上限値以下のもの）について、埋設実地試験を実施中。

<sup>7</sup> 日本原燃（株）六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおいて実施中。

「長寿命放射性固体廃棄物の処分に対して適用されるものとしての放射線防護勧告」、仮訳)では、次のような考え方が示されている。

- 被ばくを評価する方法として、線量と事象の発生可能性を別個に分けて評価する方法が考えられる。この方法では、その放射線学的影響を評価する際、代表的なシナリオに対しては線量拘束値と比較され、発生する可能性の小さいシナリオに対しては、結果として生じる線量とそれらの発生可能性を別々に考察して評価することになる。この方法は、そのシナリオが起こる確率の正確な定量化を要求せず、それらの可能性のおおよその大きさと、それらの放射線学的影響の評価が要求される。
- 自然のプロセスに伴う被ばくと、人間侵入による被ばくは区別して考えるべきである。人間侵入は、偶然の侵入のみが考慮されるべきであり、埋設場へ故意に侵入したことに伴う放射線学的結果は、侵入者の責任である。自然のプロセスから生じると評価された線量又はリスクは、0.3 mSv/年という線量拘束値<sup>8</sup>、あるいはそれと等価のリスクである約 $10^{-5}$ /年と比較されるべきである。
- 人間侵入が、サイト周辺に居住する人々に対して、介入（現在ある被ばくの原因に影響を与えて被ばくを低減する活動）がほとんど常に正当化されるような線量を生じるような状況では、処分場の開発段階において人間侵入の可能性を低減させる、あるいはその影響を制限するための合理的努力が行われるべきである。

なお、線量拘束値は、「ICRP 1990年勧告 (Publ.60, 1991)」の中で示された概念であり、放射線防護の最適化を判断する際には、線量拘束値を超えない範囲で最適化が行われなければならないとされている。その後、ICRPは「放射性廃棄物の処分に対する放射線防護の方策 (Publ.77, 1998)」の中で、廃棄物処分からの公衆被ばくの管理に関する拘束値は、1 mSv/年以下とすべきであり、約0.3 mSv/年を超えない値が適切であろうと勧告している。

(参考資料-7)

#### (4) 海外での処分事例

対象廃棄物は、海外においては、独立した放射性廃棄物の区分として扱われておらず、処分方策・安全規制なども原子炉施設から発生する放射性廃棄物をはじめとする低レベル放射性廃棄物の一種として扱われている例が多い。

---

<sup>8</sup> 放射性廃棄物の処分行為に対する線量拘束値は0.3mSv/年を超えるべきではないとICRPは勧告している (Publ.77, 1998 及び Publ.81, 2000)。

ウランを含む放射性廃棄物の処分が実際に行われている浅地中処分場の例としては、低レベル放射性廃棄物の浅地中処分場又は一般及び産業廃棄物処分場が挙げられる。前者の処分は、米国（素掘り処分相当）、英国（かつては素掘り処分相当であったが、現在はコンクリートピット処分相当）、仏国（コンクリートピット処分相当）で行われており、後者は、米国、英国、スウェーデン（いずれも素掘り処分相当）で行われている。

各国の状況を見ると、低レベル放射性廃棄物の浅地中処分場の規制における線量基準は国により差があるが、 $0.25 \sim 0.3$  mSv/年の範囲である。受入濃度上限値は、必ずしもウランを含む放射性廃棄物を特定していないが、 $\alpha$  核種又は核分裂性物質として規定されている。これらの受入濃度上限値の一部は、核燃料物質の臨界管理の観点から決定されていると考えられる（受入濃度上限値を基にある一定の条件で換算し、ウラン核種の処分濃度限度を試算すると  $10^8 \sim 10^9$  Bq/t オーダーとなる）。処分場の管理については、英国において現在進められている処分場閉鎖後の安全解析評価の中で、処分終了後100年間操業期間後の管理を行って処分場を閉鎖し、さらにその後100年間の制度的（受動的）管理を行うことが検討されており、管理終了後は管理期間中と異なる基準が定められている。また、仏国では、基本安全規則で300年の管理期間が定められている。

一方、一般及び産業廃棄物処分場の一部の受入限度は、重量濃度と総量で規定されている（ウラン核種の処分濃度限度は、換算の結果  $10^7$  Bq/t オーダーとなる）。（参考資料－8）

#### 4. 対象廃棄物の特徴を考慮した処理処分の基本的考え方

##### （1）検討に当たって考慮すべき対象廃棄物の特徴

既に述べたとおり、ウラン核種は、これまでに処分方策の検討が行われてきた放射性廃棄物に含まれる核種とは異なる特徴がある。特に、天然にも存在すること、半減期が長く時間の経過による放射性物質の低減が期待できないこと、放射性子孫核種が生成及び累積することなどはウラン核種の顕著な特徴である。これらの特徴は、対象廃棄物の処分方策を検討する上で重要である。

また、放射線防護以外の観点、例えばウランの重金属としての性質などによる制約から処分ウラン濃度が制限される可能性もあり、これらについても考慮する必要がある。

なお、対象廃棄物には、使用済燃料を再処理することによって回収された回収ウランの使用に伴って発生するものも存在する。これは、天然に存在するウラン核種以外に人工放射性核種を伴っていることから核種組成が異なるが、基本的に処理処分方策を決定づける核種がウラン核種であれば、回収ウラン以外の使用に伴って発生する対象廃棄物と同様に扱うことが可能である<sup>9</sup>。また、対象廃棄物に含まれるウランには、濃縮ウラン、劣化ウラン、天然

---

<sup>9</sup> ウラン核種以外の人工放射性核種の影響が、ウラン核種の影響よりも大きくなると考えられる場合は、「超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方」原子力委員

ウランなど、それぞれ同位体組成が異なるものが含まれているが、それぞれの線量評価試算を行った結果によると、これらにおける同位体組成の違いは、線量評価に大きな影響を与えるものではない。したがって、同位体組成の違いについては、処理処分方策の基本的考え方の検討に当たって特別の配慮が必要となるものではないと考えられる。

(参考資料－ 9)

## (2) 対象廃棄物の特徴を考慮した処理の基本的考え方

廃棄物処理の基本的考え方は、取扱い作業の安全性や容易性、処分の安全性への寄与などを考慮して、合理的な廃棄体の形態及び処理の方式を選択するということである。例えば、原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物における廃棄体としては、濃縮廃液を200%の金属製ドラム缶にセメントなどの固型化材によって安定に固型化したものがある。

対象廃棄物の場合、放射性廃棄物そのものの発生量を低減するため、放射線管理区域に持ち込む物品の制限などに努めた上で、具体的な処理の方法としては、廃棄物の性状及び濃度に応じた分別、ウランの除染、廃棄物の減容化・安定化などが考えられる。

除染に関しては、ウラン核種が金属などの表面に付着している場合には、除染が比較的容易と考えられ、高い除染効果が期待できる。焼却灰やスラッジのように、ウラン核種が物理的・化学的に媒体に取り込まれている場合には除染が困難であるが、これらについても除染係数100程度までの除染が可能であるとの試験結果が得られている例もある。

一般的に、除染処理に期待する効果は、廃棄物の放射性核種濃度を低減することにより、濃度に応じた処分方法の選択肢が広がること、クリアランスレベル(放射性物質として扱う必要がないものを区分するレベル)まで除染することにより、放射性廃棄物量の低減が可能となることである。また、ウランは、資源としての性格も有しており、特に濃縮ウランは資源的価値が高い。これらの観点から、合理的に可能な範囲で対象廃棄物からウランを除染回収することを検討する必要がある。

ただし、除染処理は、クリアランスレベルの達成に伴う放射性廃棄物量の低減、処分方法の選択肢の拡大が期待される一方で、除染に伴う作業員の被ばく、除染に要する費用の増加及び二次廃棄物の発生などを考慮する必要がある、これらを総合的に判断した上で、適切な除染処理システムが検討されるべきである。

(参考資料－ 10)

## (3) 対象廃棄物の特徴を考慮した処分の基本的考え方

これまでに、有意な期間内に十分な放射性核種濃度の低減が期待できる従来の低レベル放射性廃棄物の浅地中処分施設については、処分された廃棄物の放射性核種濃度の減衰に応じて管理を軽減し、 $1.0 \mu\text{Sv}/\text{年}$  ( $0.01 \text{mSv}/\text{年}$ )の規制除外線量(昭和62年12月、

---

会(平成12年3月23日)に基づき検討される。

放射線審議会、基本部会報告)を判断規準として、これを下回れば放射線障害防止の観点からの管理を終了できるという段階的管理の考え方が適用されている。

ウランは半減期が長く(例えば $^{238}\text{U}$ の半減期は約45億年)、子孫核種の生成及び累積があることから、廃棄物に含まれる放射性核種濃度の減衰が期待できない。したがって、従来の低レベル放射性廃棄物の処分について適用されていた段階的管理の考え方、すなわち、放射性核種濃度の減衰に応じて段階的に管理を行い一定の管理期間後に管理を終了するという考え方が適用できない。

このことから、対象廃棄物については、除染処理による初期濃度の低減化を行い、合理的に可能な限りクリアランスレベル以下のものとするのが重要であるとともに、それ以外の処分の際には長期にわたって管理を継続することなど、管理の在り方についても検討する必要がある。

また、処分に関する線量目標値については、ICRPなどにおける放射線防護の考え方や海外での処分事例を勘案し、公衆の線量限度の1mSv/年を守ることを基本として、適切な値を設定することが必要である。さらに、社会的、経済的事項を考慮しつつ、放射線防護の最適化の観点から、被ばくの可能性を合理的に達成できる限り、低く保つべきである。

なお、ウランは天然にも普遍的に存在する放射性核種であり、大地からの平均的な自然放射線量約0.45mSv/年(外部被ばく線量)の約1/3は、ウランとその子孫核種からの寄与であるとされている。したがって、規制除外線量(10 $\mu\text{Sv}$ /年)は、この大地からの平均的な自然放射線量と比較して小さく、対象廃棄物についての適切な線量目標値の設定に当たっては、この点についても考慮すべきである。

対象廃棄物は、処分後の線量評価においてピークが現れる時期が数十万年後になるとの試算例があることから、評価に当たっては、時間の経過とともに考慮すべきシナリオ、モデルやパラメータに関する不確実性が大きくなることを考慮する必要がある。その際、ウランの子孫核種の一つである気体状のラドン及びその子孫核種による被ばく線量については、モデルやパラメータに関する不確実性の影響を特に大きく受けることも留意すべき事項である。

#### (4) 安全確保の基本的考え方について

低レベル放射性廃棄物の処分についての線量評価は、埋設された廃棄物に含まれる放射性核種が地下に浸透した雨水や地下水の中に浸出し、その後、地下を移動して河川などに流出したとした際に、その水を飲用などに利用すること(自然プロセスによって生じるシナリオ)に伴って生じ得る被ばく線量と、処分場跡地に人間が居住することや居住に先立って行われる建設活動など(人為的事象によって生じるシナリオ)に伴って生じ得る被ばく線量の評価という形で行われる。

対象廃棄物の素掘り処分を想定して現行の政令濃度上限値の評価に準じた試算を行った結果、居住シナリオ、建設シナリオ、地下水移行シナリオの順に被ばく線量の試算値が低く

なり（最大値で比較すると地下水移行シナリオは、居住シナリオの1万分の1のオーダーとなる）、対象廃棄物の処分の安全確保を図る上では、居住シナリオが重要になると考えられる。なお、処分の線量評価は、自然プロセスによって生じるシナリオと人為的事象によって生じるシナリオについて、区別して行うべきであるが、基本的考え方の段階である上記検討ではそのような区別を行わず、評価の長期性に伴う不確実性についても考慮せずに評価を行った

（参考資料－9）

対象廃棄物の場合、ウランの子孫核種が生成及び累積し、数十万年かけて放射平衡に達するため、他の放射性廃棄物の場合と異なり、居住シナリオなどの人為的事象によって生じるシナリオの線量評価において、緩慢にはあるが、線量評価値が時間の経過に伴って増加する潜在的な可能性があることが重要な特徴である。対象廃棄物に対するような長期にわたる評価に当たっては、起こり得る事象とその影響について総合的に判断する必要があるとともに、発生する可能性の小さい事象に対しては、通常考えられるシナリオと分けて考察し線量を評価した上、その評価結果と事象の発生との関連から、処分の安全性について総合的に評価することも考えられる。

居住シナリオなどにおいて想定される人為的事象は、跡地の適正な利用形態の明確化などの制度的管理を行うこと又は適切な離隔距離を確保することにより、それが発生する可能性を低減させる、あるいはその影響を制限することができると考えられる。制度的管理が有効に機能している限り、跡地居住などの人為的事象が発生する可能性は極めて低いと考えられるが、対象廃棄物の場合、その潜在的影響が長期間経過後に大きくなることから、制度的管理の維持に関する努力が払われることが望ましく、処分に係る記録の保存などの受動的制度的管理のシステムが、長期の有効性を期待できるような方法について検討されることが重要であると考えられる。

対象廃棄物のように、減衰による放射性核種濃度の低減が期待できない場合には、除染処理などによる初期濃度の低減化も安全確保方策の選択肢となり得ると考えられる。また、対象廃棄物の処分場における定置密度についても、安全確保を検討する上で重要な項目となり得ると考えられる。

## 5. 対象廃棄物の安全かつ合理的な処分の可能性について

### （1）クリアランスレベル以下の処分の可能性について

既に述べたとおり、ウランは質量当たりの放射性核種量が少なく除染が比較的容易であること、また、資源として利用できる可能性があることから、処分の前に合理的な範囲で可能な限り除染処理を行うことが重要である。除染処理によって十分ウラン核種が除去されたことが確認できれば、放射性廃棄物として扱う必要のないもの（クリアランスレベル以下のもの）として処分又は再利用することも可能と考えられ、今後、対象廃棄物のクリアランスレベルが検討・設定されることが必要であると考えられる。

なお、主な原子炉施設から発生するコンクリートや金属に関するクリアランスレベルについては、自然界の放射線レベルと比較して十分小さく、また、人の健康に対するリスクが無視できることを満たす線量の目安値として $10\ \mu\text{Sv}/\text{年}$ を設定し、クリアランスレベルが算出されている<sup>10</sup>。

## (2) 素掘り処分及びコンクリートピット処分の可能性について

上述した対象廃棄物の特徴を考慮した処分の基本的考え方を踏まえると、以下のような処分方策が考えられる。

- a. 線量目標値：対象廃棄物の素掘り処分及びコンクリートピット処分に対して、その安全性を評価する上で適切なシナリオを検討し、それに応じた線量目標値を設定する必要がある。例えば、ICRPなどにおける放射線防護の考え方や海外での処分事例を勘案し、また、ウランは天然にも普遍的に存在することも考慮した上で、地下水移行のような自然のプロセスによって生じるような被ばくに対してICRPが勧告している $0.3\ \text{mSv}/\text{年}$ を線量目標値に設定するなど、対象廃棄物処分の評価シナリオに対して適切な線量目標値を設定することが考えられる。

具体的な線量目標値の設定に当たっては、廃棄物処分による被ばく線量、リスクなどの評価において、地下水の移行に伴う放射性核種の移動などの自然プロセスによって生じる被ばくと、跡地における居住などの人為的事象によって生じる被ばくは区別して検討されるべきであり、それぞれの評価について、評価の長期性に伴う不確実性を考慮した適切なシナリオ、評価期間に応じたモデルやパラメータなどの不確実性を考慮した上で十分な検討が必要である。この際、発生する可能性の小さいシナリオに対しては、通常考えられるシナリオと分けて考察し線量を評価した上、その評価結果と事象の発生の可能性との関連から、処分の安全性について総合的に評価することも考えられる。

- b. 濃度基準：素掘り処分又はコンクリートピット処分の対象となる廃棄物については、ウラン核種の半減期、子孫核種の生成及び累積などを踏まえて、放射線防護上の観点から、上記の検討によって設定される適切な線量目標値に基づいて、廃棄物中のウラン濃度を制限する。

具体的な濃度の値については、評価の長期性に伴う不確実性を考慮した適切なシナリオ、評価期間に応じた評価目標値や評価指標を検討し、また、評価期間に応じたモデルやパラメータなどの不確実性を考慮して、放射性廃棄物処分の全体的な安全規制の枠組みの中で検討・設定されるべきものである。

---

<sup>10</sup> 「主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて」原子力安全委員会（平成11年3月17日）

対象廃棄物処分に対して、適切なシナリオを検討しそれに応じた線量目標値を設定する必要があるが、ここでは仮に、素掘り処分を想定し、評価の長期性に伴う不確実性は考慮せずに現行の政令濃度上限値の評価に準じた試算（地下水移行、跡地における建設、跡地における居住の各シナリオについて評価）を、0.3 mSv/年を線量目標値として行った。この場合、ウランの子孫核種が生成及び累積し放射性核種濃度が最も高くなった状態を考慮しても、2030年までの将来に発生すると推定した対象廃棄物量の約9割（除染後の運転廃棄物についての割合。なお、解体廃棄物についてはさらに大きな割合になる。）が、素掘り処分できる可能性があるとして試算された。

- c. 処分場の管理：処分の安全性については、基本的に上記の線量目標値とこれに基づく濃度基準の遵守によって確保されるものであるが、対象廃棄物の特徴を考慮し、偶然に人間侵入が起こる可能性を低減させるため、長期間にわたって土地利用の形態が処分に影響を及ぼさないようにする制度的方策など、処分場の管理について努力が払われることが望ましい。このような制度的方策は、基本的に放射線防護の最適化の観点から考慮されるものである。

管理の内容については、覆土の維持管理、地下水のモニタリングなどの能動的な管理と、廃棄物処分に関する記録の維持管理などの受動的な管理が考えられる<sup>11</sup>。これらのうち、処分事業者が対応すると考えられる能動的な管理については、有限期間内に終了することになると考えられるが、処分に関する記録の維持管理などの受動的な管理については、長期間有効となるようにすることについても検討すべきである。

### （3）地下利用に余裕を持った深度への処分などの可能性について

ウラン核種の濃度が上記処分可能な濃度を超える廃棄物については、素掘り処分及びコンクリートピット処分と比べて、放射性核種の移行速度の低減や処分場跡地の掘削などによる被ばく防止の観点から十分な措置を講じる必要があると考えられる。そのためには、地下水の流速が小さく、かつ高層建築物などの支持層の上面よりも深く適切な離隔距離を確保した地下へ処分するとともに、資源の存在状況についても考慮することが必要であり、既に処分の基本的考え方が示されている「地下利用に余裕を持った深度への処分」を行うことが考えられる。

仮に、地下利用に余裕を持った深度への処分を想定して、評価の長期性に伴う不確実性は

---

<sup>11</sup> 制度的管理のうち、モニタリングや修復活動などの具体的な行為・活動を伴うものを能動的な管理、処分に関する記録の維持管理や跡地の適正な利用形態の明確化などの制度的な取り決めによるものを受動的な管理といい、IAEAなどで考え方が整理されている。

考慮せずに線量評価を行い、処分可能となる廃棄体中のウラン濃度の上限値を試算した結果によると、地下利用に余裕を持った深度への処分を行うことにより、対象廃棄物のほぼ全てに対応できる可能性があると考えられる。

この場合も(2)で述べた処分と同様に、対象となる廃棄物の濃度基準の設定については、評価の長期性に伴う不確実性を考慮した適切なシナリオ、評価期間に応じた評価目標値や評価指標、評価期間に応じたモデルやパラメータなどの不確実性を考慮すべきであり、起こり得る事象とその影響について総合的に判断することが重要である。この際、発生する可能性の小さい事象に対しては、通常考えられるシナリオと分けて考察し線量を評価した上、その評価結果と事象の発生の可能性との関連から、処分の安全性について総合的に評価することも考えられる。具体的な濃度の値については、対象廃棄物の特徴を踏まえつつ、放射性廃棄物処分の全体的な安全規制の枠組みの中で検討・設定されるべきである。

さらに、ウラン濃度がより高い廃棄物が存在する場合には、人間の生活環境から長期間隔離しておくことが必要であると考えられる。この条件を満足する既存の処分概念としては、「人間の生活環境から十分離れた安定な地層中に、適切な人工バリアを構築することにより処分の長期的な安全性を確保する地層処分」が考えられる。

対象廃棄物の地層処分の検討に当たっては、既に処分の基本的考え方が示されている超ウラン核種を含む放射性廃棄物の地層処分についての検討結果<sup>12</sup>を踏まえつつ進めることが可能であると考えられる。ただし、対象廃棄物は、含まれる核種が基本的にウランとその子孫核種であること、放射性核種濃度が低いため超ウラン核種を含む放射性廃棄物のように発熱を考慮する必要はないことなどの特徴を有している。したがって、対象廃棄物の地層処分については、これらの特徴を十分考慮することが必要である。

#### (4) 処分に当たって留意すべき事項

処分場の施設概念については既に、素掘り処分、コンクリートピット処分及び地下利用に余裕を持った深度への処分などの施設概念が、処分場の管理の考え方と直接関係しないものとして検討されてきており、対象廃棄物についても、これらの施設概念を参考とすることができる。

この際、放射線防護以外の観点から処分濃度が制限される可能性もあり、ウランの重金属としての性質による影響や核燃料物質の臨界管理の観点についても考慮する必要がある。ウランの重金属としての性質による影響については、平成10年に厚生省の飲料水基準の監視項目にウランが追加されているが、排水基準や環境基準などの項目には含まれておらず、

---

<sup>12</sup> 超ウラン核種を含む放射性廃棄物のうち、MOX燃料加工施設から発生するものには、ウランとプルトニウムの同位体 ( $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$  など) が多く、放射化や核分裂に伴い生成した  $\beta$   $\gamma$  核種はほとんど含まれていない。これらについて、緩衝材を設けない人工バリアを設置した地層処分施設の一例が示されている。

実際の処分時には、水質保全や環境汚染に係る規制動向などを考慮した検討が必要である。さらに、核燃料物質の臨界管理の観点からは、対象廃棄物中のウラン核種濃度、ウラン濃縮度、廃棄物定置密度などを考慮し、検討することが必要である。

また、対象廃棄物が、産業廃棄物に対する規制を適用すべき性状を有している場合には、産業廃棄物に対する規制との整合性の観点から、産業廃棄物の規制も満足するような処分施設概念を採用することが必要である。例えば、有害物質を含む場合や焼却灰については、素掘り処分ではなく、コンクリートピット処分が必要になる場合もある。

処分場の操業においては、対象廃棄物に含まれるウランによって従事者及び一般公衆の被ばくが法令に定められた限度を超えることがないように管理を行い、廃棄物の受入が完了した後は、廃棄物の処分量、ウランなどのインベントリ、処分位置などの記録を維持することが重要である。また、(2) c. で言及した受動的管理が、長期間有効に行われるための方策についても十分検討することが重要である。

なお、これまで述べたような安全確保方策を合理的に可能な限り取り入れたとしても、長期間を対象とする評価において、シナリオ、モデル、パラメータ、将来の人間の生活様式などの不確実性の影響を完全に払拭することは不可能であると考えられる。しかしながら、予測できないような事象が、遠い将来に万一発生したとしても、ICRPなどの考え方に示されているとおり、放射線防護の体系の中には、事故による放射線影響、自然放射線源からの慢性的被ばく及び過去の事象あるいは状況による残留汚染に対して必要と判断された場合は適切な対応措置をとる「介入」という概念があり、発生した事象に対して国などの適切な機関による対応が可能であると考えられる。なお、ICRPは、約10 mSv/年という値を、それ以下であれば介入が正当化されそうもない<sup>13</sup>一般的な参照値として、反対に、約100 mSv/年という値を、それ以上のレベルでは介入がほとんど常に正当と考えるべき参照値として使用できると勧告している(ICRP, Publ.81,82, 2000)

## 6. 技術開発課題について

以上の検討により、対象廃棄物は、廃棄物の濃度及び性状に応じて適切に区分し、素掘り処分、コンクリートピット処分、地下利用に余裕を持った深度への処分などを行うことにより、安全かつ合理的に処分することができると考えられる。

今後、対象廃棄物の処理処分を具体化するに当たって、より一層の安全かつ合理的な処理処分を目標として、次のような技術開発を行うことが有効と考えられる。

---

<sup>13</sup> 被ばくが起きている状況において受ける不利益に対して、介入を行うことによって新たに発生する作業員の被ばくが大きい場合や、わずかな不利益を排除するために必要なコストが不釣り合いに大きい場合には、そのような介入は正当化されないと考えられる。

## (1) 処分前の技術開発課題

今後発生する対象廃棄物については、放射性核種の濃度や廃棄物の性状によって適切に分別・管理し、それらのデータを整理しておくことにより、廃棄物処理の負担を軽減することが重要である。

対象廃棄物に対してクリアランスレベルを適用する時点及び対象廃棄物の処分に先立つ廃棄物の確認行為の時点において、対象廃棄物の放射性核種濃度を測定などによって評価する必要がある。特に、クリアランスレベルの確認においては、低濃度（1 Bq/g 以下のオーダー）の確認が必要になることも考えられ、それに対応できる精度を持ち、適切な測定時間で対象廃棄物の放射性核種濃度を評価する技術及びシステムの検討を行うことが重要である。

対象廃棄物の処分に当たっては、除染処理によって合理的に可能な範囲で対象廃棄物からウランを除染回収することを検討する必要がある。対象廃棄物に対する除染技術については、一部の廃棄物について除染性能データが得られているが、除染対象廃棄物の範囲の検討を含め、さらに効率的な除染処理技術の実用化などを積極的に進めることが重要である。また、廃棄物の発生過程と除染技術の適用工程を考慮した除染処理の合理化の可能性についての検討も重要である。

廃棄物の固型化処理などによる安定化や減容処理は、廃棄物処理の基本的な要件であり、処分場跡地の安定化などのために重要である。また、産業廃棄物としての処理要件を考慮した処理が必要とされる可能性もあり、適切な廃棄物形態の選定が重要である。

## (2) 処分時及び処分後の技術開発課題

対象廃棄物の処分に関しては、基本的に既存の処分施設概念を参考とすることができると考えられ、現在の技術に基づいた施設設計によって必要な対策が講じられることになると考えられる。

対象廃棄物の特徴から、処分当初は放射線の影響が小さいため、安全性が処分施設などの人工バリアに依存する度合いは、他の放射性廃棄物よりも小さい。しかしながら、長期間経過後に子孫核種の生成及び累積に伴って潜在的影響が増大していくことから、長期間の安全性評価の合理的在り方や、処分後の管理の役割及び合理的在り方についての検討が重要である。このため、他の放射性廃棄物に含まれる長寿命放射性核種に係る安全性評価に関する研究開発や、長期間の評価という観点から関連すると考えられる高レベル放射性廃棄物地層処分の研究開発などの成果を参考にしつつ、対象廃棄物の特徴を踏まえた処分の安全性評価などの研究開発に取り組むことも重要である。

また、現行の政令濃度上限値の線量評価においては、減衰による放射性核種濃度の減少のみが考慮されているが、長期間経過後においては、地下水移行などによる濃度低減が有意になると考えられる。したがって、長期間の安全性評価については、このような因子を組み込んだ評価方法を検討し、安全かつ合理的な処分システムの設計に反映することも重要である。

と考えられる。

## 7. まとめ

対象廃棄物は、これまでに処分方策を検討してきた放射性廃棄物と異なる特徴を有しているが、以下のような処分方策を行うことにより、安全かつ合理的に処分できると考えられる。

対象廃棄物に対して除染処理を行うことにより、放射性核種濃度を低減し、クリアランスレベル以下になるものについては、放射性廃棄物として扱う必要のないものとして処分又は再利用を行う。それ以外のものについては、濃度などに応じて適切に区分し、それぞれの区分に応じた処分方策を講じる。対象廃棄物の処分について、素掘り処分を想定し、仮に I C R P が勧告している  $0.3 \text{ mSv/年}$  を線量目標値として線量評価を行った結果、対象廃棄物の約 9 割が処分できる可能性があるとして試算された。また、地下利用に余裕を持った深度への処分を想定した場合、対象廃棄物のほぼ全てに対応できる可能性があると考えられる。

今後、廃棄物の処分可能となる濃度基準の設定に当たっては、線量評価の長期性に伴う不確実性を考慮した適切なシナリオ、モデルやパラメータに関する不確実性を考慮すべきである。この際、発生する可能性の小さいシナリオに対しては、通常考えられるシナリオと分けて考察し線量を評価した上、その評価結果と事象の発生との関連から、処分の安全性について総合的に評価することも考えられる。また、線量目標値については、適切なシナリオを検討しそれに依拠して設定することが必要であり、公衆の線量限度の  $1 \text{ mSv/年}$  を守ることを基本とし、国際的な動向なども踏まえて、被ばく管理の観点からは管理することを必要としない低い線量 ( $10 \mu\text{Sv/年}$ ) に代わる線量目標値を設定することや、評価シナリオの発生との関連においてその線量目標値を設定することなどが考えられる。その際、処分場の管理についても、その役割や合理的在り方について検討を行い、長期間有効となるように努力することが重要である。

## 第 2 章 ウラン廃棄物に相当する R I ・研究所等廃棄物について

「R I ・研究所等廃棄物処理処分の基本的考え方について」(平成 10 年 5 月、原子力バックエンド対策専門部会) で述べたように、R I ・研究所等廃棄物にもウラン廃棄物に相当する放射性廃棄物が存在する。これについては、対象廃棄物に準じて処分を行うことが適当である。このため、R I ・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当するものについて、第 1 章で示した処分方法が適用できるかどうかについて検討する必要がある。

### 1. 発生の現状と将来の見通し

R I ・研究所等廃棄物は、サイクル機構、日本原子力研究所、大学及び民間の試験・研究機関などから発生しており、その中にはウラン廃棄物に相当するものがある。これらの廃棄

物の平成11年度末(2000年3月末)時点までの累積発生量<sup>14</sup>は、未処理の廃棄物として200㏩ドラム缶で約2万8千本(累積貯蔵量実績の調査による)となっている。また、2030年度末までの累積発生量(可燃物については焼却処理を仮定)は、200㏩ドラム缶換算で約4万本になると推定される。

(参考資料-1、2)

## 2. 廃棄物の特徴

R I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当するものには、紙、布などの可燃性廃棄物、塩化ビニールなどの難燃性廃棄物、コンクリートやガラスなどの不燃性廃棄物が存在する。これらのうち大部分は、対象廃棄物と同様に含まれる核種が実質的にウラン及びその子孫核種に限定されるが、トリウム及びその子孫核種を含んだ廃棄物も少量(容量比1%程度)存在する。廃棄物中のウラン濃度は、対象廃棄物と同様に、除染前で $10^{10}$ Bq/tオーダーから、自然界にも存在するレベルの $10^6$ Bq/t以下まで幅広く分布している。また、廃棄物中のトリウム濃度についても、除染前で $10^9$ Bq/tオーダーから、 $10^6$ Bq/t以下まで幅広く分布している。

## 3. 処分の基本的考え方

ウラン廃棄物に相当するR I・研究所等廃棄物の性状については、上述のように紙、布、ビニール、コンクリート及びガラスなどであり、対象廃棄物とほぼ同様である。また、廃棄物に含まれる核種の種類及び濃度についても、対象廃棄物とほぼ同様である。

これらの特徴を考慮すると、前章において検討してきた「ウラン廃棄物」と同様に、廃棄物の放射性核種濃度などに応じて適切に区分し、処分を行うことが可能であると考えられる<sup>15</sup>。

ただし、R I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当するものの処分を具体化するに当たっては、廃棄物に含まれる可能性がある有害な物質の種類など、前章で検討した「ウラン廃棄物」と異なる特徴の有無に十分留意する必要がある。

## 第3章 処分事業の責任分担の在り方、諸制度の整備などについて

### 1. 責任分担の在り方と実施体制

「ウランの製錬、転換、濃縮、再転換、成型加工などの各施設の運転・解体に伴い発生す

---

<sup>14</sup> サイクル機構から発生するものについては、対象廃棄物の累積発生量に既に含まれているため、ここでの累積からは除かれている。

<sup>15</sup> トリウムは天然起源の放射性核種であり、半減期が長いことなどウランと類似する性質を有している。一方、トリウムの子孫核種はウランの子孫核種と比較して半減期が短く、子孫核種の生成及び累積という点に関してはウランよりも影響が小さい。このため、第1章で示した処分の基本的考え方をトリウムを含む廃棄物に対して適用することは、基本的に問題ないと考えられる。

るウラン廃棄物」及び「R I・研究所等廃棄物のうちウラン廃棄物に相当する放射性廃棄物」（以下「当該廃棄物」という。）は、前述したような放射性核種濃度などによる区分に応じた安全な処分を行うことが可能と考えられる。

処分の責任分担の在り方及び実施体制については、下記のような考え方を踏まえ、当該廃棄物の安全かつ合理的な処分が実施できるように、確立される必要がある。

当該廃棄物の発生に関わる者は、廃棄物を直接発生する濃縮事業者、再転換・成型加工事業者、サイクル機構及び日本原子力研究所などの核燃料物質使用者のほか、廃棄物の発生に密接に関連する電気事業者など（以下「発生者等」という。）多岐にわたっている。また、R I・研究所等廃棄物事業推進準備会においては、R I・研究所等廃棄物の処分事業の具体化に向けて検討が進められている。

当該廃棄物は、発生者等が処分の責任を明確にした上で、その責任において安全かつ合理的な処分が実施されることが原則である。発生者等は、自らの責任を踏まえ、処分の実現に向けお互いに協力し適切な対応をとることが重要である。

処分事業を行う者は、処分の安全な実施及び長期にわたる処分場の管理を行うに十分な技術的能力、経済的基礎及び事業の継続性が要求されるほか、処分の安全確保に関する法律上の責任を負うことになる。この際、発生者等は密接に協力し、安全かつ円滑な廃棄物の処分の推進に万全を期すことが必要である。

国は、当該廃棄物の処分に係る安全基準・指針の整備などを図り、これに基づく厳正な規制を行うとともに、発生者等及び処分事業を行う者が廃棄物の管理や処分を安全かつ合理的に実施するよう、関連法令に基づきこれらの者への指導監督などの必要な措置を講じることとする。また、当該廃棄物の潜在的影響は長期間にわたるため、処分に関する記録の維持管理などの適切な役割を果たすことが必要である。

## 2. 処分費用の確保

当該廃棄物は、発生者等が明確にした責任の下で安全かつ合理的に処分されることが原則であり、これに要する適正な費用が確保される必要がある。

しかしながら、当該廃棄物の処分概念が定まっていなかったことなどから、これまで合理的積算が行われていない。したがって、今後、当該廃棄物の発生者等や処分事業を行う者は前述した処分方法を踏まえ、廃棄物の区分及び物量を明確にするとともに、より具体的な処分について検討した上で、当該廃棄物の処分方法に応じた処分費用の確保を図っていく必要がある。

## 3. 安全確保に係わる関係法令などの整備

当該廃棄物については、その特性を考慮して適切に区分し、処分を行うことにより安全が確保されると考えられる。

現行の低レベル放射性廃棄物については、既に原子力安全委員会において安全規制の基

本的考え方、安全基準、安全審査の考え方などが取りまとめられている。これらを踏まえて、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律、同法施行令などに、廃棄物埋設事業の許可、保安規定の認可、埋設廃棄体の確認など一連の手続が整備されるとともに、濃度上限値、技術基準などが定められ、安全規制が行われている。また、現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物については、原子力安全委員会において安全規制の基本的考え方などが示されたところである。高レベル放射性廃棄物の地層処分については、原子力安全委員会において処分に係る安全規制の基本的考え方が検討されているところである。

今後、当該廃棄物についても、その発生量、放射性核種濃度、性状及び処分方法などを踏まえて、安全規制に関する基本的考え方や安全基準などについて検討し、これらを踏まえ関係法令を整備する必要がある。この際、当該廃棄物の特徴を踏まえ、長期にわたる安全の確保、制度的管理などについて検討することが重要であるとともに、それぞれの処分方法に応じた濃度上限値、当該廃棄物に関するクリアランスレベル、保障措置終了の手続などについても検討する必要がある。

#### 4. 実施スケジュール

当該廃棄物は、安全かつ合理的な処分が早急かつ着実に実施される必要があり、適切な時期に処分に着手できるよう、廃棄物の帰属の明確化、費用確保策、当該廃棄物処理処分に係る研究開発、実施体制など処分の具体化に係る検討が発生者等において行われるとともに、当該廃棄物の処分に係る諸制度が整備されることが重要である。具体的には、今後の放射性廃棄物全体の処分計画などを踏まえ、実施体制を含めて当該廃棄物の処分計画の明確化及び安全確保に係わる関係法令の整備が行われることが重要である。

#### 5. 技術開発課題への取組

当該廃棄物については、既に処分が実施されている低レベル放射性廃棄物に適用されている技術や、他の放射性廃棄物に含まれる長寿命放射性核種に係る安全性評価に関する研究開発及び長期間の評価という観点から関連すると考えられる高レベル放射性廃棄物地層処分の研究開発の成果などを活用するとともに、処分がより安全かつ合理的に実施されるよう、当該廃棄物の特徴を踏まえた処理処分に関する技術の研究開発や、より高度な放射性核種濃度評価技術の開発などによる当該廃棄物に関する精度の高いデータ整備を積極的に進めていくことが重要である。

#### 6. 積極的な情報公開、情報提供

放射性廃棄物処分事業の実施に当たっては、安全が確保されるとともに、処分事業に対する国民の理解が得られ、国民はもちろん立地地域に受け入れられなければならない。このためには、諸制度の整備や実施体制の確立などの一連の取組とともに、放射性廃棄物全体の処分計画を踏まえた安全かつ合理的な処分に関する的確で分かりやすい情報を積極的に提供

していくことが不可欠である。

この際、当該廃棄物の発生者等が多岐にわたること、その処分方策についてもクリアランスをはじめ、当該廃棄物の濃度などに応じて適切に区分した上で、素掘り処分、コンクリートピット処分及び地下利用に余裕を持った深度への処分など複数想定されることを踏まえて、処分事業の各段階において必要とされる情報を分かりやすく提供できるよう体制を整える必要がある。

終わりに

ウラン廃棄物については、廃棄物の放射性核種濃度などに応じた適切な区分を行うこと、それぞれの区分に応じた処分方策を講じることとする基本的考え方を取りまとめた。また、本報告書においては、ウラン廃棄物処分に対して、被ばく管理の観点からは管理することを必要としない低い線量（ $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ ）に代わる線量目標値（例えば ICRP が勧告している  $0.3 \text{mSv}/\text{年}$ ）を設定した場合の処分の可能性を示した。

今後は、ウラン廃棄物の特徴や処分方法を考慮した安全規制の基本的考え方や線量目標値の設定をはじめとした安全基準などが、原子力安全委員会において検討されることを期待する。国においては、この結果を踏まえて必要な制度の整備を図ることが重要である。

発生者等は、当該廃棄物の処分の具体化に向けて密接に協力しながら着実に取り組むことが重要である。

また、ウラン廃棄物は、その処分方法が複数となることやその他の放射性廃棄物と異なる特徴があることを十分踏まえて、国民の理解と信頼を得るように処分に関する的確かつ分かりやすい情報の提供を行うことが必要である。

## 参考資料目次

- 参考資料 1 ウラン廃棄物の累積発生量の現状について
- 参考資料 2 ウラン廃棄物の発生量と濃度分布
- 参考資料 3 ウラン核種の天然賦存性について
- 参考資料 4 ウラン核種の崩壊系列
- 参考資料 5 ウラン廃棄物の $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 核種濃度の経時変化
- 参考資料 6 既存の放射性廃棄物処分概念例と政令濃度上限値評価シナリオ
- 参考資料 7 放射性廃棄物の処分に係る線量基準の検討状況について
- 参考資料 8 ウラン核種を含む放射性廃棄物の海外での浅地中処分状況
- 参考資料 9 ウラン廃棄物浅地中処分の線量試算例
- 参考資料 10 ウラン廃棄物に対する除染処理技術

## ウラン廃棄物の累積発生量の現状について

### 1.発生施設

ウラン廃棄物は、基本的には以下の施設から発生する。

- ① 製錬施設
- ② 転換施設
- ③ 濃縮施設
- ④ 再転換加工施設
- ⑤ 成型加工施設
- ⑥ 研究所等（ウラン廃棄物が分別・区分されている施設）

具体的には、ウランの製錬、転換、濃縮等の研究開発を行ってきた核燃料サイクル開発機構（以下、「サイクル機構」という。）、ウラン濃縮事業を行っている日本原燃(株)、ウラン燃料の再転換加工事業、成型加工事業を行っているウラン燃料加工事業者（原子燃料工業(株)、(株)ジェー・シー・オー<sup>(注)</sup>、日本ニユクリア・フュエル(株)、三菱原子燃料(株)の4社5事業所。以下、総称する場合は、「ウラン加工事業者」という。）が主な発生者である。

<sup>(注)</sup>平成12年3月28日付で加工事業許可を取り消されたが、以前の再転換加工事業によって発生した廃棄物が現存するため、ここでは加工事業者に含めている。

### 2.現在までの累積発生量

ウラン廃棄物の現在までの発生量は、表1のようになっている。

表1 ウラン廃棄物の現況累積発生量

(平成10年度末現在、200ℓト54缶換算本数)

事業所・施設	サイクル機構	ウラン加工事業者	日本原燃	その他 <sup>(注)</sup>	合計
発生量	約43,400	約37,700	約2,500	約27,800	約111,400

(注)その他施設は、平成11年度末現在（一部平成12年1月末現在を含む。）。

それぞれの内訳詳細は、以下の表に示すとおりである。

表2 サイクル機構の累積発生量内訳

(平成10年度末現在、200㏓ト54缶換算本数)

事業所・施設	廃棄物種類 スラッジ、 殿物等	焼却灰	フィルタ	雑固体	合計
東海事業所使用施設	584	106	3,209	26,788	30,687
人形峠環境技術センター	5,847	269	208	6,379	12,703
合計	6,431	375	3,417	33,167	43,390

表3 ウラン加工事業者の累積発生量内訳

(平成10年度末現在、200㏓ト54缶換算本数)

事業所	廃棄物種類 スラッジ類	焼却灰	フィルタ	雑固体	合計
日本コクリ ・フィル	3,347	0	1,670	7,618	12,635
原子燃料工業 東海事業所	904	159	683	3,082	4,828
原子燃料工業 熊取事業所	195	0	116	2,779	3,090
三菱原子燃料	1,737	564	306	7,467	10,074
ジェー・シー・オー	1,732	985	24	4,379	7,120
合計	7,915	1,708	2,799	25,325	37,747

表4 日本原燃の累積発生量内訳

(平成10年度末現在、200㏓ト54缶換算本数)

事業所	廃棄物種類 スラッジ類	焼却灰	フィルタ	雑固体	合計
日本原燃六ヶ所	146	0	168	2,180	2,494

表5 その他の累積発生量内訳

(平成11年度末現在<sup>\*1</sup>、200㏓ト54缶換算本数)

事業所	廃棄物種類 スラッジ類	焼却灰	フィルタ	雑固体 <sup>*2</sup>	その他 <sup>*3</sup>	合計
原研	0 <sup>*4</sup>	0	0	960	60	1,020
レーザー濃縮 技術研究組合	0	0	88	732	0	820
その他 使用施設等	2,507	4	828	9,532	13,113	25,984
合計	2,507	4	916	11,224	13,173	27,824

\*1 一部は、平成12年1月末現在。

\*2 可燃物(紙、布等)、難燃物(塩化ビニル、ゴム等)、不燃物(金属、ガラス、コンクリート等)

\*3 廃樹脂、使用済線源、触媒、混合物等。

\*4 ゼロ値は、当該区分そのものが廃棄物種別がない場合も含む。本表において以下同じ。

## ウラン廃棄物の発生量と濃度分布

我が国におけるウラン廃棄物の現況累積発生量は、平成 10 年度末において 200 ㊦ドラム缶換算で約 10 万本に達している。今後も諸施設の運転と操業（サイクル機構における遠心分離機の解体を含む）に伴ってウラン廃棄物が発生し、2030 年度末には全施設で約 27 万本（可燃物を含む）に達すると推定されている。この他、計画は定まっていないが、日本原燃における遠心分離機のリブレースやウラン加工事業者における施設の解体等に伴うウラン廃棄物の発生も予想される。

### 1. 主要な施設からの発生量

今後の検討に資するため、2030 年度末において主要な施設（ウラン加工事業者、サイクル機構、日本原燃）から発生するウラン廃棄物について、発生時の濃度分布を推定するとともに、既存の試験結果等を参考に一定の仮定に基づき、廃棄物からウラン回収除染を行ったとしたときの除染処理後の濃度分布を推定した。

濃度の推定に当たっては、可燃物は焼却されるとし、表 1 に示す廃棄物種類ごとに、DF（除染係数：除染前後の濃度比で、DF=10 は除染後濃度が除染前の 1/10 になることを意味する）又は除染後の到達濃度を設定し、一律に除染処理を行ったとして除染処理後の濃度分布を推定した。

2030 年度末までに推定される運転・操業に伴って発生する廃棄物の濃度分布を図 1 に、解体等に伴って発生する廃棄物の濃度分布を図 2 に示す。いずれも、上段のグラフが除染処理前、下段の 2 つのグラフが除染処理後である。

なお、除染試験の結果に幅があることから、除染係数等としては期待できそうなケースと濃度の高いものほど除染効果が高くなるとしたケースの 2 つを設定したが、両者の除染後濃度分布にはほとんど差がない。

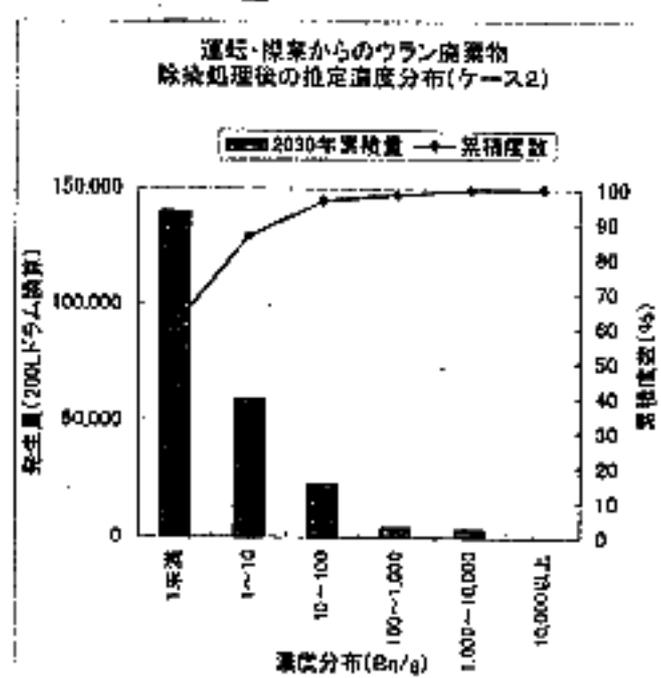
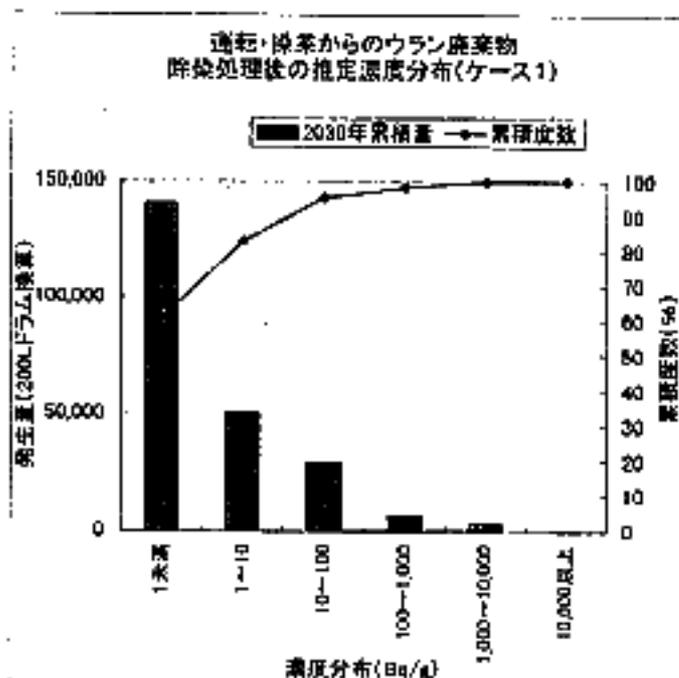
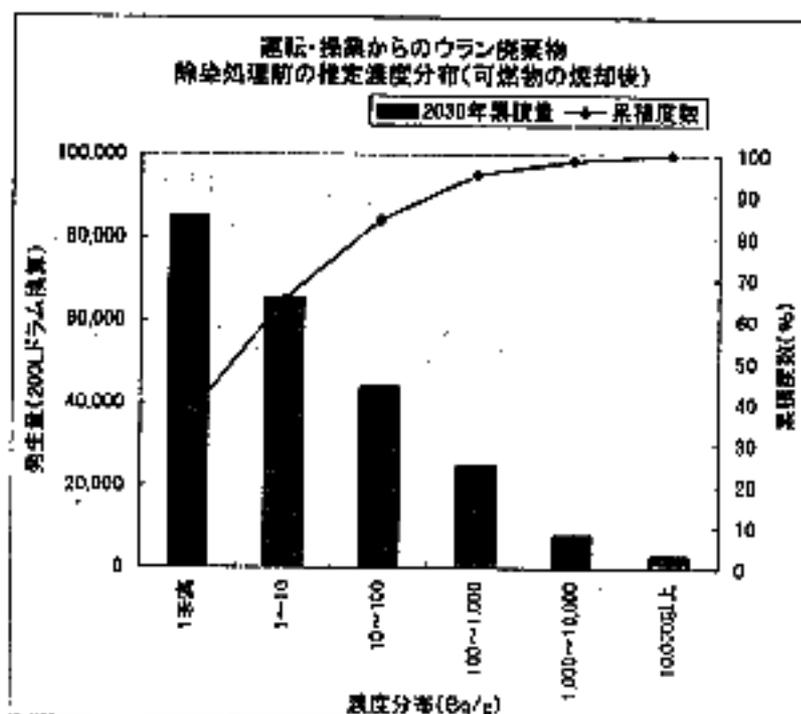
表1 廃棄物の種類と内訳（例）

廃棄物の種類	内訳（例）	写真（例）
スラッジ類	廃液からのウラン除去処理によって生じる沈殿物（鉄殿物、ろ過助剤）などの残留物や種々の沈殿物、使用済イオン交換樹脂など	
焼却灰	紙、布やフィルタ木枠などの可燃物の焼却によって生じる灰などの残留物	
フィルタ類	排気からのウラン除去処理に用いた使用済み HEPA フィルタやプレフィルタ	
<p>雑固体</p> <p>プラスチック類：</p> <p>金属類：</p> <p>コンクリート類：</p>	<p>運転と操業などに伴って発生する雑多な固体廃棄物であり、その材質に基づき、以下の3種類に大別できる。</p> <p>塩化ビニルや合成ゴム製で、改修や更新等に伴って発生する配管、仕切板、ホースや、使用済みの手袋や長靴など</p> <p>改修や更新等に伴って発生するパイプ、鋼材、使用済機器など</p> <p>改修等に伴って発生するコンクリート、レンガ、耐火物、ガラス、断熱材、土砂など</p>	

図1 主要施設からのウラン廃棄物の濃度分布（運転・操業）

2030年度末における主要施設の運転・操業から発生するウラン廃棄物の推定累積発生量（可燃物の焼却後）  
（200Lドラム缶換算）

施設区分	スラッジ類		焼却灰	フィルク類	廃留体			合計	割合 (%)
	ろ過助剤 の過剰剤	灰配以外			プラスチック類	金属類	コンクリート類		
サイクル設備	0	7,100	473	8,298	17,526	81,898	17,404	109,703	47.5
ウラン燃料加工施設	16,144	8,898	5,643	8,637	16,479	21,971	18,255	106,498	46.0
ウラン濃縮施設	0	2,056	174	1,150	9,850	1,200	890	14,974	6.5
合計	16,144	17,980	6,219	15,285	43,855	95,069	36,549	230,775	100.0



ケース2では、ケース1の設定に対して、除染効果の向上が見込めそうなもの下記除染係数等を考慮した。

- ・ろ過助剤の到達濃度を1桁下げる。
- ・1,000Bq/gを超えるプラスチック類と金属類のDFが1桁高いと想定。

## 図2 主要施設からのウラン廃棄物の濃度分布（解体・リブレース）

主要施設からの解体廃棄物又は遠心分離機リブレース廃棄物の推定累積発生量（可燃物の焼却後）  
（2002ドラム缶換算）

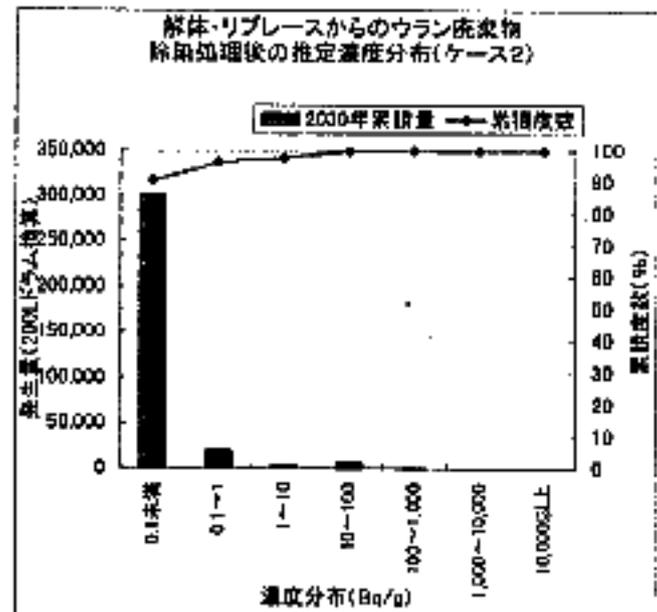
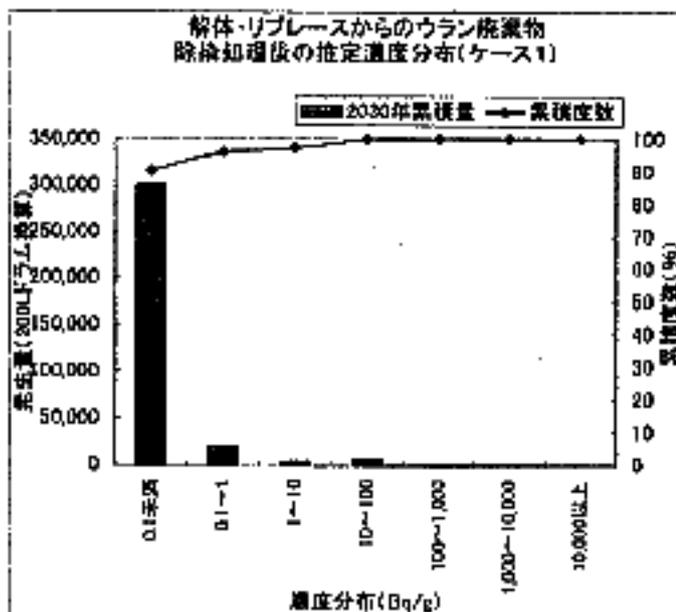
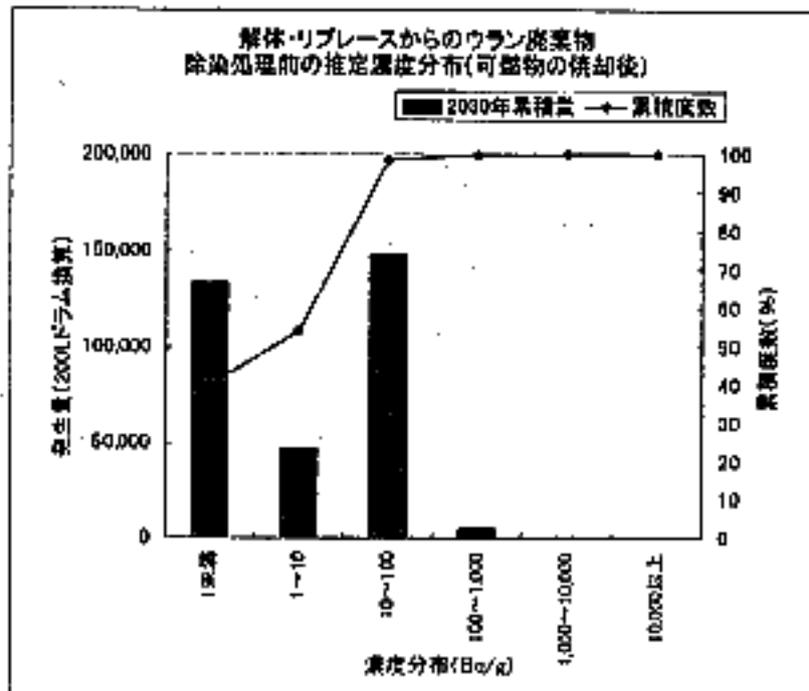
施設区分	金属類	金属類以外の残留体	合計	割合（%）
サイクル燃焼	62,592	16,871	69,463	21
ウラン燃料加工施設	47,030	28,440	75,470	23
ウラン濃縮施設	185,800	1,363	187,163	56
合計	295,422	47,674	343,096	100

注1) 日本原燃の現在の濃縮施設の稼働は1,450tU/年であるが、1,500tU/年を目指していることから、ここでは、1,500tU/年分の遠心分離機のリブレースを1回行った場合の発生量を想定した。

なお、日本原燃の場合、施設本体については、現状、解体の予定はない。

注2) ウラン燃料加工施設については、既存の施設を全て一度解体するものと仮定した。

なお、解体される物以外の廃棄物の発生を考慮していない。



ケース2では、ケース1の設定に対して、除染効果の向上が見込めそうなものの下記除染係数等を考慮した。

- ・ろ過助剤の到達濃度を1桁下げる。
- ・1,000Bq/gを超えるプラスチック類と金属類のDFが1桁高いと想定。

## 2. その他の施設からの発生量

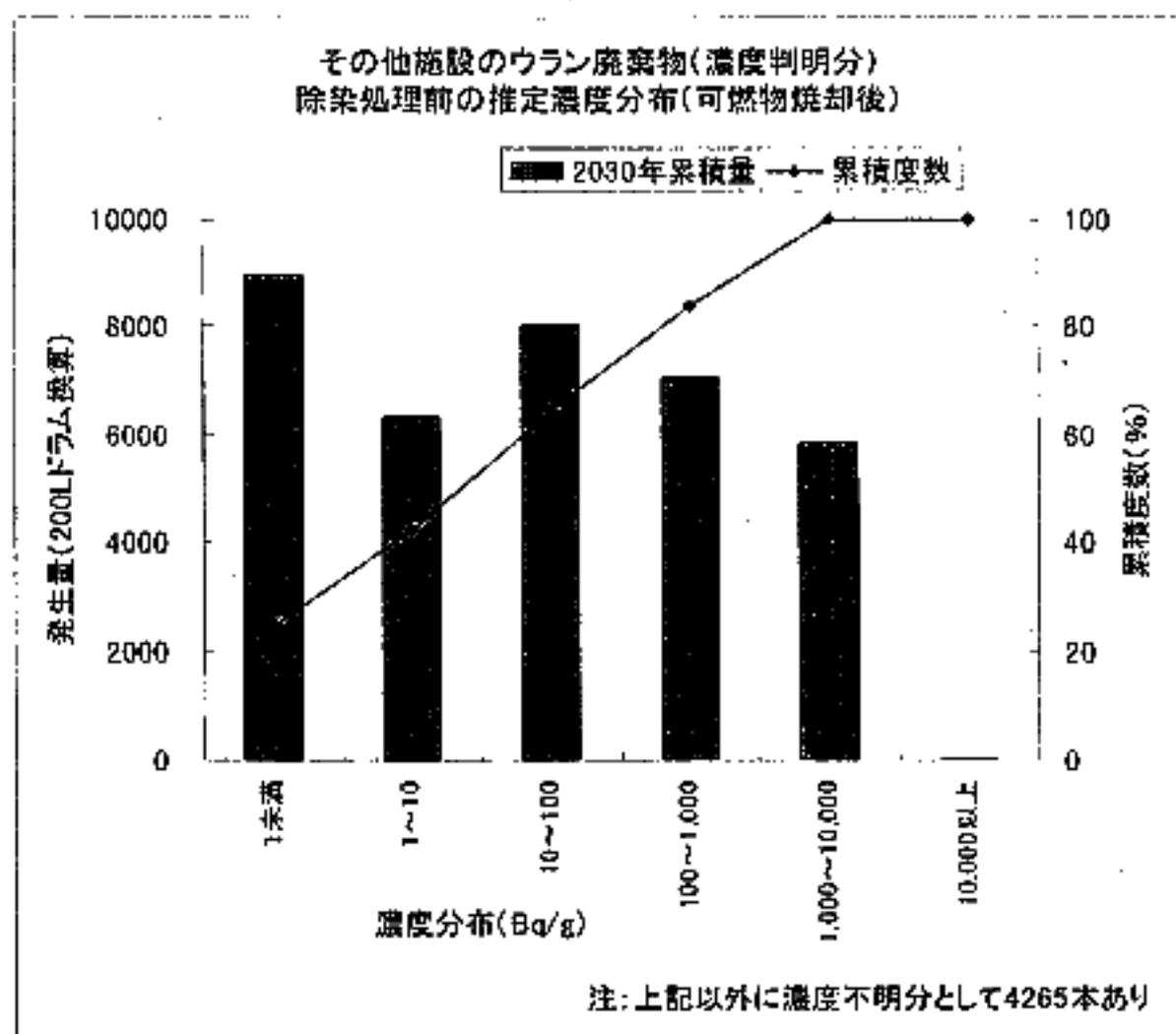
過去に行われたアンケート調査等から、RI・研究所等廃棄物の発生施設でウラン廃棄物に相当する廃棄物を所有していると推定される施設を所有する組織（1.の主要な施設を所有する組織を除く。）は、約50社と考えられる。このうち、上位約15社でウラン廃棄物に相当する廃棄物全体の95%以上を所有していると推定されることから、これらの約15社を対象にアンケート調査を実施した。調査は、1999年度末（一部、2000年1月末）現在の累積貯蔵量と、2030年の予測量について行われ、ここでは、2030年の予測量について、除染処理前の推定濃度分布と物量を示す。

図3 その他の施設からのウラン廃棄物の濃度分布（2030年時点推定累積量）

2030年度末のその他施設のウラン廃棄物の推定濃度分布(除染前)

(200Lドラム毎換算)

区分	スラッジ類	焼却灰	フィルタ類	ガラス類	雑固体		その他	合計
					金属類	コンクリート類		
濃度判明分	1,886	125	946	2,369	11,543	6,835	12,767	36,271
濃度不明分	1,370	0	806	410	180	85	1,634	4,265
							計	40,536



ウラン核種の天然賦存性について (UNSCEAR 1982,1988,1993 報告等より)

天然に存在するウラン核種 ( $^{238}\text{U}$ 、 $^{234}\text{U}$ 、 $^{235}\text{U}$ ) 及びその子孫核種は、土中にも普遍的に存在し、わが国の土中の平均濃度は 1 ppm 程度である。天然ウラン同位体比を前提とすると、1 ppm=約 0.025 BqU/g である。全世界での平均的な土中濃度については、約 0.025 Bq $^{238}\text{U}$ /g (UNSCEAR 1988)、あるいは約 0.040 Bq $^{238}\text{U}$ /g (UNSCEAR 1993) とされており、2～3 ppm 程度のウラン濃度に相当する。

わが国の河川水には 0.01 ppb のオーダーで含まれている。鉱泉水には特に高濃度に含まれる場合があり、10 ppb～最高約 70 ppb に達する場合がある。

海水中の含有量は、約 3.3 ppb であり、地球上の海水全体では約 40 億トン存在するとされている。

ウラン以外にも天然に存在する放射性核種はいくつか知られており、トリウム ( $^{232}\text{Th}$ ) 及びその子孫核種、 $^{40}\text{K}$ 、 $^{87}\text{Rb}$  などがある。

これらの天然起源の放射性核種は、土や岩石などの天然環境の他、種々の工業製品、副産物、廃棄物等にも極微量含まれている。それらがまとめて紹介されている事例として、IAEA-TECDOC-855(1996)の付属書を末尾に添付する。

地圏環境におけるウラン核種濃度の例を示すと、以下のとおりである。

- ①  $3 \times 10^8$  Bq/t ～  $3 \times 10^9$  Bq/t (高品位ウラン鉱床:1～10%U相当)
- ②  $5.0 \times 10^5$  Bq/t ～  $2.4 \times 10^8$  Bq/t (国内マンガウ鉱床の一例)
- ③  $3.9 \times 10^6$  Bq/t ～  $3.4 \times 10^7$  Bq/t (国内リン鉱床の一例)
- ④  $3.0 \times 10^4$  Bq/t ～  $5.5 \times 10^5$  Bq/t (国内花崗岩類)
- ⑤  $1.2 \times 10^1$  Bq/t ～  $7.3 \times 10^1$  Bq/t (国内土)

天然核種による普通のバックグラウンド地域における自然放射線からの一人あたり年間実効線量当量及び土中の K-40、U-238、Th-232 の平均放射能質量濃度と地上 1 m の点での空気吸収線量率の関係を以下の表 1, 2 に示す。

これら天然核種による普通のバックグラウンド地域における自然放射線からの一人あたり年間実効線量は、約 2,400  $\mu$ Sv であるが、この 10 倍程度の高バックグラウンドを示す地域がいくつか見つかっている。また、数 100  $\mu$ Sv/y 程度のバックグラウンド線量の地域差は、ごく一般的にみられる。

表 1 普通のバックグラウンド地域における自然放射線からの一人あたり年間実効線量当量 (UNSCEAR 1982,1988) (括弧内は 1982 年報告書の推定値)

被ばく源	年間実効線量当量 ( $\mu$ Sv)		
	体外被ばく	体内被ばく	合計
宇宙線			
電離成分	300 ( 280 )		300 ( 280 )
中性子成分	55 ( 21 )		55 ( 21 )
宇宙線生成核種		15 ( 15 )	15 ( 15 )
原始放射性核種			
K-40	150 ( 120 )	180 ( 180 )	330 ( 300 )
Rb-87		6 ( 6 )	6 ( 6 )
U-238 系列			
U-238 $\rightarrow$ U-234		5 ( 10 )	
Th-230		7 ( 7 )	
Ra-226	100 ( 90 )	7 ( 7 )	1,300 ( 1,040 )
Rn-222 $\rightarrow$ Po-214		1,100 ( 800 )	
Pb-210 $\rightarrow$ Po-210		120 ( 130 )	
Th-232 系列			
Th-232		3 ( 3 )	
Ra-228 $\rightarrow$ Ra-224	160 ( 140 )	13 ( 13 )	340 ( 330 )
Rn-220 $\rightarrow$ Tl-208		160 ( 170 )	
合計 (丸めてある)	800 ( 650 )	1,600 ( 1,340 )	2,400 ( 2,000 )

表 2 土中の K-40、U-238、Th-232 の平均放射能質量濃度と地上 1 m の点での空気吸収線量率 [B32] (UNSCEAR 1982,1988)

放射性核種 あるいは 壊変系列	土中の単位放射能 質量濃度当りの線量率 (nGy h <sup>-1</sup> per Bq kg <sup>-1</sup> ) (湿重量)	土中の単位放射能 質量濃度 a/ (Bq kg <sup>-1</sup> ) (湿重量)	空気吸収線量率 a/ (nGy h <sup>-1</sup> )
K-40	0.043	370 (100-700)	16 (4-30)
U-238	0.427	25 ( 10- 50)	11 (4-21)
Th-232	0.662	25 ( 7- 50)	17 (5-33)



A-1. この付属書の目的は、本文4章における議論を補足するために、天然に存在する放射性核種のレベルを測定したデータを示すことである。

土、岩石、及び鉱石中の放射能濃度

A-2. 天然に存在する放射性核種の土や岩石中の濃度は、自然の物理・化学的過程の複雑な相互作用に依存し、広範囲に分布する。平均的な放射能濃度は、表A-IとA-IIに要約される[UNSCEAR 1982,1988等]。

表A-I 土中の放射能濃度(Bq/g)

核種	平均濃度	典型的な範囲
K-40	0.37	0.1 - 0.7
U-238*	0.025	0.01 - 0.05
Th-232	0.025	0.007 - 0.05

\* Ra-226も通常同程度。

表A-II 各種岩石中のRa、U、Th及びKの平均的含有量(Bq/g)

岩石の種類	Ra-226	U-238	Th-232	K-40
火成岩	0.048	0.048	0.048	0.81
堆積岩				
砂岩	0.026	0.015	0.024	0.33
頁岩	0.040	0.015	0.024	0.81
石灰岩	0.016	0.015	0.0052	0.08

表A-III 世界の石炭及びリン鉱床における放射能濃度の報告されている範囲(Bq/g)

鉱物	<sup>40</sup> K	<sup>238</sup> U	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>210</sup> Po	<sup>232</sup> Th	<sup>228</sup> Ra
石炭 <sup>1</sup>	.044~ .76	.002~ .14 <sup>2</sup>	.0005~ .1	.01~ .05	.01~ .041	.0024~ .11	.013~ .035
リン <sup>3</sup>	.01~ .23	.044~ 4.8	.03~ 4.8			.007~ .11	

<sup>1</sup> 15カ国から測定値が報告されている。

<sup>2</sup> 石炭の最大値、褐炭(lignite)では最高0.25Bq/gまでの値が報告されている。

<sup>3</sup> 12カ国から測定値が報告されている。

表A-IV その他の鉱石及び鉱物について測定された放射能濃度(Bq/g)<sup>1</sup>

鉱物	国	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>238</sup> U
泥炭	スウェーデン				.040 <sup>a</sup>
	フィンランド	.028			.016 <sup>b</sup>
オイルシェール	米国、エストニア	.5		.25	.06
	米国、モロッコ				.35
Ilmenite	オーストラリア		.075 <sup>c</sup>		
ジルコン砂	オーストラリア、 南アフリカ			>.5	>.5
Fireclay	米国			.07	.05
ポーセライト	米国			.2	.25
銅	米国			.023-.11	.03-.08

<sup>a</sup> 有意に高い濃度も報告されている。

<sup>b</sup> プラス<sup>210</sup>Pb(0.030Bq/g)、及び<sup>228</sup>Ra(0.0053Bq/g)。

<sup>c</sup> プラス0.4Bq/gの<sup>228</sup>Ra及び<sup>228</sup>Th。

A-3. より高い濃度は局所的な地域や堆積物中に存在する。極端な例として、インドのモナサイト砂の堆積物のトリウム濃度は、8から10.5重量パーセント[1]の範囲にわたる。表A-IIIとA-IVは、世界的に測定された石炭とリン堆積物[1]及びいくつかの追加の鉱床や鉱物[1, 2]の放射能濃度範囲を示している。

A-4. ウラン鉱床は、平均的な土のレベルの数千倍の濃度のウランと子孫核種を含む。現在採掘されている鉱床は0.1から3.0%の $U_3O_8$ 濃度[1]範囲である。たいていの鉱床はトリウムをほとんど含まないが、エリオット湖は例外的に自然トリウムを平均約0.2%[1]含んでいる。ウラン鉱床中には0.01%  $U_3O_8$ あたり約1Bq/gのレベルで $^{226}Ra$ が存在する[2]。

### 人間活動による放射能の再分布

A-5. 人間の活動はしばしば放射性物質を自然状態から再分布させる。以下に幾つかの例を示す。

**金属鉱床と精製** 金属の回収、濃縮、精製工程では大量の選鉱屑やスラグのような副産物が発生する。表A-Vは4つの金属鉱山から測定された副産物中の放射能濃度を示す。

表A-V 金属採鉱及び処理廃棄物中に測定されている放射能濃度 (Bq/g)

鉱物	注	$^{226}Ra$	$^{238}U$	$^{232}Th$
Red mud	ボクサイト精錬廃棄物 <sup>a</sup>		0.28	0.18
Brown mud	ボクサイト精錬廃棄物 <sup>a</sup>		0.2	0.46
Furnace slag	銅精錬廃棄物 <sup>b</sup>		0.11	0.19
Tailings	銅採鉱廃棄物 <sup>b</sup>		0.03	0.01,
			0.06 c	0.11 c
Leach material	銅採鉱廃棄物 <sup>b</sup>		.04 - .11	
Surface waste	銅採鉱廃棄物 <sup>b</sup>		.03 - .07	
Amalg	錫鉱滓を濃縮鉱石に 処理時の副産物 <sup>b</sup>	16 - 18		43 - 327
Slag	2つ錫精錬機からの サンプル <sup>b</sup>	.27 - 2.0	~ 1.6	~ 0.7
Chloride waste	4塩化チタン製造の スラリー状廃棄物 <sup>b</sup>	.14 - .91	.003 - 1.6	.004 - 3.3

<sup>a</sup> 出典：参考文献[UNSCEAR 1988]

<sup>b</sup> 出典：参考文献[USEPA 1991]

<sup>c</sup> それぞれ、地中ピット鉱山及びオープンピット鉱山から。

**ウラン鉱床と精製** 廃棄された土、岩、非常に低品位の鉱床は浸出地やこぼれ、他の鉱物残滓により、放射能度の増加源となる。1つの研究はウラン鉱床の土におけるRa-226の濃度が0.11Bq/gから2オーダー高い範囲[1]であると評価している。精製には鉱床中の90%以上のウランを利用するが、ほとんどのTh-230とラジウムも含むその娘元素を選鉱屑の中に残される[1]。

表A-VI リン肥料中の放射能濃度範囲についての報告値 (Bq/g)<sup>a</sup>

肥料のタイプ <sup>b</sup>	$^{238}U$	$^{226}Ra$	$^{232}Th$	$^{40}K$
処理された岩石リン	0.67	.3 - .48	.02 - .06	.073 - .23
単成分リン肥料	.529 - 2.1	.11 - .91	.015 - .048	.052 - .18
P K肥料	0.41	.037	0.0015	5.9
N P肥料	.92 - 2.3	.02 - .85	.01 - .063	0.041
N P K肥料	.44 - .47	.009 - .27	< .015 - .054	1.2 - 5.9

<sup>a</sup>  $^{210}Po$ 、 $^{210}Pb$ 、及び $^{230}Th$ も報告されている。

**リン産業** 燐酸岩はすべての燐製品の原料である。表A-VIは肥料中の測定された放射能濃度を示す[1]。燐産業の副産物は大量の選鉱屑、珪酸カルシウムスラグや燐石膏を含んでいる。約1.7Bq/gの濃度の<sup>226</sup>Raは米国の鉱床の選鉱屑から測定された[4]。<sup>226</sup>Raの放射能濃度範囲は珪酸カルシウムでは約1.3から2.2Bq/g、燐酸石膏では通常0.9Bq/gである[2]。400Bq/gまでの濃度Ra-226は燐酸工場の容器やパイプのスケール沈着物中に見いだされている[2]。

**エネルギー生産** 世界的に、石炭の燃焼は放射性核種の放射能度が濃縮される大量の灰やスラグを発生させている。ピートの燃焼は自然発生放射性核種を約20倍の係数でピート灰中に濃縮する[2]。増加した放射能度は地熱発電所の配管や処理設備のスケール沈着物中、あるいは使用されたブライン溶液の処理中に発生するフィルターケーキにおいて認められている[4]。

**石油探掘** 1000Bq/gまでの<sup>226</sup>Raと<sup>228</sup>Raの放射能濃度は石油やガス生産設備のポンプ、配管、機材のスケール沈着物において観測されている[2]。オイルシェールからの石油抽出は使用されたシェール中に最も自然発生放射能度を残す[2]。

表A-VII 石炭燃焼副産物中の放射能濃度の測定値(Bq/g) [UNSCEAR 1982]

核種	炉底灰(スラグ)		集塵されたフライアッシュ		放山されたフライアッシュ	
	低	高	低	高	低	高
K-40	0.24	1.2	0.26	1.5	0.26	0.27
U-238	0.017	0.18	0.044	1.0	0.1	0.3
Ra-226	0.004	0.25	0.03	0.2	0.015	0.56
Pb-210	0.03	3.9	0.044	2.0	0.2	3.0
Po-210	0.0074	0.19	0.1	2.0	0.25	5.5
Th-232	0.015	0.12	0.03	0.3	0.04	0.1
Th-228	0.09	0.56			0.1	0.12
Ra-228	0.02	0.067	0.044	0.13	0.1	0.16

**木の灰** 木の灰は長い間肥料や他の目的として使われてきた。米国の14州で得られた木の灰の調査で、1.0から5.7Bq/gの範囲で<sup>40</sup>Kの放射能濃度が測定された[5]。

## 議論

A-6. いかなる設備や構造物及び地表は自然発生放射性核種を「標準」濃度よりも濃縮して含んでいる。人類の活動や鉱物や鉱床が放射性核種を土や建設資材に濃縮し、その増加した放射能度の上に施設があるかもしれない。

A-7. 鉱山や石炭の燃焼による副産物はしばしば環境中に分散されたり、構造物や道路の建設工事に使用される。選鉱屑は工材として、石炭灰と珪酸カルシウムスラグはコンクリートの材料に、燐酸石膏はセメントや壁材、石膏に使われる[1, 2]。表A-VIIIは建設資材における放射能濃度を示している。

A-8. 増加した放射能度は何百年か稼働した鉱山の採掘、例としてノルウェーやスウェーデンで見つかった16世紀の鉱山残滓中に見いだされる。これら残滓のいくつかにおける<sup>232</sup>Th、<sup>226</sup>Ra、<sup>40</sup>Kの平均放射能度はそれぞれ0.27、2.9、1.73Bq/gである[6]。他のケースでは放射性汚染が忘れられた工業活動に起因していることが見つかっている。たとえば、オーストラリアでは1912年から1915年まで臭化ラジウムの生産に使われた場所に数軒の家が建てられていたことが明らかになった[6]。

表A-VIII 建築材料中の放射能濃度の測定値(Bq/g)\*[3]

国	材料	K-40	U-238	Ra-226	Th-232
台湾	木材	3.3			
	赤煉瓦	0.59	0.044		0.067
英国	コンクリート	0.26	0.033		
	粘土煉瓦	0.67	0.11	0.052	0.044
	シリカ煉瓦(gravel)	0.37	0.007	0.007	0.004
	花崗岩	1.1	0.22	0.089	0.081
	発泡コンクリート	0.70	0.015	0.089	0.015
	天然石膏	0.15	0.015	0.022	0.007
	コンクリートブロック (フライッシュ)	(0.22 - 0.59)	(0.037 - 0.44)	(0.007 - 0.15)	(0.037 - 0.044)
	セメント	0.13	0.041		0.015
米国	シリカサンド	0.33	0.011		0.019
	市販砂	0.26	0.011		0.11
	赤煉瓦	0.67		0.056	0.037
	シリカ煉瓦	0.22		0.019	0.015
	軽集コンクリート	0.52		0.074	0.033
	花崗岩	1.5		0.11	0.17
	砂	0.26		(<0.015 - 0.037)	<0.015
	セメント	0.15		0.026	0.015
	花崗岩	1.3		0.10	0.078
	煉瓦	0.67		0.063	0.067
西独	砂、砂利	<0.26		<0.015	<0.019
	セメント	0.22		0.026	<0.022
	天然石膏	<0.074		<0.019	<0.011
	コンクリート	0.026		0.022	0.022

\* 括弧内の値は、範囲を示す。

A-9. 放射性核種の分布は時間の経過とともに劇的に変化する。例えば、肥料の使用は土中の放射性核種の濃縮を促す。放射能濃度分布の変化は材料や設備の取得によってもたらされる。ある報告された事例では、ある原子力施設において、石炭スラグから作られたサンドブラスト砂利中のRa-226、Ac-228、Th-228、K-40の濃度が、それぞれ0.25、0.15、0.22、2.10Bq/gであったことが発見された[7]。

#### 参考文献

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects," New York, 1982
- [2] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation," New York, 1988
- [3] Eisenbud, M., "Environmental Radioactivity from Natural, Industrial, and Military Sources," Academic Press, Inc., 1987
- [4] U.S. Environmental Protection Agency, "Diffuse NORM Wastes-Waste Characterization and Risk Assessment," draft, May 1991
- [5] Farber, S.A. and A.D. Hodgdon, "Cesium-137 in Wood Ash - Results of a National Survey," 36th Annual Meeting of the Health Physics Society, Washington, DC, July 25, 1991
- [6] STRANDEN, E., "Sources of exposure to technologically enhanced natural radiation", The Science of the Total Environment, Vol. 45, Elsevier, Amsterdam (1985)
- [7] SOCIÉTÉ FRANÇAISE DE RADIOPROTECTION, "Comment gerer rationnellement les déchets dont la radioactivité est négligeable"; Recueil des Communications de la Journée SFRF du 5 mars 1991, Saclay, SFRP Paris (1991)

## ウラン核種の崩壊系列

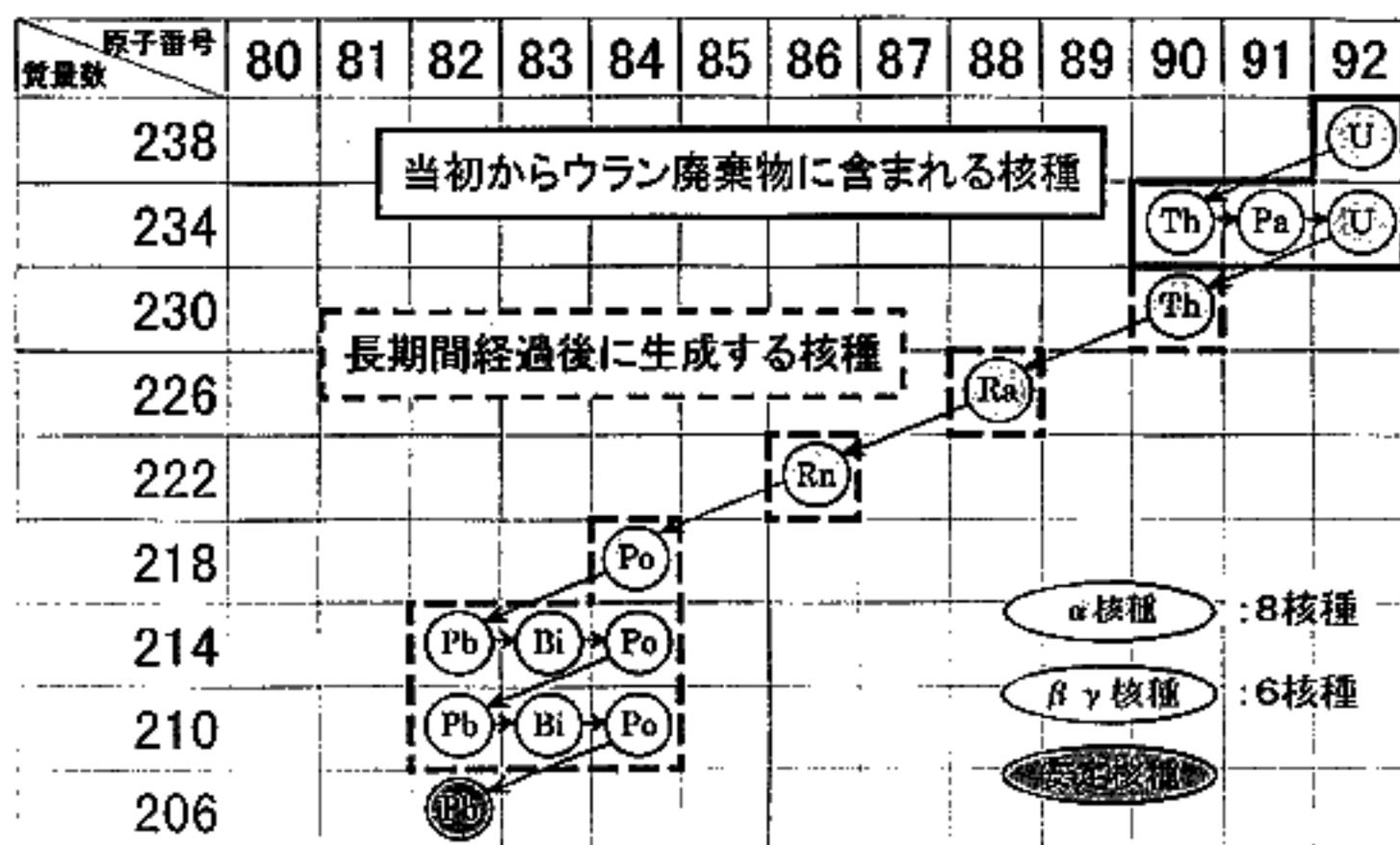


図 1 238-Uの崩壊系列

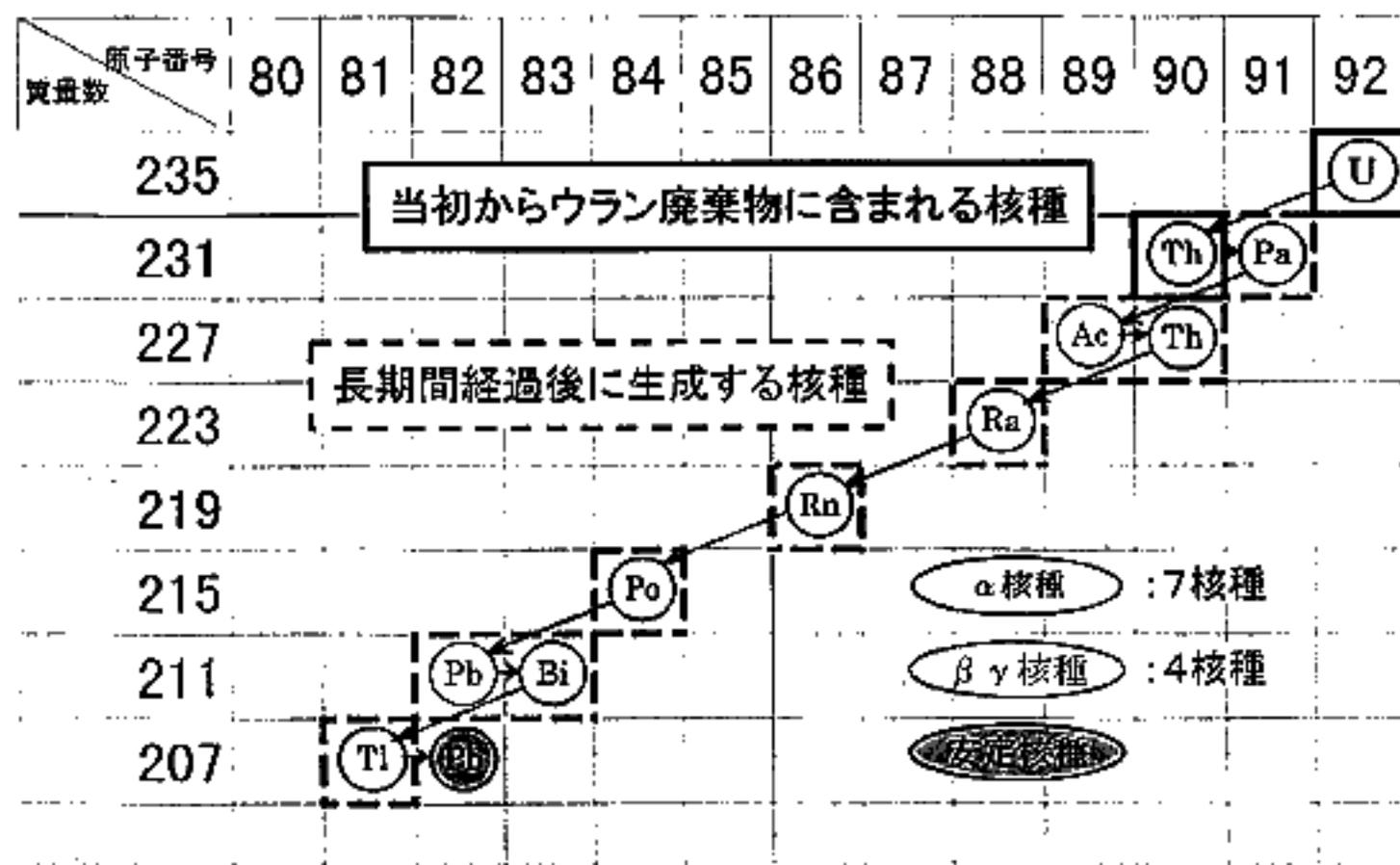


図 2 235-Uの崩壊系列

### ウラン廃棄物の $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 核種濃度の経時変化

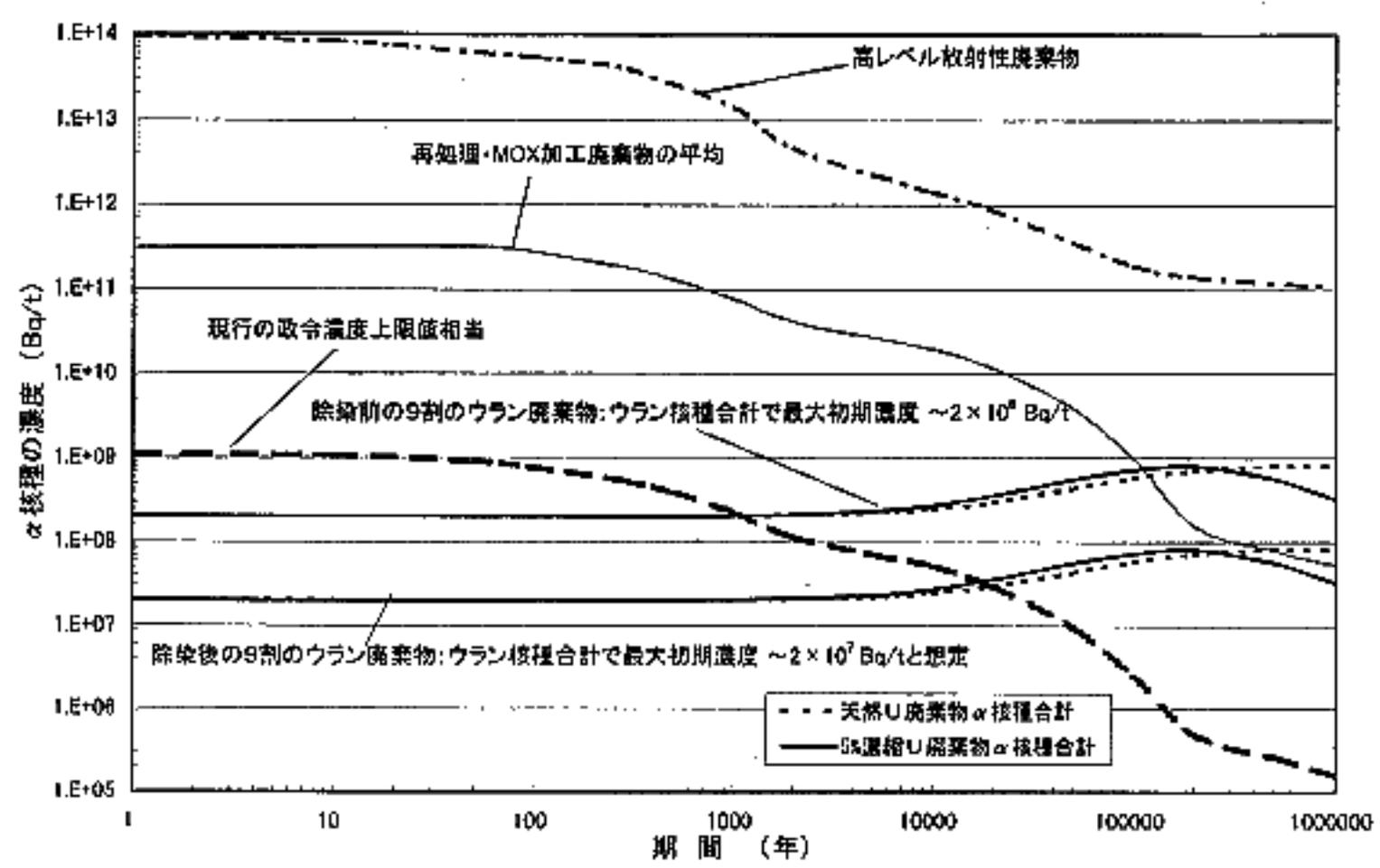


図1 ウラン廃棄物の $\alpha$ 核種濃度の経時変化 (他放射性廃棄物との比較)

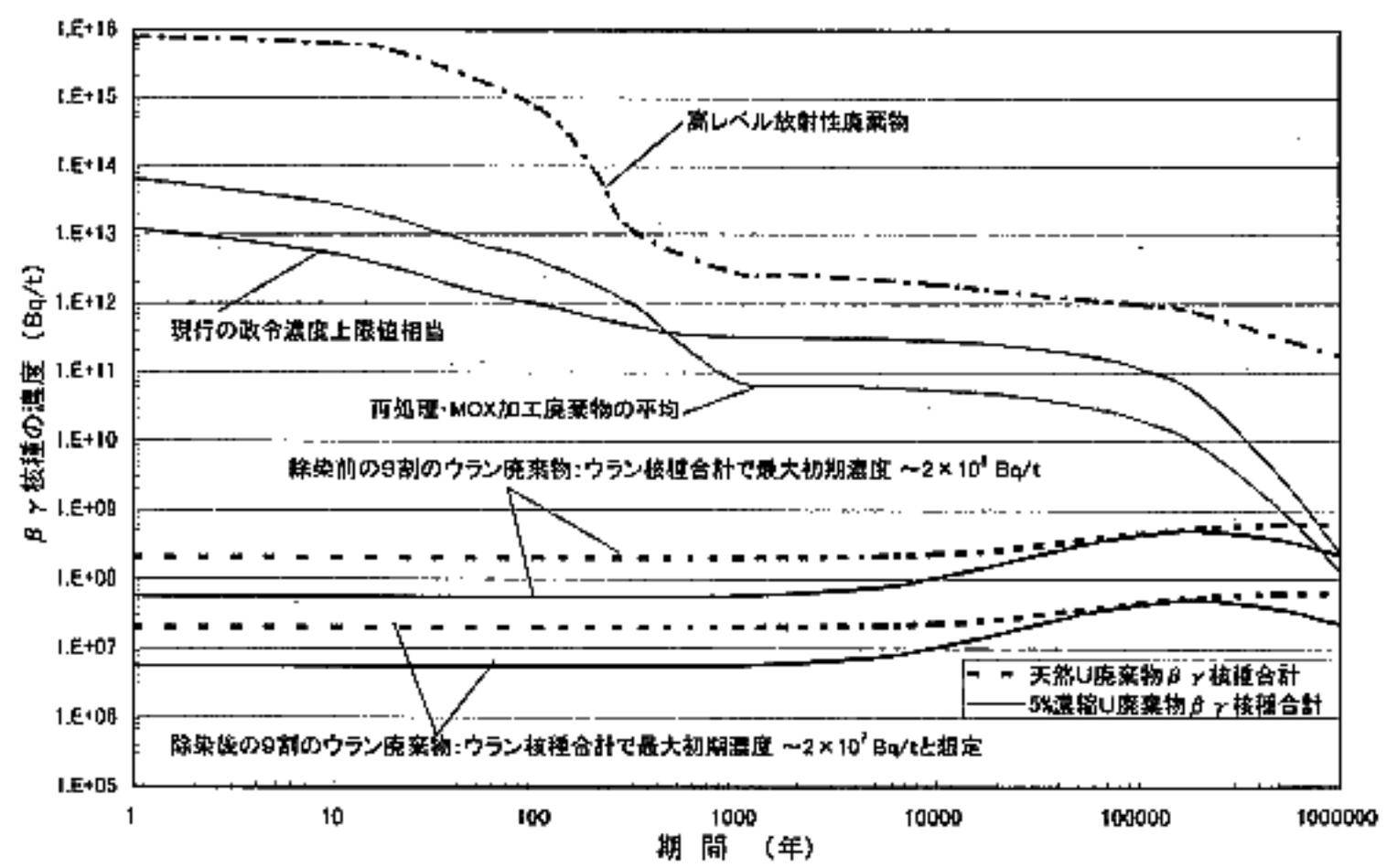
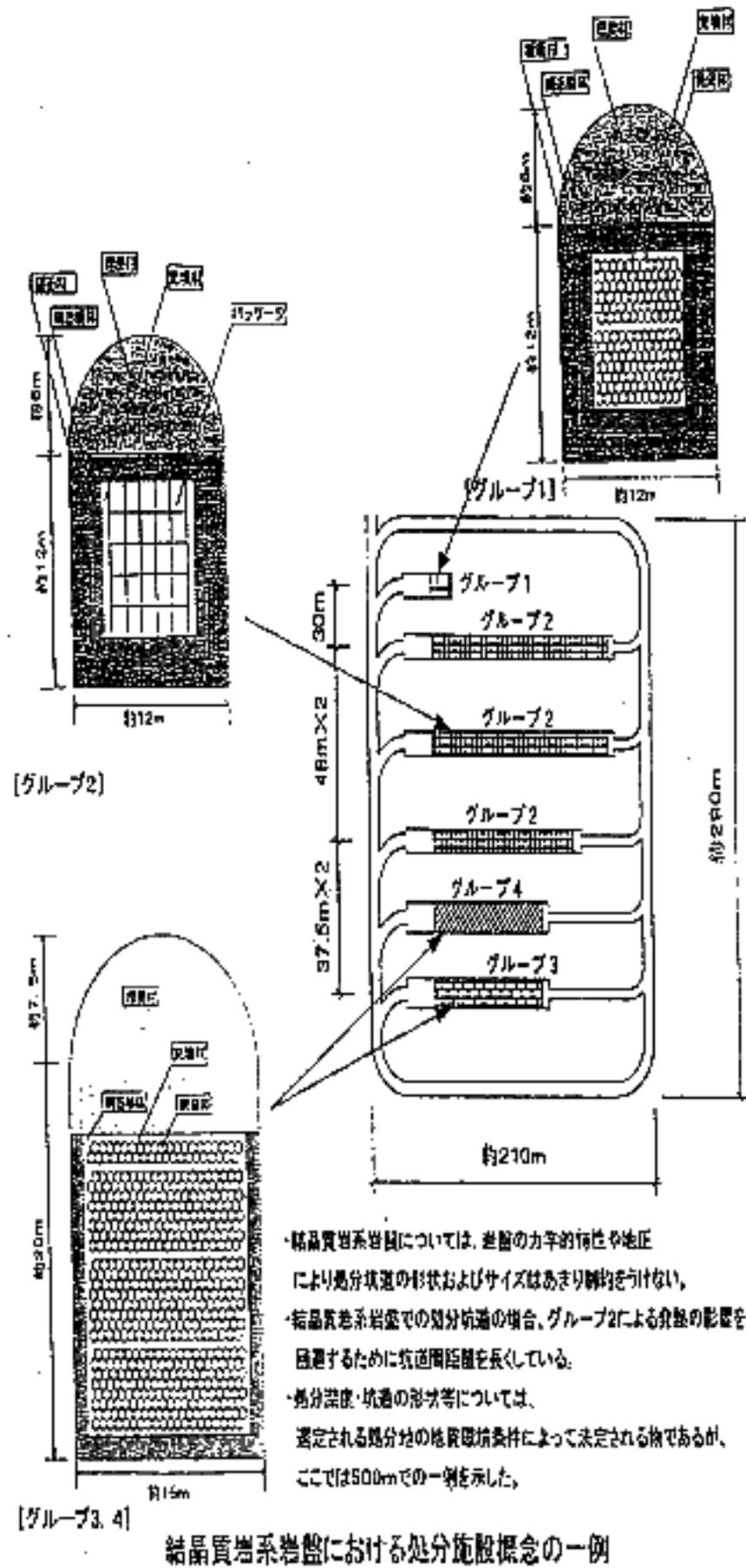
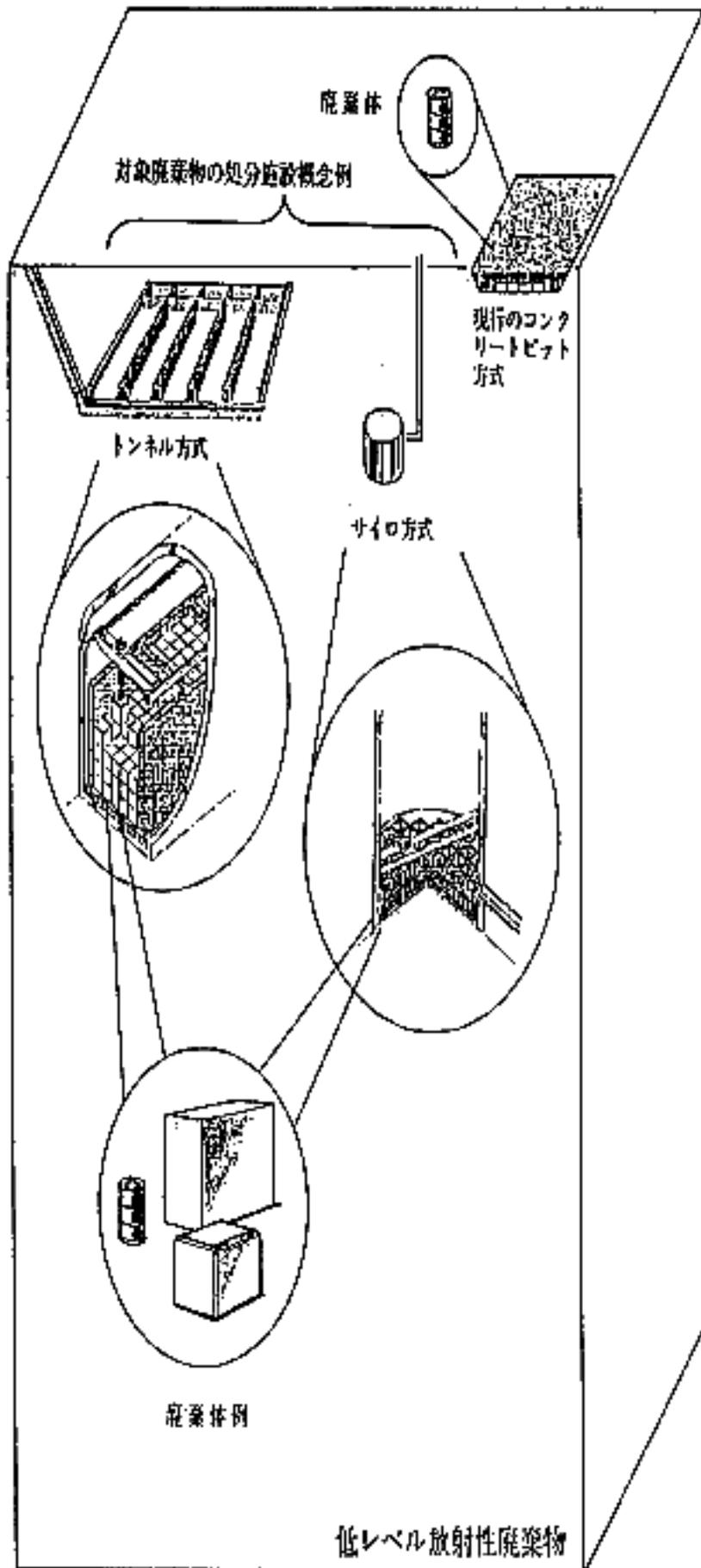


図2 ウラン廃棄物の $\beta$ 、 $\gamma$ 核種濃度の経時変化 (他放射性廃棄物との比較)



(4) 現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物の処分施設概念例<sup>3)</sup> 4)

(5) TRU核種を含む放射性廃棄物の隔離型処分施設概念例(参考)<sup>5)</sup>



3) 出典：「現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物処分の基本的考え方について」平成10年10月、原子力委員会 原子力バックエンド対策専門部会

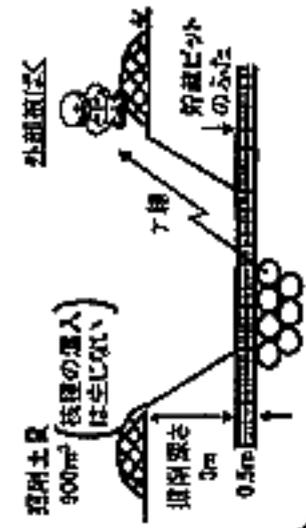
4) 地下の一定以上の深度に処分され、廃棄物と人間との接触（接近）が生ずるような事象の発生頻度が低いと考えられることから、基本的には、放射性核種の地下水移行によって生じる一般的な事象による線量評価によって処分の安全の確保を確認することが考えられる。

5) 出典：「超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について」平成12年3月、原子力委員会 原子力バックエンド対策専門部会

管理期間終了後シナリオ

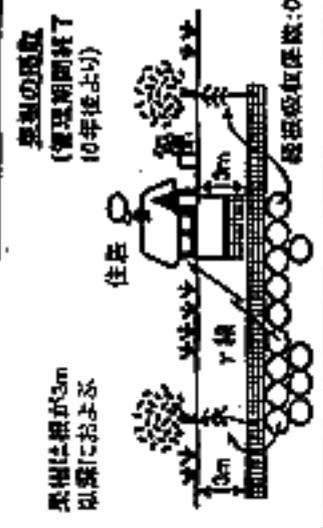
建設シナリオ

- 管理期間(300y)後の跡地への住居の建設工事
- 建設用掘削面積 418m<sup>2</sup> (28m x 15m)
- 3mの深さまで基礎用に掘削
- 硬土と廃棄物の混入は起こらない
- 基礎掘削工事時の外部被ばく
- 被ばく時間 500 h/y



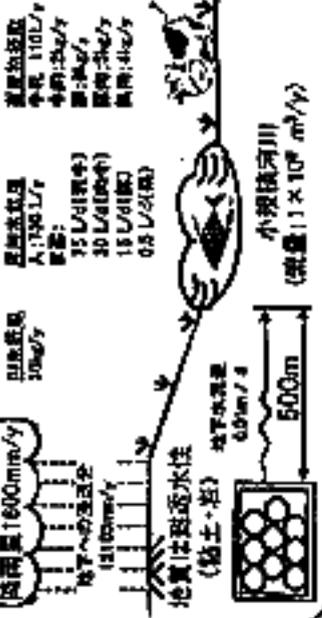
居住シナリオ

- 管理期間(300y)後の跡地への居住・栽培農作物の採取
- 農作物は根が3m以下におよび果実を仮定
- 居住による外部被ばく、及び農作物の採取による内部被ばく
- 被ばく時間 365d/y
- 農作物採取量 20kg/y (果物の果物の年間採取量の1/2)



地下水移行シナリオ

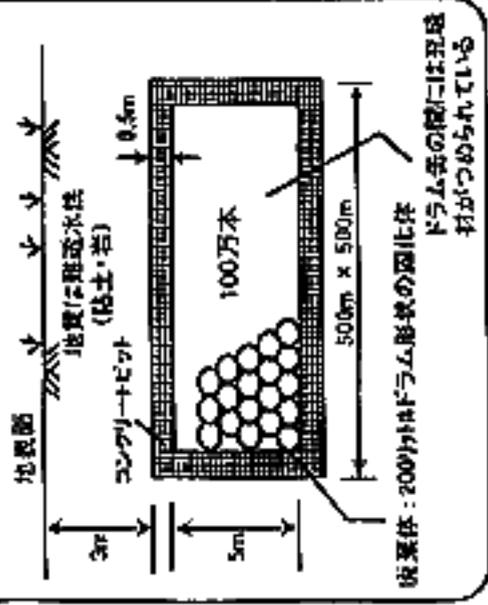
- 管理期間(300y)後に地下水への漏出が開始すると仮定
- 処分場より地下水が地下水中に移行し、河川に流入
- 河川水の直接飲用、家畜及び魚(河川水回游)の摂取による内部被ばく



想定埋設施設

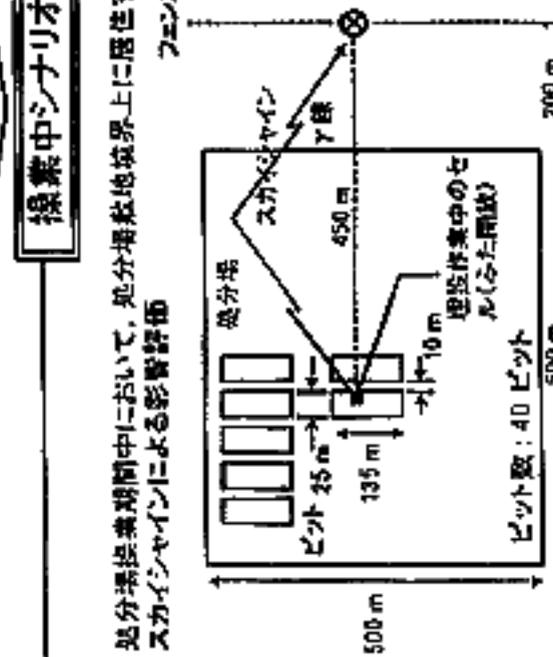
埋設施設概観

- 埋設施設規模 500 m x 500 m
- 処分放射性廃棄物総量 2 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (200円ドラム缶100万本相当)
- 処分場の高さ 5 m
- 廃棄物までの深さ 3.5 m (3m+0.5m)
- 放射性廃棄物の処分場総量に対する割合(容量割合) 16%
- 管理期間(減衰を期待する期間) 300y



操業中シナリオ

- 1日当たりセル(250本)ごとに埋設を実施する。
- 埋設作業時にふたの解放されるセル、埋設状態のピットからスカイシャインY線により放射境界に住む人が受ける外部被ばく
- 埋設作業時(8 h/d)はセルが開放されている。
- 被ばく時間 365 d/y



年間 10 μSv

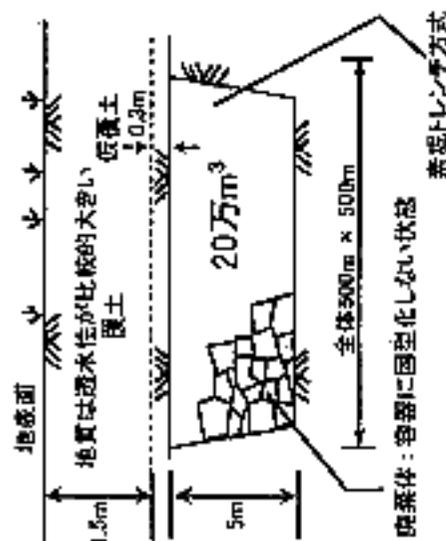
年間 1 mSv (周辺監視区域外の曝量当量限度)

⑤ 出典：「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について (第3次中間報告)」平成12年9月、原子力安全委員会 放射性廃棄物安全基準専門部会

図 人工構築物(コンクリートピット)を設置した廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合の濃度上限値導出シナリオ

# 想定埋設施設

## 埋設施設概念図

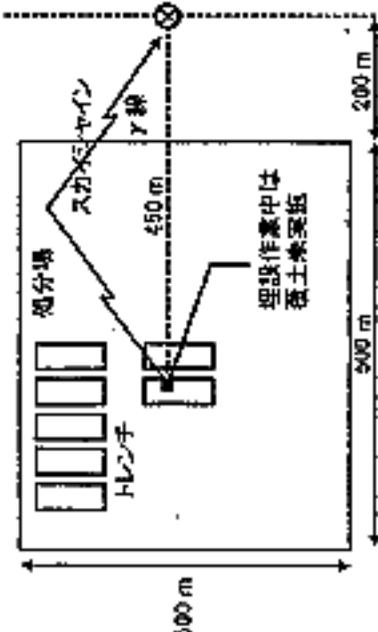


- 埋設施設規模 500 m × 500 m
- 処分放射性廃棄物総量  $2 \times 10^5 \text{ m}^3$  ( $1 \text{ 万 m}^3/\text{y} \times 20 \text{ y}$ )
- 処分場の高さ 5 m
- 廃棄物までの深さ 1.8 m ( $1.5 \text{ m} + 0.3 \text{ m}$ )
- 放射性廃棄物の処分場総量に対する割合 (容量割合) 16 %
- 管理期間 (減量を期待する期間) 50 y

年間 1mSv (周辺監視区域外の線量当量限度)

## 操業中シナリオ

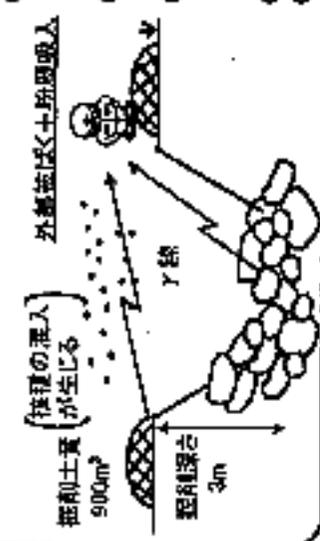
処分場操業期間中において、処分場敷地境界上に居住する一般公衆が受けるスカイシャインによる影響評価



- 1日当たり50m<sup>3</sup>の廃棄物の埋設を実施する。
- 埋設作業時に覆土されていないトレンチからスカイシャインが線により敷地境界に住む人が受ける外部被ばく
- 埋設作業時(8h/d)はトレンチが未覆土の状態
- 被ばく時間 365d/y

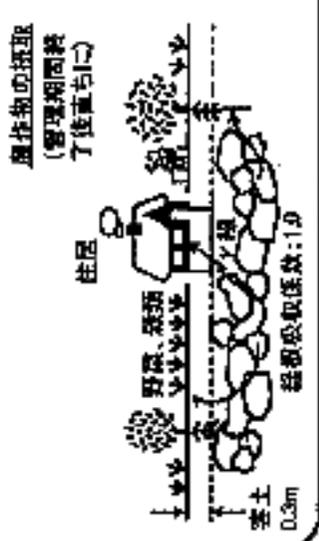
# 管理期間終了後シナリオ

## 建設シナリオ



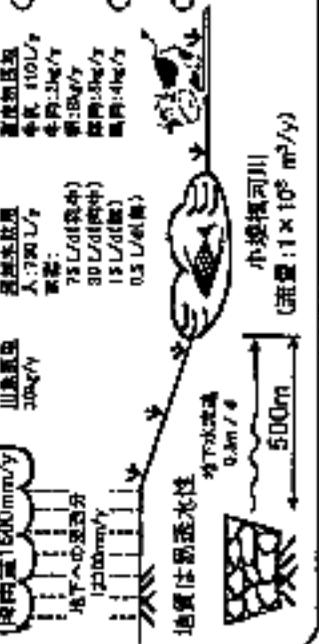
- 管理期間(50y)後の跡地への住居の建設工事
- 掘削面積: 416m<sup>2</sup> (28m × 16m)
- 基礎掘削工事時の外部被ばく及び汚染粉塵吸入内部被ばく深さ3mまで掘削するため、廃棄物層まで掘削される。掘削総量に対する廃棄物割合は0.32
- 汚染粉塵濃度:  $5 \times 10^{-10} \text{ g/cm}^3$
- 被ばく時間 500 h/y

## 居住シナリオ



- 管理期間(50y)後の跡地への居住・栽培産作物の採取
- 居住による外部被ばく、及び汚染土壌での産作物栽培、採取による内部被ばく
- 被ばく時間 365d/y
- 産作物採取量 130kg/y (野菜、果物、穀物の年間採取量の1/2)

## 地下水移行シナリオ



- 埋設処分後、直ちに地下水への漏出が開始すると仮定
- 処分場より核種が地下水に移行し、河川に流入
- 河川水の直接飲用、畜産及び魚(河川水飼育)の採取による内部被ばく

図 人工構築物を設置しない廃棄物埋設施設に浅地中処分する場合の濃度上限値導出シナリオ

2) 出典: 「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について (第3次中間報告)」平成12年9月、原子力安全委員会 放射性廃棄物安全基準専門部会

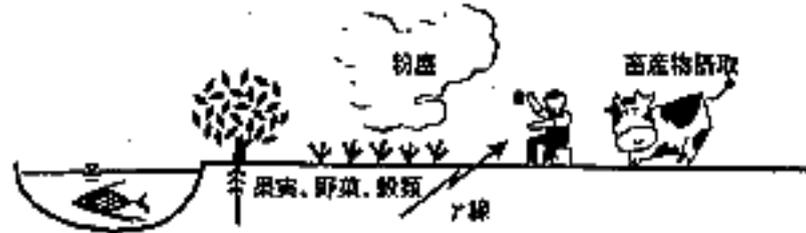


(被ばく経路1~6)

河川水利用経路

- 河川水の直接飲用、洗濯及び魚(河川水飼育水)の摂取による内部被ばく、農作業による外部被ばく及び汚染粉塵吸入内部被ばく、作物栽培、採取による内部被ばく
- 河川水飲用量:  
人 : 730 L/y 豚畜 肉牛: 30 L/d 豚 : 15 L/d  
乳牛: 75 L/d 鶏 : 0.5 L/d
- 川魚摂取量 : 30 kg/y
- 汚染粉塵濃度 :  $8E-4 \text{ g/m}^3$
- 作業者の呼吸率 : 12 m<sup>3</sup>/h
- 作業時間 : 600 h/y
- 農産物採取量:  

米	71 kg/y	牛肉	2 kg/y
麦	12 kg/y	豚肉	5 kg/y
大豆	45 kg/y	鶏肉	4 kg/y
野菜	22 kg/y	鶏卵	8 kg/y
		牛乳	110 L/y



(被ばく経路7, 8)

河川岸建設作業経路

- 河川岸での住居の建設工事
- 基礎掘削工事時の外部被ばく及び汚染粉塵吸入内部被ばく
- 建設作業時間 : 500 h/y
- 汚染粉塵濃度 :  $9E-4 \text{ g/m}^3$
- 作業者の呼吸率 : 12 m<sup>3</sup>/h

(被ばく経路9, 10)

河川岸居住経路

- 河川岸での居住
- 居住による外部被ばく及び汚染粉塵吸入内部被ばく
- 被ばく時間 : 8700 h/y
- 汚染粉塵濃度 :  $8E-6 \text{ g/m}^3$
- 居住者の呼吸率 : 0.90 m<sup>3</sup>/h

(被ばく経路11~14)

河川岸農耕経路

- 河川岸での農耕作業及び農産物の摂取
- 農耕作業による外部被ばく及び汚染粉塵吸入内部被ばく、農産物の摂取による内部被ばく
- 作業時間 : 800 h/y
- 汚染粉塵濃度 :  $8E-4 \text{ g/m}^3$
- 作業者の呼吸率 : 12 m<sup>3</sup>/h
- 農産物採取量:  

米	71 kg/y	牛肉	2 kg/y
麦	12 kg/y	豚肉	5 kg/y
大豆	45 kg/y	鶏肉	4 kg/y
野菜	22 kg/y	鶏卵	8 kg/y
		牛乳	110 L/y
- 家畜の飼料摂取量:  

肉牛	72 kg-dry/d	豚	2.4 kg-dry/d
乳牛	161 kg-dry/d	鶏	0.07 kg-dry/d

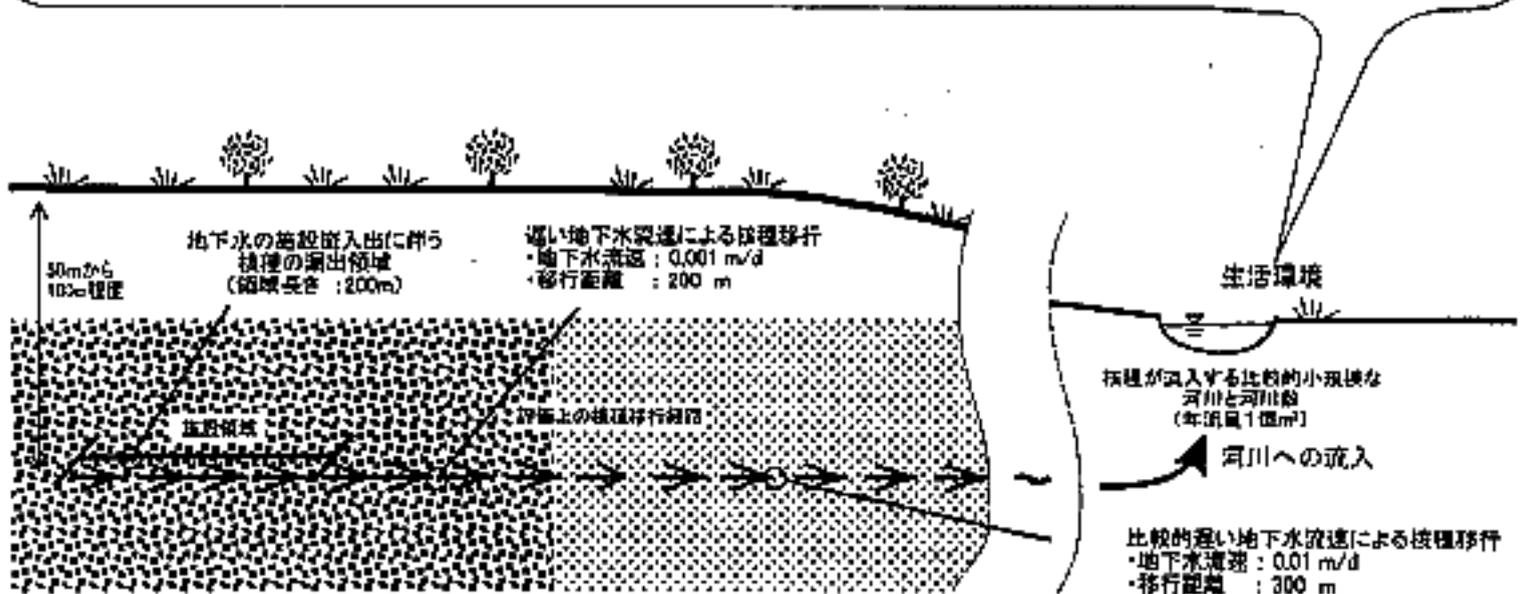


図 想定した対象廃棄物埋設の環境条件

9) 出典:「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分に関する基準値について(第3次中間報告)」平成12年9月、原子力安全委員会 放射性廃棄物安全基準専門部会

放射性廃棄物の処分に係る線量基準の検討状況について<sup>1</sup>

## 1. 国際放射線防護委員会 (ICRP) での検討状況

国際放射線防護委員会 (ICRP) においては、すべての放射性廃棄物を対象としたICRP Pub. 77「放射性廃棄物の処分に係る放射線防護の方策」(1997年)<sup>2</sup>の策定を受け、専門委員会4のタスクグループが長寿命固体廃棄物の処分に適用する放射線防護の勧告<sup>3</sup>として、ICRP Pub. 46「放射性固体廃棄物処分に係る放射線防護の諸原則」(1985年)の改訂作業を行っており、この中で、自然のプロセス及び人間侵入に適用する線量基準の検討等が行われている。

## 2. 国際原子力機関 (IAEA) での検討状況

国際原子力機関 (IAEA) においては、RADWASS出版計画によるIAEA Safety Series No. 111-F「放射性廃棄物管理の原則」(1995年)に基づいて、IAEA Safety Series No. 99「高レベル放射性廃棄物の地下処分に係る安全原則及び技術基準」(1989年)の改訂作業が行われており、2001年を目途に安全要件として出版が計画されている。なお、IAEA Safety Series No. 99での線量に関する規定は、国際放射線防護委員会 (ICRP) の勧告に基づいて策定されるIAEA Safety Series No. 9「放射線防護の基本安全基準」(1982年版)に従っているが、本基準は、1996年に改訂が行われており、IAEA Safety Series No. 115「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」として刊行されている。

## 3. 諸外国の状況

諸外国での安全基準等の策定状況として、ドイツの0.3mSv/年をはじめとして、フランスの0.25mSv/年、フィンランド及びスイスの0.1mSv/年のように、概ね0.1～0.3mSv/年の範囲で線量目標値を設定するとともに、評価時間枠 (期間) を含めた安全基準等が策定されている。

米国では、高レベル放射性廃棄物等の処分の環境放射線防護の一般基準である40 CFR Part 191において、線量基準値として0.15mSv/年が規定されているものの、高レベル放射性廃棄物 (使用済燃料) の処分場であるユッカマウンテンに適用する基準については、規則案が連邦官報に掲載されている段階である。これらの規則案では、原子力規制委員会 (NRC) の10 CFR Part 63で0.25mSv/年の線量基準値が、環境保護庁 (EPA) の40 CFR Part 197で0.15mSv/年の線量基準値が提案されている。

また、英国、スペイン等のその他の国々においても、安全基準等の策定の途上にある。

<sup>1</sup> 出典：「高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (案)」参考資料17 (H. 12. 6. 16放射性廃棄物安全規制専門部会)。

<sup>2</sup> ICRP出版物は、Annals of ICRP (ICRP紀要) として出版されるが、紀要の巻号の年と実際の出版の年がずれることがあり、ここでは紀要の巻号の年が記述されているため、実際の出版年を記述している本文及び参考資料の記述と異なっている。

<sup>3</sup> ICRP Publ. 81 (2000) として出版された。ICRPにおける線量拘束値に関する検討状況とICRP Publ. 81までの関連刊行物における記述の抜粋を添付した。

## 線量拘束値の概念等について

線量拘束値は、国際放射線防護委員会 (ICRP) によって勧告された概念であり、放射線防護の最適化の判断の際の制限条件を決めるものであり、線量拘束値を超えない線量の範囲で最適化が行われなければならない。

線量拘束値の概念は、ICRP の 1990 年勧告 (ICRP Publ. 60 (1991)) の中で示され (112 項)、具体的な数値は、通常、国レベルまたは地方レベルで定めることが適切であろう (145 項) とされている。

その後、ICRP は、「放射性廃棄物の処分に対する放射線防護の方策」(ICRP Publ. 77 (1998)) の中で、廃棄物処分からの公衆被ばくの管理に関する拘束値は、年あたり  $1 \text{ mSv}$  以下とすべきであり、年あたり約  $0.3 \text{ mSv}$  を超えない値が適切であろうと勧告している (48 項)。

ICRP の最近の刊行物 (ICRP Publ. 81 (2000)) でも、ICRP は通常被ばく状況に適用する線量拘束値の上限値として年あたり  $0.3 \text{ mSv}$  を勧告していると記述されている。

(112) 提案された行為および継続している行為に関して委員会が勧告する放射線防護体系は、次の一般原則に基づくものである。行為に関係するこの体系の詳細は第 5 章に記す。介入のための体系は次項および第 6 章で論ずる。

(a) 放射線被ばくを伴うどんな行為も、その行為によって被ばくする個人または社会に対して、それが引き起こす放射線障害を相殺するのに十分な便益を生むものでなければ、採用すべきでない。(行為の正当化)

(b) ある行為内のどんな特定の線源に関しても、個人線量の大きさ、被ばくする人の数、および、受けることが確かでない被ばくの起こる可能性、の 3 つすべてを、経済的および社会的要因を考慮に加えたうえ、合理的に達成できるかぎり低く保つべきである。この手順は、本来の経済的、社会的な判断の結果生じそうな不公平を制限するよう、個人に対する線量に関する限定(線量拘束値)によって、拘束されるべきである。(防護の最適化)

(c) 関連する行為すべての複合の結果生ずる個人の被ばくは線量限度に従うべきであり、また潜在被ばくの場合にはリスクの何らかの管理に従うべきである。これらは、通常の状態ではいつも、どの個人もこれらの行為から容認不可と判断されるような放射線リスクを受けることが確実にならないようにすることを目的とする。すべての線源が線源での措置によって管理が可能とは限らないので、線量限度を選択する前に、関連するものとして含めるべき線源を特定する必要がある。(個人線量限度および個人リスク限度)

(145) 線量拘束値は、通常、国レベルまたは地方レベルで定めることが適切であろう。線量拘束値を用いる場合、設計者は、作業者の集団が同時に被ばくしているかもしれない他の線源との混同を避けるため、その線量拘束値が関連している線源を指定すべきである。

②) 翻訳及び発行：(社)日本アイソトープ協会(1991)による。

(48) 廃棄物処分の管理の根底をなすシステムは、以下のように要約できる。

(a) 廃棄物処分からの公衆被ばくの管理は、拘束値を組み込んだ防護の最適化を用いることにより行われるべきである。複数の線源による被ばくを見込んでおくため、単一の線源についての防護の最適化に用いられる拘束値の最大値は、年あたり  $1\text{ mSv}$  以下とすべきである。年あたり約  $0.3\text{ mSv}$  を超えない値が適切であろう。

(b) 放出制限を補足するために環境モニタリングが必要とされる状況においては、モニタリング結果に適用するために誘導された制限値が整備されるべきである。環境モニタリングはすべての関連した行為の組み合わせった影響を評価するためにしばしば用いられるので、これらの制限値は年あたり  $1\text{ mSv}$  に近づくような決定グループの線量に基づくべきである。

これらの勧告を適用すれば、廃棄物処分の管理に公衆被ばくの線量限度を直接適用することは不必要となる。この関連において、線量限度の適用を段階的にやめるべきである。

---

<sup>注)</sup> 翻訳及び発行：(社) 日本アイソトープ協会(1998)による。

(55) 自然のプロセスという用語は、人間侵入以外の個人の被ばくにいたるすべてのプロセスを意味する<sup>1)</sup>。鍵となる規準は、個々の線源に関連した拘束値である。委員会（ICRP）は、通常被ばく状況に適用するための線量拘束値の上限値として年あたり0.3 mSvを勧告してきている。これは、年あたり $10^{-5}$ のオーダーのリスク拘束値に相当する。

(58) 線量と確率を別個に分けて扱う方法では、ありそうな又は代表的な放出シナリオが同定され、これらのシナリオから計算された線量が線量拘束値と比較される。よりありそうでない他のシナリオの放射線学的重要性は、結果として生ずる線量及びそれらの生起確率の独立した考察から評価することができる。この方法は、そのような生起シナリオの確率の精密な定量化を要求せず、むしろその放射線学的な結果が推定された確率の大きさに対して均衡していることを要求する。そのようなシナリオの重要性の評価においては、計算された線量又はリスクの持続期間と範囲が考慮されてもよい。

(63) 委員会（ICRP）は、放射性廃棄物管理における防護の最適化について、公衆構成員に対し、年0.3 mSvの線量拘束値をすでに勧告している。侵入は、定義によって、処分施設に対する防護の最適化において考慮されたバリアをバイパスしたであろうから、この拘束値は人間侵入の重要性の評価に適用できない。

(64) それにもかかわらず、防護に対する人間侵入の重要性の尺度は必要である。さらに、将来の社会が侵入に由来する被ばくを知らないかもしれないので、要求されるいかなる防護行動も、処分システムの開発段階において考慮すべきである。侵入は将来の個人に急性又は長期にわたる線量をもたらすことがある。委員会は、処分場周辺に生活する人々に対して、人間侵入が現在の規準に基づく介入がほとんど常に正当化されるような高い線量に至りうる状況においては、人間侵入の可能性を減らすか又はその影響を制限するために、合理的な努力が払われるべきと考える。この点についても、委員会は、およそ10 mSv前後の現存年線量<sup>1)</sup>は、それ以下であれば介入が正当化されそうもない一般的な参照

<sup>1)</sup> 現存年線量という用語は、ICRPにより、ある与えられた場所において個人が受ける、存在しかつ持続する年線量を意味するために使われている。

レベルとして使用できるであろうとすでに助言している。逆に、 $100\text{mSv}$ 前後の現存年線量は、それ以上であれば介入がほとんど常に正当化されると考えられるべき一般的な参照レベルとして使用できるであろう。関連する臓器の確定的影響のしきい値を上回るような状況にも類似した考え方があてはまる。

(83) 2つのおおまかな被ばくの状況のカテゴリー、すなわち自然のプロセスと人間侵入を考察すべきである。後者は偶然の侵入のみを指す。埋設場へ故意に侵入したことの放射線学的意味合いは侵入者の責任である。自然のプロセスから生じると評価された線量又はリスクは、年あたり $0.3\text{mSv}$ という線量拘束値あるいはそのリスク等価値の年間約 $10^{-3}$ と比較されるべきである。人間侵入に関しては、一つ又はそれ以上のもっともらしい様式化されたシナリオからの結果をそのような事象を跳ね返す埋設場の能力を評価するために考慮すべきである。

(84) 人間侵入がサイト周辺に居住する人々に対して、現在の規準による介入がほとんど常に正当化されるような線量に至りうる状況においては、人間侵入の可能性を減らすか、又はその影響を制限するために、埋設場の開発段階において合理的努力が、払われるべきであろうと ICRP は考える。この点に関して ICRP は、先にこの報告において、それ以下であれば介入が正当化されそうもないという一般的参照レベルとして約 $10\text{mSv}$ の現存年線量が使用できるであろうと助言した。逆に、約 $100\text{mSv}$ を超える現存年線量は、それ以上であれば介入がほとんど常に考慮されるべきであるという一般的参照値として使用できるであろう。関連する臓器の確定的影響のしきい値を上回るような状況にも類似した考え方があてはまる。

---

<sup>脚注</sup> 放射性廃棄物の処分による公衆の個人の被ばくについては、いくつかの可能性のある状況が想定できる。ここでは、それを自然のプロセス（例えば、放射性核種が、地下水の移行に伴って地中層を移行する自然の現象）によって起こるものと、人間侵入（処分場の跡地に家屋を建設して居住するなどの人為的な行為）によって起こるもの（報告書本文では、「人為的事象によって生じるシナリオ」等と表現している。）に大きく区分している（例えば、第1章4.（4）を参照。）。なお、本資料については、（社）日本アイソトープ協会による正式翻訳版が未出版のため、仮訳（原文添付）版としている。

(55) The term 'natural processes' includes all the processes that lead to the exposure of individuals other than human intrusion. The key criterion is the individual source related constraint. The Commission has recommended an upper numerical value for the dose constraint of 0.3 mSv in a year for application in normal exposure situations. This corresponds to a risk constraint of the order of  $10^{-5}$  per year.

(58) In a disaggregated dose/probability approach, likely, or representative, release scenarios are identified and the calculated doses from these scenarios are compared with the dose constraint. The radiological significance of other, less likely, scenarios can be evaluated from separate consideration of the resultant doses and their probability of occurrence. It should be noted that this approach does not require precise quantification of the probability of such scenarios occurring but rather an appreciation of their radiological consequences balanced against the estimated magnitude of their probability. Other considerations such as the duration and extent of the calculated doses or risks may also be taken into account in evaluating the significance of such scenarios.

(63) The Commission has previously recommended a dose constraint of 0.3mSv per year for members of the public for the optimisation of protection in radioactive waste management. This constraint is not applicable in evaluating the significance of human intrusion because, by definition, intrusion will have by-passed the barriers which were considered in the optimisation of protection for the disposal facility.

(64) Nevertheless, a measure of the significance of human intrusion for protection is necessary. Furthermore, since a future society may be unaware of exposures resulting from intrusion, any protective actions required should be considered during the development of the disposal system. Intrusion may lead to acute or prolonged doses to future individuals. The Commission considers that in circumstances where human intrusion could lead to doses to those living around the site sufficiently high that intervention on current criteria would almost always be justified, reasonable efforts should be made to reduce the probability of human intrusion or to limit its consequences. In this respect, the Commission has previously advised that an existing annual dose<sup>1</sup> of around 10 mSv may be used as a generic reference level below which intervention is not likely to be justifiable. Conversely, an existing annual dose of around 100 mSv per year may be used as a generic reference level above which intervention should be considered almost always justifiable. Similar considerations apply in situations where the thresholds for deterministic effects in relevant organs are exceeded.

<sup>1</sup> The term existing annual dose is used by the Commission to mean the existing and persisting annual dose incurred by individuals in a given location. The exposure that may occur from a repository is a component of the existing annual dose.

(83) Two broad categories of exposure situations should be considered: natural processes and human intrusion. The latter only refers to intrusion that is inadvertent. The radiological implications of deliberate intrusion into a repository are the responsibility of the intruder. Assessed doses or risks arising from natural processes should be compared with a dose constraint of 0.3 mSv per year or its risk equivalent of around  $10^{-5}$  per year. With regard to human intrusion, the consequences from one or more plausible stylised scenarios should be considered in order to evaluate the resilience of the repository to such events.

(84) The Commission considers that in circumstances where human intrusion could lead to doses to those living around the site sufficiently high that intervention on current criteria would almost always be justified, reasonable efforts should be made at the repository development stage to reduce the probability of human intrusion or to limit its consequences. In this respect, the Commission has previously advised that an existing annual dose of around 10 mSv per year may be used as a generic reference level below which intervention is not likely to be justifiable. Conversely, an existing annual dose of around 100 mSv per year may be used as a generic reference level above which intervention should be considered almost always justifiable. Similar considerations apply in situations where the thresholds for deterministic effects in relevant organs are exceeded.



表2 特定の非放射性廃棄物処分場におけるウラン核種を含む放射性廃棄物の受入濃度上限値（例）

(1) 受入濃度上限値

国別	米 国	英 国	スウェーデン
廃棄物処分場	パインウッド処分場	クリフトンマーシュ処分場	リセンゲン処分場
ライセンス取得者	GE	BNFL	ABB ATOM
受入濃度上限値	250pCi/g	工程残さ 濃度：天然ウラン0.2wt%相当 処分可能量：30t/3月間 焼却灰 濃度：天然ウラン0.5wt%相当 処分可能量：20t/3月間 ほか4種類の形態を規定	最高含有率600ppm （数バッチに限定） 1回の投棄 ウラン含有率：250ppm 平均濃縮度：3.5% 総量 60kgU/y

(2) 受入濃度上限値のMBq/tへの換算結果

国別	米 国	英 国	スウェーデン
廃棄物処分場	パインウッド処分場	クリフトンマーシュ処分場	リセンゲン処分場
換算項目	pCi/g→MBq/t	天然U重量%→MBq/t	ppm→MBq/t
換算条件	$1\text{Ci} = 3.7 \times 10^{10}\text{Bq}$	天然Uの比放射能：25GBq/tU	最高濃度（最大含有率） 濃縮度5% 比放射能：100GBq/tU 1回の投棄・総量 濃縮度3.5% 比放射能：73GBq/tU
換算結果	9.3MBq/t	工程残さ 濃度：50MBq/t 処分可能量：30t/3月間 焼却灰 濃度：125MBq/t 処分可能量：20t/3月間 ほか4種類の形態を規定	最高濃度60MBq/t （数バッチに限定） 1回の投棄 濃度：18MBq/t 平均濃縮度：3.5% 総量 4400MBq/y

## ウラン廃棄物浅地中処分の線量試算例<sup>1</sup> (その1)

- 素掘り処分の政令濃度上限値評価において考慮されている3つのシナリオ（建設、居住、地下水移行）のうち、最も高い線量を与えるシナリオは、居住シナリオであり、次いで、建設シナリオ、地下水移行シナリオとなる。線量の相対比は、線量の評価値がそれぞれ最大になる時点で、およそ 100（居住）：2（建設）：0.01（地下水移行）となる（ウラン廃棄物 1 Bq/g に対する線量では、およそ 100  $\mu$ Sv/y（居住）：2  $\mu$ Sv/y（建設）：0.01  $\mu$ Sv/y（地下水移行）。）。なお、居住シナリオでは、地下水によるウラン核種の移行を無視して、ウラン核種（及び生成した子孫核種）はすべて跡地に残留すると仮定した評価を行っているが、地下水による跡地外部への移行を考慮した場合、線量の評価値がそれぞれ最大になる時点で、居住シナリオ、建設シナリオのいずれの線量評価値も約 1 / 5 に低下する。
- ウラン核種の濃縮度等の特性の違いによる影響は比較的小さく、劣化ウラン、天然ウラン、5%濃縮ウラン、20%濃縮ウラン、再処理回収ウランのいずれも類似した線量の経時変化を示し、ピークの線量も類似したものとなる。
- トリウム核種 (<sup>232</sup>Th) については、すべての子孫核種の半減期が短く、数十年で放射平衡に達し、それ以降の子孫核種の増大はないが、長期間にわたって減衰しないという特徴はウラン核種と共通である。
- ウラン核種の子孫核種の生成及び累積による線量の増加については、建設シナリオで約 10 倍、居住シナリオで約 100 倍である。処分当初約 1000 年間は子孫核種の生成及び累積はほとんど生じず、比較的早期に影響が現れる濃縮ウランの場合で、約 20 万年後にピークに達する（子孫核種の生成及び累積による線量増加は、極めて緩慢であり、濃縮ウランの場合、約 0.05%/年の割合で増加する。）。

<sup>1</sup> ウラン（トリウム）核種の単位濃度（10<sup>4</sup> Bq/t=1 Bq/g）の廃棄物を処分することを前提とした線量試算例（居住シナリオ他）を添付図に示す。なお、本試算は、以下に記述するような理由等から、限定的な目的で行われたものと理解されるべきである。

①シナリオの設定については、本来、評価の長期性を踏まえた検討が行われるべきであるが、必ずしも定量的な結果に結びつかないため、あえて単純に現行の政令濃度上限値の評価シナリオに準拠した試算が行われたものである。②ラドン吸入被ばくは、サイト特有のパラメータ値の設定等によって評価結果が比較的大きく変動するものであり、その他の被ばくについても評価パラメータへの依存性があり、評価条件の設定によって評価結果は変動し得るものである。③現行の政令濃度上限値の評価には、ラドンによる被ばくは含まれておらず、ラドンによる線量の評価は、独自のモデルとパラメータの設定により行われたものである。④政令濃度上限値の評価は、必ずしも最も安全側の評価を与えるものではなく、埋設可能濃度上限値の指標を与えるものであり、実態的な線量評価と埋設濃度の制限は、実際の処分の安全審査において審査・決定されるものである。

# ウラン廃棄物浅地中処分の線量試算例（その2）

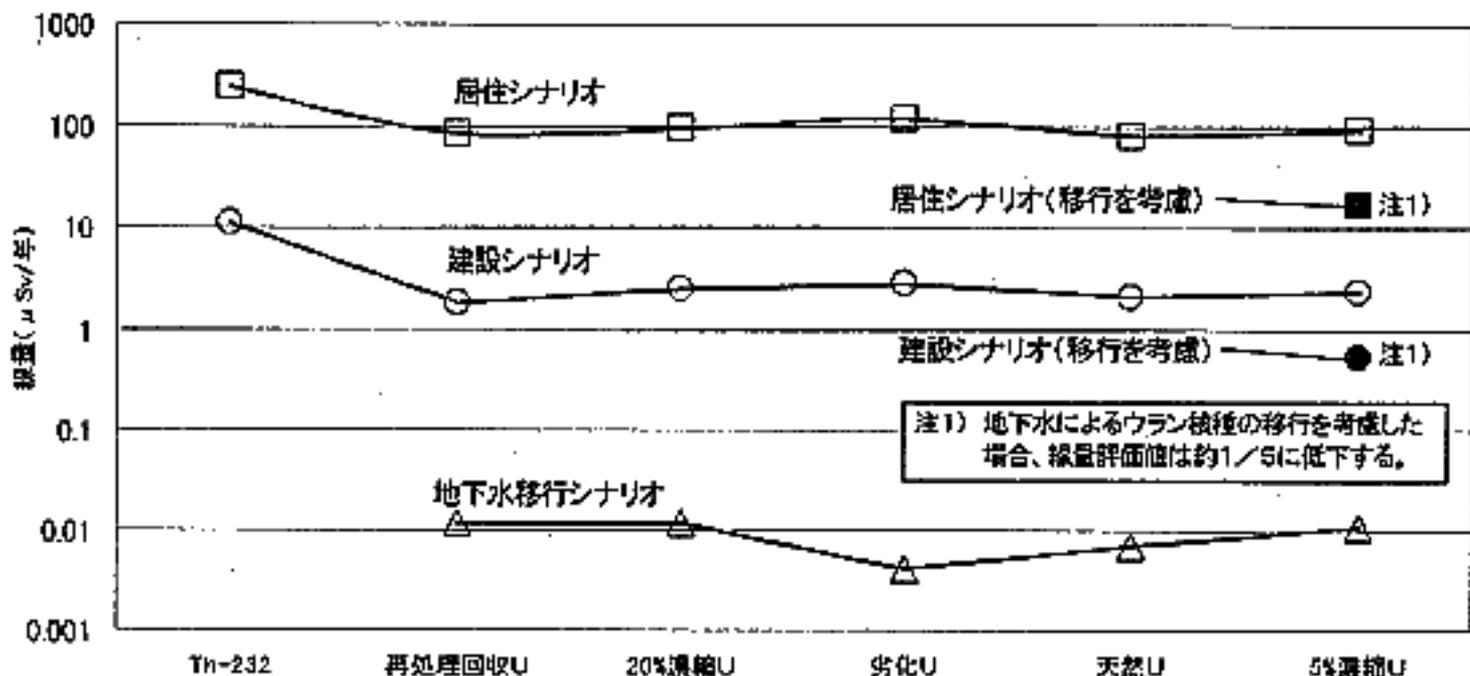


図1 ウラン濃縮度等及び評価シナリオによるピーク時線量の比較 注2)

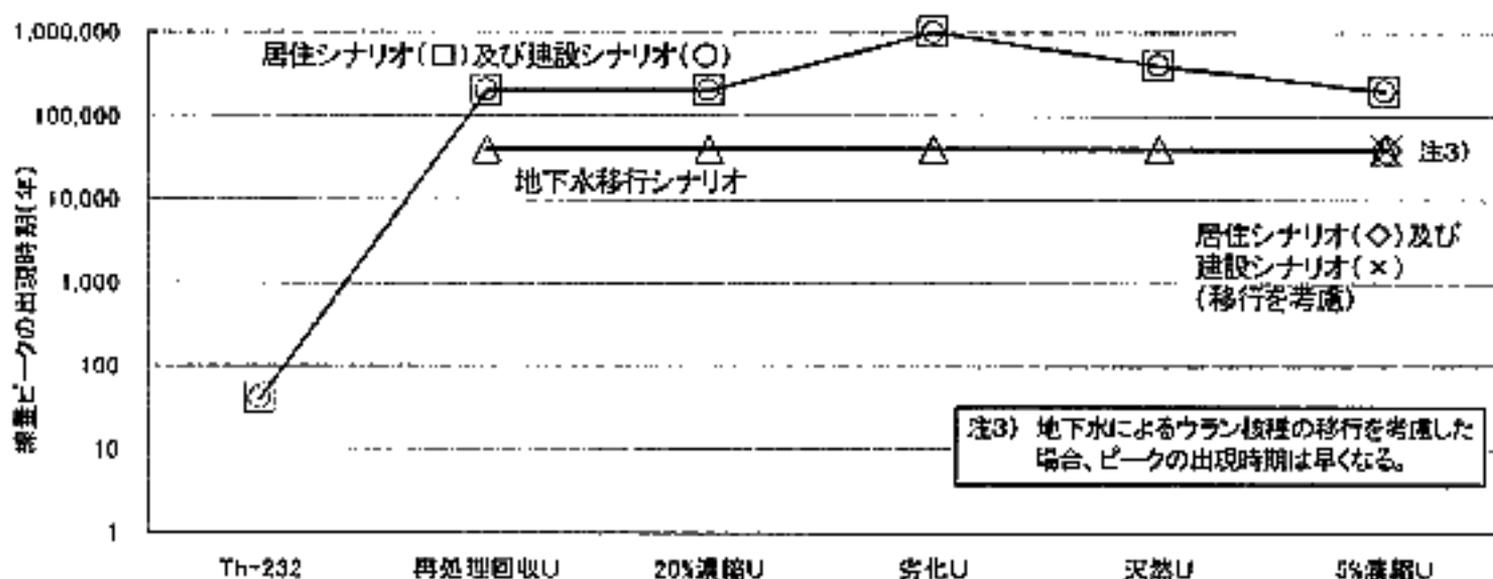


図2 ウラン濃縮度等及び評価シナリオによる線量ピークの出現時期 注2)

注2) 5%濃縮ウランについては、参考のため、地下水によるウラン核種の移行を考慮した線量評価の試算結果を併記した。なお、Th-232の地下水移行シナリオについては、現時点ではトリウム廃棄物の発生量が小さい(報告書第2章を参照のこと。)ため評価されていない。

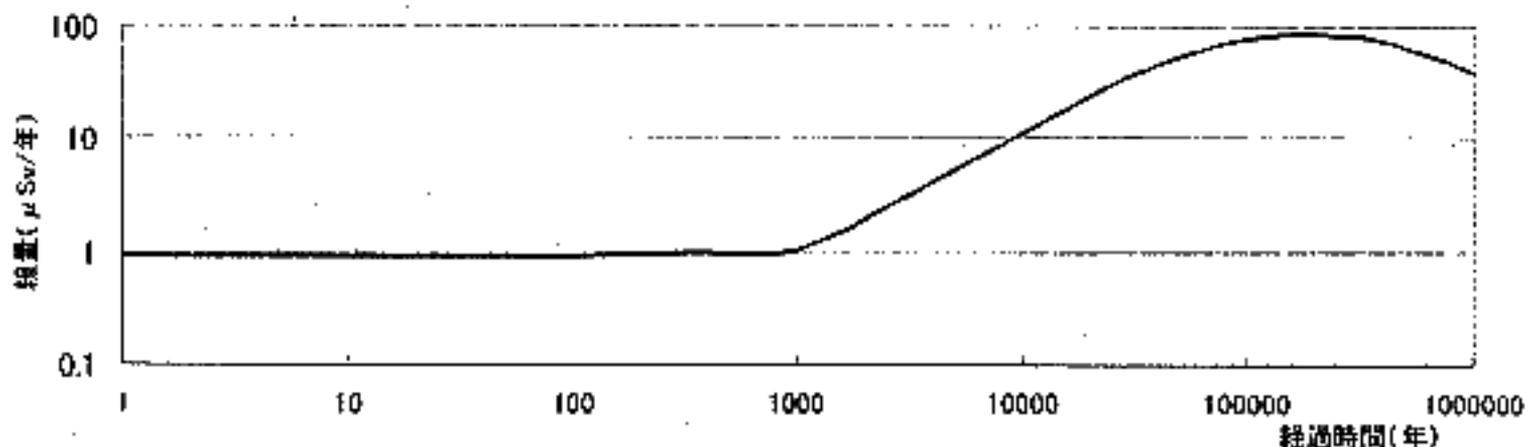


図3 5%濃縮ウラン核種組成の居住シナリオの線量の経時変化

## ウラン廃棄物に対する除染処理技術

対象廃棄物	除染技術の分類	適用する汚染の種類	技術の概要	除染性能目安 (除染係数)
金属	電気化学除染	電解研磨法	浸漬槽中に陽極に接した除染対象物を吊し電解処理して金属を溶出させる方法	1,000~10,000
金属		レドックス法	硫酸や硝酸による化学除染にCeの酸化力を付加したシステム。Ceは電解再生使用する。	100~10,000
金属		サスペンション流動電解研磨	電解質溶液中に硬質研削粒子を混合し、混合液の流動による研削作用も加味した除染方法	8000~5000 (開発中)
金属		磁気振動研磨除染	外部磁場の周期的変動により液中の磁性研磨材を振動させ、その研磨作用により除染する方法	数百 (開発中)
焼却灰、スラッジ		溶融塩電解	均質汚染	溶融塩浴中にイオンとして存在する元素を電解により金属まで還元させて回収する方法
金属(難燃物)	溶融除染	プラズマアーク法	電極と対象物の間に発生するアーク熱で加熱溶解する方法。	適用性検討中
金属(難燃物)		高周波溶融法	炉外部の一次コイルに電流を送ると電磁誘導作用で二次電流が流れそのジュール熱を利用	適用性検討中
金属		溶融金属精製法(スラグ溶融法)	ウラン又はTRUの酸化物が物理的現象又は熱力学的に安定なスラグ中に移行させる方法	100~10,000以上
金属、難燃物		エレクトロスラグ溶融法	スラグにより大気と遮断させ、さらにスラグに不純物を吸収させる方法	適用性検討中
金属、難燃物	物理(機械)除染	拭き取り法(手除染)	ウエス、捨てウエスで拭き取る方法	~10程度
金属、難燃物		ブラシ洗浄法	床面に回転ブラシ等を押つけて除染する方法	~10程度
金属、耐火物、難燃物		ウォータージェット法(高圧ハイドロ)	70~1400kg/cm <sup>2</sup> の高圧力で水を噴出させ物理的衝撃で研磨、研削、剥離する方法	50~1,000
金属、難燃物		スチームジェット法	スチームの温度効果を利用した方法	~100程度
金属、難燃物		フロンジェット法	フロンを吹き付け物理的衝撃力とフロン自体の持つ除染力の相乗効果を利用した方法	10~2,000 (床除染)
金属、耐火物		ドライブラスト法	砂、プラスチック等のブラスト材を超高速で噴射(圧送空気)させその衝撃力で研磨する方法	~10程度
金属		ウェットブラスト法	金属、セラミック等のブラスト材を超高速で噴射させその衝撃力で研磨する方法	10~1,000
金属		アイスブラスト法	研磨材にドライアイス、氷を使用	10~100
金属、難燃物(硬質)		超音波洗浄法	10~100kHzの周波数を使用して除去する方法、化学浸漬除染と組み合わせると効果的	100~1,000
金属、難燃物(硬質)		振動研磨法	研磨材と共に振動させながら除染する方法	30~60
金属、耐火物、難燃物	化学除染	泡沫法	除染液に界面活性剤等の発泡剤を添加する除染法、比較的単純形状に適用	~10程度
金属、耐火物、難燃物		塗膜剥離法	塗布したペイント剤の剥離時に固定された汚染核種も除去する方法、平滑表面に適用	~10程度
金属、耐火物、難燃物		浸漬法	化学除染液中に汚染物を溶解剥離する方法、複雑形状に対応可、除染液によっては高温加熱必要。	10~1,000
焼却灰、スラッジ		硝酸浸出法	比較的高温の硝酸中にウランを浸出させる方法、溶媒抽出によりウランを回収も可	10~1,000?
焼却灰、スラッジ		ハロゲン化除染	塩化物やフッ化物に変換させて揮発する温度差を利用して除染する方法	開発中
金属、塩ビ		気相化学除染	汚染核種をカルボニル化合物やフッ素化合物等揮発性化合物に変換して除去する乾式法	開発中
金属、塩ビ		ラジカル除染	例えばAg <sup>+</sup> と水による水酸基ラジカルの電気化学的に極めて強い酸化力を利用する除染方法	開発中
金属、セラミック、塩ビ		その他	パルスレーザー	汚染核種と母材の光に対する吸収率の差を利用して汚染物を蒸発除去する方法
コンクリート		バイオデコンタミネーション法	バクテリアにより例えば強力な無機酸を発生させてコンクリートを劣化させる方法	開発中

《原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画抜粋  
(原子力委員会 平成6年6月24日)》

③サイクル廃棄物の処理処分

再処理施設や燃料加工施設などの核燃料サイクル関連施設から発生する放射性廃棄物（以下「サイクル廃棄物」といいます。）は、再処理施設において使用済燃料から分離される高レベル放射性廃棄物、再処理施設やMOX燃料加工施設から発生する超ウラン（TRU）核種を含む放射性廃棄物、ウラン燃料加工施設やウラン濃縮施設から発生するウラン廃棄物に大別されます。

( 略 )

(ハ)ウラン廃棄物の処理処分

ウラン廃棄物については、廃棄物を直接的に発生するウラン転換・成型加工事業者や濃縮事業者と、その発生に密接に関連する原子力発電を行う電気事業者が、当該廃棄物の帰属や処分に関する責任を当事者間において明確にします。その結果を踏まえ、処分の責任を有する者は、実施スケジュール、実施体制、資金確保等について検討を進めることとします。ウラン濃度が比較的低い大部分の廃棄物については、段階管理（放射能の減衰に応じて、保安のための措置を段階的に変更する管理方法）を伴わない簡易な方法による浅地中処分を行うことが可能と考えられ、今後、具体的な方法の検討を行った上で、基盤の整備等を図っていくこととします。

## あ

I A E A (International Atomic Energy Agency) :

世界の平和、健康及び繁栄のための原子力の貢献を促進、増大することを目的に、国際連合の提唱により、1957年7月に設立された専門機関。開発途上国への技術協力、原子力発電の安全対策など、原子力の平和利用を促進するために必要な支援活動を行うと共に、関係国と保障措置協定を締結し、これによって軍事転用されないように保障措置を実施している。

R I :

放射性同位元素(Radioisotope)のこと。元素のうち原子番号が同じで原子核の質量数の異なるものを同位元素という。同位元素の中で放射性を有するものを放射性同位元素という。

R I 廃棄物 :

放射性同位元素を使用した施設、医療機関や医療検査機関などから発生する、放射性同位元素を含む廃棄物。主な廃棄物は、試験管、注射器、ペーパータオル、手袋などである。法律上は、「放射線障害防止法」、「医療法」、「薬事法」、「臨床検査技師法」により規制を受ける施設より発生した廃棄物を指す。

$\alpha$  (アルファ) 核種 :

$\alpha$ 線(「放射線」を参照)を放出する放射性核種。 $\alpha$ 核種のほとんどが、ウラン及びそれ以上の重さを持つ核種、又はそれらが順次壊れることによってできた核種であり、半減期が長いものが多い。

安定化 :

物理的、化学的性質が安定するようにする処理のことをいう。例えば、液状、粉状の廃棄物をセメントなどの固型化材で固型化するなどの処理をいう。

## い

一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度(例えば50~100m程度)への処分(地下利用に余裕を持った深度への処分) :

一般的な地下利用が行われない深度に放射性廃棄物を埋設処分するもの。跡地居住などの行為において有意な被ばくが生じないことなどから、地下数mでのコンクリートピット処分や素掘り処分よりも高い濃度の廃棄物を安全に処分することができると考えられている。

インベントリ :

在庫量の意味であり、処分場などに存在する放射性廃棄物の量(重量又は体積)、放射性核種の量などの種類別存在量のことをいう。

飲料水基準：

「水道法第4条」及び「水質基準に関する省令」並びに厚生省通達で定められた水道水が備えるべき水質上の要件の総称。省令では健康に関する項目（重金属、細菌など29項目）が定められている。厚生省通達では、健康に関連する物質のうち、将来にわたって水道水の安全性の確保を期することができるよう、水道水として体系的・組織的監視を行うことにより検出状況を把握し、適宜、水道管理に活用するため、「監視項目」（ウラン、亜硝酸性窒素など28項目）及びその指針値が定められている。

う

宇宙からの放射線：

地球外部から地球上に放射される放射線のことを宇宙からの放射線（宇宙線）という。平均的には約300  $\mu$ Sv/年程度の線量になる。

ウラン核種：

質量数の異なるウランの放射性同位体のこと。ウラン濃縮操作を行う前の天然の同位体比（重量比）は、 $^{238}\text{U}$ が約99.3%、 $^{235}\text{U}$ が約0.7%、 $^{234}\text{U}$ が約0.006%である。ウラン廃棄物にはこれらが含まれている。

ウラン燃料加工：

ウラン濃縮の製品である濃縮ウラン（六フッ化ウラン： $\text{UF}_6$ ）を原料として、ウラン燃料を製造すること。原料の $\text{UF}_6$ を酸化物（二酸化ウラン： $\text{UO}_2$ ）に変換する再転換加工工程と、 $\text{UO}_2$ を原料として燃料集合体を製造する成型加工工程がある。

ウラン濃縮：

天然のウランに約0.7重量%の割合で含まれる $^{235}\text{U}$ の割合を増加させること。重量の差を利用して遠心分離機によって濃縮する方法が我が国で実用化されている。

ウラン濃縮度：

濃縮度とは、同位体（同一の元素であるが、質量数の異なるものの集合）から成る元素において、特定の同位体の原子の存在する割合が天然に存在する元素中の値より高められた場合の存在割合をいう。天然のウランは、 $^{234}\text{U}$ 、 $^{235}\text{U}$ 、 $^{238}\text{U}$ の3種の同位体によって成り、このうち、主として核分裂に寄与する $^{235}\text{U}$ の存在割合を天然の存在割合よりも高めたものを濃縮ウランといい、濃縮ウランの全ウラン同位体に占める $^{235}\text{U}$ の存在割合を、ウラン濃縮度という。

え

遠心分離機：

高速で回転する円筒状の機器で、ウラン濃縮に用いられる。 $\text{UF}_6$ ガスを遠心分離機に供給すると、軽い $^{235}\text{U}$ は、円筒の中心部に濃縮される。

## か

介入：

被ばくを低減または回避するか、あるいは被ばくの可能性を低減しようという、人の活動。「介入」の対象は、管理された「行為」の一部でない線源（例えば、過去において行われた規制されていない活動の結果として導入された線源、自然放射線源による長期的な被ばく）や、事故の結果として生じたような管理外の線源への被ばくなどである（「行為」を参照）。

核分裂生成物：

ウランやプルトニウムの核分裂に伴って生じた核種のこと。放射性のものが多く、その半減期は1秒以下のものから数百万年以上に及ぶものまで幅広い。

環境基準：

環境の質がどの程度に保たればよいかを示す目標となる基準。化学物質などの環境中の存在濃度（例えば土中濃度や水中濃度）などの形で与えられる。

緩衝材：

人工バリアの構成要素の1つで、候補材料の一つにペントナイト混合土がある。地下水の浸入と放射性核種の溶出・移行を抑制する機能の他、化学的緩衝性により地下水の水質変化を抑制する機能や物理的な緩衝性が期待されている。

## き

規制除外線量：

被ばく管理の観点から考慮する必要がない低い線量であり、線量評価において算定された線量がこれを下回る場合は、放射線障害防止の観点からの管理を規制除外できるとされている。放射線審議会によって、 $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ がその判断の基準とすべき線量とされている。

吸収線量：

物質に吸収された放射線のエネルギーのこと。グレイ(Gy)という単位で表される。

## く

クリアランスレベル：

これを下回るものについては、放射性物質として扱う必要がないものを区分するレベルのこと。原子力安全委員会において、当該物質に起因する線量が自然界の放射線レベルと比較して十分小さく、また、人の健康に対するリスクが無視できることを要件として、主な原子炉施設から発生するコンクリートや金属に関する具体的な値が算出され取りまとめられている。（「主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて」平成11年3月17日）

研究所等廃棄物：

原子炉等規制法による規制の下で、試験研究炉などを設置した事業所並びに核燃料物質などの使用施設などを設置した事業所から発生する放射性廃棄物。試験研究炉の運転に伴い発生する放射性廃棄物は、原子力発電所から発生する液体や固体の廃棄物と同様なものである。その他は、核燃料物質などを用いた研究活動に伴って発生する雑固体廃棄物が主なものである。

また、試験研究炉の運転、核燃料物質の使用を行っている研究所などにおいては、併せてR I が使用されることも多く、原子炉等規制法及び放射線障害防止法の双方の規制を受ける廃棄物も発生している。

原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation）：

国連に設けられた科学委員会で、自然及び人工の放射線源による影響の国際的な状況に関する報告書を随時提出している。

減衰：

放射性核種が放射線を放出することにより、放射性核種の量が減少すること。

減容：

放射性廃棄物の体積を減少させる操作を減容という。同じようなシステムが採用できる場合は、体積が小さい方が少ない費用で輸送あるいは処分が可能となる。

行為：

放射線防護に関連する記述に用いられる場合、「行為」とは、人の活動（事業、教育、医療、研究など）で、放射線の線源（人工および天然の放射性物質）、被ばく経路、被ばくの範囲を、現状あるものに対して付加的に導入するものをいう。放射性廃棄物の輸送や処分などの活動は、例えば原子力発電という「行為」の結果あるいは一部分であるとされている。

公衆の線量限度：

ICRPが勧告している一般公衆の線量限度は、1mSv/年である。これは、すべての線源からの線量に対する限度であり、単一の線源に対してはこれより小さい値が割り当てられることがある。放射線作業の従事者に対しては、現行法令が基礎としているICRP 1997年勧告では50mSv/年が、その後の1990年勧告では5年間の平均で20mSv/年の線量限度が勧告されている。公衆との違いは、従事期間や年齢構成の違いなどの理由による。

国際放射線防護委員会（ICRP: International Commission on Radiological Protection）：

放射線防護の基本的考え方を勧告することを目的として運営されている国際的な委員会組織。ICRPの勧告は、国際的に権威あるものとされ、各国あるいは国際機

関の放射線防護基準の基本として尊重されている。

コンクリートピット処分：

廃棄物を浅地中処分する一つの形態で、地表を掘削したのち、コンクリート製の箱を設置してその中に廃棄物を定置し、モルタルなどで充填するもの。原子炉等規制法においては、原子炉施設から発生する放射性物質を含む廃棄物を対象として、処分場跡地に居住した場合などを考慮し、浅地中処分が可能な放射性核種の濃度上限値が設定されている。廃棄物の最上部が地下数mの比較的浅い地中処分。

さ

再処理することによって回収された回収ウラン：

ウラン燃料は、原子炉で一定期間使用された後、原子炉から取り出されて新しい燃料と取り替えられる。取り出された燃料を使用済燃料といい、その中には再び燃料として利用できる $^{236}\text{U}$ などが残存しており、これは再処理により回収される。この再処理によって回収されたウランのことを回収ウランという。核分裂生成物などの不純物を除去した一定の品質を満たすものは、再度ウラン濃縮を行ってウラン燃料に加工されることがある。

産業廃棄物：

産業活動に伴って排出される廃棄物で、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律（廃棄物処理法）」で規制されるものをいう。廃棄物処理法では、放射性物質及びこれによって汚染されたものはその適用対象から除外している。

し

自然放射性核種：

人工的な核反応などによって生成されたものではない、天然に存在する放射性核種。天然核種などともいわれる。ウランとその子孫核種、トリウムとその子孫核種、 $^{40}\text{K}$ などがある。

子孫核種：

ある核種が放射線を放出した結果として生成する核種のことを子孫核種という。例えば、 $^{238}\text{U}$ は $\alpha$ 線を放出して $^{234}\text{Th}$ に変わっていく。この場合、 $^{238}\text{U}$ が親核種で、 $^{234}\text{Th}$ が子孫核種である。

シナリオ：

放射性廃棄物の処分などの影響を評価する場合、処分された廃棄物中の放射性核種が体内に取り込まれる状況や廃棄物中の放射性核種からの放射線を受ける状況を想定する必要がある。この場合において想定される状況を総称してシナリオという。線量評価シナリオなどといわれることもある。ありそうないくつかのシナリオを考慮して、ある範囲の状況を包括できるような保守的な想定シナリオによって代表され、地下水移行シナリオ、跡地居住シナリオなどが挙げられる。

Sv (シーベルト) :

人体が放射線を受けた結果生ずる影響に着目した線量の単位。

mSv : ミリシーベルト (0.001シーベルト)

μSv : マイクロシーベルト (0.000001シーベルト)

重金属 :

比較的比重の大きい (比重4又は5以上の) 金属。一部の重金属は、人の健康に影響を与えることがある。

焼却処理 :

作業着、手袋などの可燃性廃棄物を焼却炉で焼却し、廃棄物の重量及び体積を減少させるための処理。焼却処理の結果発生する焼却灰などが二次的な廃棄物として発生する。

除染 (処理) :

放射性物質によって汚染された対象物から放射性物質を除去し、対象物の汚染レベルを下げることを除染といい、そのための処理を除染処理という。

除染係数 :

除染の効率を表す指標であり、除染対象物の放射能が除染前後でどの程度低減するかを示す。除染前の対象物の放射性核種濃度を除染後の対象物の放射性核種濃度で割ることによって求められる。

人為的事象によって生じるシナリオ :

例えば、放射性廃棄物の埋設処分場の跡地で行われる建設活動や、居住によって生じ得る放射線被ばくの状態を想定するシナリオ。汚染土が空中に浮遊した粉じんの吸入や汚染土・廃棄物からの直接放射線、汚染土で栽培された農作物の摂取などによって放射線被ばくが起り得ると想定するシナリオ。

人工バリア :

埋設された廃棄物から生活環境への放射性物質の漏出の防止及び低減を期待して設けられる緩衝材、コンクリートピットなどの人工構築物、廃棄物の固型化材料、及び処分容器。

す

素掘り処分 :

コンクリートピットなどの人工バリアを設けず、素掘りの溝状などの空間に廃棄物を定置して埋設する処分方法。原子炉等規制法においては、原子炉施設から発生するコンクリートなどの放射性廃棄物を対象として処分場跡地の掘り返しや跡地に居住した場合の評価シナリオを考慮し、素掘り処分が可能な放射能濃度上限値が規定されている。廃棄物の最上部が地下数mの比較的浅い地中処分。

スラッジ：

排水中の放射性物質を除去するなどの処理によって発生する廃棄物の形態であり、化学的な沈殿や吸着性の粒子を脱水などの処理によって取り出したもの。

せ

制度的管理：

放射性廃棄物の処分場の閉鎖後に行われる跡地に対する管理で、モニタリングや監視などの能動的活動を伴う能動的な管理と、処分に関する記録の維持管理などの受動的な管理がある。

線量拘束値：

線量限度がすべての線源からの個人の線量を制限する限度という意味を持つのに対し、線量拘束値は特定の線源あるいは行為に関連して設定される限度であり、線量限度を上回ることはない。線量拘束値は、放射線防護の最適化（経済的、社会的要因を考慮して合理的に達成可能な限り線量を低く保つこと）において、制限条件として機能する。すなわち、放射線防護の最適化においては、線量を拘束値以下に保ちつつ、さらにこれを最適化するような方策がとられる。

線量評価：

放射性廃棄物の処分などによって公衆や作業員などが受ける放射線の量を評価すること。放射線を受ける状況を想定したシナリオによって、線量を評価するための計算モデル（計算式）を使用して評価される。計算に使用されるモデルやパラメータはそれぞれ評価モデル、評価パラメータといわれる。

セメント固化：

廃棄物を容器に固型化する方法として、セメントを固型化材料として用いる方法。

浅地中処分：

低レベル放射性廃棄物の処分のうち、地表付近（数十m程度まで）で行われる処分のこと。IAEAの定義によれば、地下数mの素掘りトレンチ処分、コンクリートピット処分、地下数十mの岩洞への処分を含む処分概念である。これに対して、地層処分は、地下数百mより深いところで行う処分概念について用いられている。

た

大地放射線：

自然（あるいは天然）の放射線のうち、大地に含まれる放射性核種から放射される放射線（ $\gamma$ 線）のことを大地放射線という。大地を構成する土や含まれる鉱物成分などによる地域差があるが、我が国では平均約0.32mSv/年程度の線量になる。自然の放射線には、このほか、食事などによって体内に取り込まれた自然に存在する放射性核種からの放射線や宇宙からの放射線（宇宙線）などがある。

## 段階的管理：

長寿命放射性核種を有意に含まない低レベル放射性廃棄物は、時間の経過とともに放射性核種が減衰する。放射線防護上の管理も放射性核種の減衰に伴って軽減化することができ、有意な期間内（300～400年程度）に放射線防護上の管理を必要としない段階に至る。このように段階的に管理を軽減し、最終的には管理を必要としない段階に至るまでの管理を段階的管理という。

## ち

### 地下水移行シナリオ：

地中に埋設された放射性廃棄物と地下水が接触し、地下水中に廃棄物中の放射性核種が溶出などによって移行し、さらにその地下水が地中を移行して河川などの地表水になり、その水を飲用水や家畜の飼育などに利用することによって放射線被ばくが起り得ると想定するシナリオ。

### 地下利用に余裕を持った深度への処分：

「一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば50～100m程度）への処分」を参照。

### 地層処分：

人間の生活環境から十分離れた、数百mより深い安定な地層あるいは岩体中に、適切な人工バリアを構築することにより処分の長期的な安全性を確保する処分方法。

### 超ウラン（TRU:Transuranium）核種を含む放射性廃棄物：

再処理施設及びMOX燃料加工施設から発生する低レベル放射性廃棄物で、ウランより原子番号の大きい人工放射性核種（TRU核種）を含む廃棄物。TRU核種には、 $^{237}\text{Np}$ （半減期：214万年）、 $^{239}\text{Pu}$ （半減期：2万4千年）、 $^{241}\text{Am}$ （半減期：432年）のように半減期が長く、 $\alpha$ 線を放出する放射性核種が多い（「放射線」、「 $\alpha$ 核種」を参照）。

## て

### 定置密度：

放射性廃棄物の浅地中処分などでは、廃棄体を処分場に配置し廃棄体間の空間や上部が埋め戻しなどによって充填される。廃棄体が占める空間のうち、純粹に廃棄体が占める空間の割合を定置密度という。

## と

### 同位体組成：

ウランのように同じ元素でも中性子の数の違いによって異なる質量数の元素がいくつか存在する場合がある。質量数の異なる同種元素を同位体といい、各質量数の同位体の組成割合（原子数あるいは重量の割合）を同位体組成という。

トリウム：

核原料物質（核燃料の原料となる物質）の一つである。トリウム自体は核分裂性ではないが、中性子を吸収して、 $^{233}\text{U}$ という核分裂性の核種が生成する。

は

廃棄体：

放射性廃棄物をドラム缶にセメント固化するなど、安定化処理又は容器封入を行い、最終的に埋設可能な形態にしたもの。

廃棄体の確認行為：

埋設処分される廃棄体の放射性核種濃度などの性質が、法令に定められた基準や安全審査などで決められた条件に適合していることを確認するために行われる行為。

排水基準：

工場などからの化学物質の環境への排出を規制するための基準であり、排水中の濃度の形で与えられる。

パラメータ：

線量評価モデルに代入して線量の評価値を得るのに必要な数値。線量を過小評価することを避けるため、幅のある数値をとり得るものについては保守的に設定されることが多い。

半減期：

放射性核種の量が半分になるまでの時間。半減期は、放射性核種によって定まっており、放射性核種によって、百万分の1秒以下の短いものから、数十億年以上といった長いものまで種々ある。

ひ

被ばく線量：

体外にある放射線源あるいは体内に摂取された放射性物質から個人が受ける放射線の影響に着目した量。Sv（シーベルト）という単位で表される。吸収線量に補正係数をかけて、放射線の影響という観点で共通の尺度を与える量である。

ふ

不確実性：

線量評価のためのシナリオ、モデル、パラメータの設定において、設定可能な範囲が大きいことから生じるあいまいさ。不確実性が大きいと、評価結果の信頼性が低下する。

へ

Bq（ベクレル）：

放射性核種が崩壊して放射線を出す特性の単位。1 Bq は、放射性核種が崩壊する

数が1秒につき1個であるときの量。1 Ci (キュリー) =  $3.7 \times 10^{10}$  Bq

### βγ核種：

β線及びγ線（「放射線」を参照）又はそのいずれかを放出する放射性核種。低レベル放射性廃棄物に含まれる放射性物質の大部分はβγ核種であり、比較的短い半減期を持つ核種が多い。

## ほ

### 崩壊系列：

放射性崩壊（放射線を放出することなどにより他の核種に変換する現象）によって、安定な核種になるまでにいくつかの放射性核種を経る系列のこと。

### 放射化：

物質に中性子が照射されることによって、物質を構成する原子の一部が放射線を放出する性質を持つ原子に変わること。例えば、 $^{60}\text{Co}$ は、 $^{60}\text{Co}$ という安定な原子（同位体）が中性子を1個吸収して放射性の原子（放射性同位体）になったものである。

### 放射線：

不安定な原子核が自然に壊れて別の原子核になるときに放出される高速の粒子又は波長のごく短い電磁波。主にα線、β線、γ線、中性子線からなる。放射線が人体に与える影響や物を透過する能力は、その種類とエネルギーによって異なる。それぞれの放射線を放出する放射性核種をα核種、β核種、γ核種と呼ぶ。

放射線の特性を活用し、非破壊検査、がんの治療、血液検査、滅菌処理、トレーサー利用などで、放射線や放射性物質が利用されている。一方、放射線は、受けた放射線量に応じてがんなどの発生確率が増えるなど、人体への影響を考慮する必要がある。原子力の利用に当たっては、一般公衆及び放射線業務従事者に対する放射線被ばく管理が重要である。

α線：原子核から放出されるヘリウム原子核(陽子2個、中性子2個からなる)。α線は、空気中を数cm程度しか飛ばないため、衣服の表面でα線が吸収され、外部からの放射線の被ばく(外部被ばく)による影響はほとんどない。しかし、α核種の場合、呼吸や食物により体内に摂取し、肺や骨などの組織に沈着などして人体の細胞や組織への影響を及ぼす(内部被ばく)ことによる被ばくの寄与が大きい。このため、主にα線を放出するウランや超ウラン核種(「超ウラン(TRU:Transuranium)核種を含む放射性廃棄物」を参照)については、内部被ばくを避けることが重要である。

β線：原子核から放出される高速の電子。物を透過する能力はα線とγ線の間であり、人体は、外部被ばく、内部被ばくの両方の影響を受ける。β線を放出する核種の場合、放出するβ線のエネルギーが低い $^{14}\text{C}$ や $^3\text{H}$ などは、外部被ばくよりも内部被ばくによる影響を避けることが重要となる。エネルギーの高いβ線を放出する $^{90}\text{Sr}$ などは内部被ばくに加え外部被ばくを避ける

ことも必要となる。

γ線：原子核からα線やβ線が出たあとに残ったエネルギーが電磁波(光の仲間)の形で出てくるもの。物を透過する能力が高く、この放射線を止めるには鉛板や分厚いコンクリート壁を必要とする。外部被ばく、内部被ばくによる人体内への影響があるため、両者を避けることが重要である。

中性子線：原子核から放出される中性子の流れ。電荷を持たない中性子はものを透過しやすく、物質中で原子核をはじき飛ばしたり原子核と反応したりすることにより、人体の細胞や組織へ影響を及ぼす可能性がある。中性子線を止めるには水素原子を多く含む水やプラスチックなどが効果的である。

放射線防護の最適化：

ICRPによって勧告されている放射線防護の基本原則の一つで、個人の被ばく線量を線量限度以内とするのは当然のこととして、なおかつ線量を合理的に可能な限り低く保つこと。

放射平衡：

放射性核種は、α線やβ線などの放射線を放出して別の核種に変わっていく。Aという核種が放射線を放出してBという核種に変わる場合、Aを親核種、Bを子孫核種という。Bも放射性核種である場合は、さらにBが放射線を放出してCという核種に変わるという現象を繰り返す。親核種の半減期が子孫核種の半減期に比べて十分長い場合は、親核種が子孫核種に変わる速度と子孫核種がさらにその子孫核種に変わる速度が釣り合う状態が生じる。この状態を放射平衡といい、親核種の放射性核種量と子孫核種の放射性核種量が等しくなる。

も

MOX (モックス: Mixed Oxide) 燃料加工施設：

ウラン-プルトニウム混合酸化物(MOX)燃料の成型加工施設。施設の運転・解体に伴い、主としてウランやプルトニウムを含む様々な性状の放射性廃棄物が発生する。

モデル：

線量評価を行うための一連の計算式。例えば、ある放射線源からの被ばく線量を評価する場合、単位時間当たりの線量は、線源の強度と線源からの距離などの関数で与えられ、被ばく線量はそれを時間的に積分したものとなる。

ら

ラドン：

ウランの子孫核種の一つで、気体状のもの。気体状であるため、地中から大気中に放散し、吸入による被ばくの原因になる。自然界から受ける被ばく線量の約半分は、地殻から放出されるラドンによる線量であるとされている。

り

リスク：

放射性廃棄物管理の分野において、放射線被ばくによる有害な影響の生じる確率。ある線量の被ばくを受ける確率と、その被ばくによる健康への重大な影響を引き起こす確率との積で表される。

臨界：

$^{235}\text{U}$ などの核分裂性物質の核分裂が持続されるためには、核分裂性物質の濃度、量などがある一定の限界以上である必要がある。この一定の限界に達した状態を臨界という。

# 原子力バックエンド対策専門部会の設置について

平成7年9月12日  
原子力委員会決定

## 1. 目的

今後の原子力開発利用を円滑に進めていくためには、平成6年6月に原子力委員会が定めた「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画」に基づき、社会的理解を得てバックエンド対策を推進していくことが重要であり、原子力開発利用の長期的見通しも背景に据えつつ、バックエンド対策を推進していく具体的な方策について調査審議するため、原子力バックエンド対策専門部会（以下、「専門部会」という。）を設置する。

なお、放射性廃棄物対策専門部会は廃止する。

## 2. 審議事項

- (1) 高レベル放射性廃棄物の処理処分に係る技術的事項
- (2) TRU核種を含む放射性廃棄物の処理処分に關する事項
- (3) ウラン廃棄物の処理処分に關する事項
- (4) RI廃棄物及び研究所等廃棄物の処理処分に關する事項
- (5) 原子力施設の廃止措置に關する事項
- (6) その他、原子力バックエンド対策に關する重要事項

## 3. 構成員

別紙のとおりとする。

## 4. その他

専門部会の下に、必要に応じて、分科会を置くものとする。また、専門部会は、必要に応じ、専門部会構成員以外の者からの意見を聞き、あるいは、報告を受けるものとする。

原子力バックエンド対策専門部会構成員

(第28回以降)

部会長	秋元 勇 巳	三菱マテリアル株式会社取締役会長
	阿部 元 祐	社団法人日本原子力産業会議参与 (第32回まで)
	石樽 顯 吉	埼玉工業大学教授
	石塚 昶 雄	社団法人日本原子力産業会議理事・事務局長 (第33回より)
	一政 満 子	茨城大学教授
	大桃 洋一郎	財団法人環境科学技術研究所専務理事
	岡芳 明	東京大学教授
	川人 武 樹	財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター理事長
	神田 啓 治	京都大学教授
	草間 朋 子	大分県立看護科学大学長
	熊谷 信 昭	大阪大学名誉教授
	小島 圭 二	地圏空間研究所代表
	小西 攻	社団法人日本放送協会考査室主査
	齋藤 仲 三	日本原子力研究所副理事長
	佐々木 史 郎	日本原燃株式会社技術顧問
	小玉 喜三郎	通商産業省工業技術院地質調査所長
	小鈴 篤 之	東京大学教授
	関本 博	東京工業大学教授
	田中 知	東京大学教授
	田中 靖 政	学習院大学教授
徳山 明 之	富士常葉大学長	
鳥井 弘 靖	株式会社日本経済新聞社論説委員	
中神 靖 雄	核燃料サイクル開発機構副理事長	
永倉 正 夫	財団法人電力中央研究所名誉特別顧問	
東藤 邦 夫	京都大学教授	
前岡 淳 介	社団法人日本アイソトープ協会常務理事	
松田 田 肇	電気事業連合会原子力開発対策委員会委員長	
森山 田 美夜子	生活環境評論家 (廃棄物問題とリサイクル)	
山内 裕 文	京都大学教授	
	喜 明	弁護士

開催日

第28回	平成12年	3月 8日 (水)	第33回	平成12年	8月29日 (火)
第29回	平成12年	3月23日 (木)	第34回	平成12年	9月26日 (火)
第30回	平成12年	5月25日 (木)	第35回	平成12年	10月11日 (水)
第31回	平成12年	6月26日 (月)	第36回	平成12年	11月22日 (水)
第32回	平成12年	7月13日 (木)	第37回	平成12年	12月14日 (木)

## ウラン廃棄物分科会の設置について

平成12年3月8日  
原子力バックエンド対策専門部会

### 1. 設置の目的

原子力バックエンド対策専門部会における、ウラン燃料加工施設、ウラン濃縮施設等から発生するウラン廃棄物の処理処分に関する事項の審議に資するため、「ウラン廃棄物分科会」を設置する。

### 2. 分科会の構成員

原子力バックエンド対策専門部会の部会長が、別紙のとおり指名する。

### 3. その他

ウラン廃棄物分科会は、その検討状況を、適宜原子力バックエンド対策専門部会に報告するものとする。

## ウラン廃棄物分科会構成員

(主査)	石 樽 顯 吉	埼玉工業大学先端科学研究所教授
	内 田 滋 夫	放射線医学総合研究所第4研究グループ主任研究官
	片 山 薫	中部電力株式会社原子力管理部企画グループ部長 (第4回まで)
	川 上 泰	財団法人原子力施設アコミッションング研究協会専務理事
	木 村 英 雄	日本原子力研究所東海研究所廃棄物安全評価研究室長
	小佐古 敏 荘	東京大学原子力研究総合センター助教授
	小 室 光 世	筑波大学地球科学系講師
	佐々木 憲 明	核燃料サイクル開発機構環境保全・研究開発センター研究主席
	佐 藤 正 知	北海道大学大学院工学研究科助教授
	田 中 知 修	東京大学大学院工学系研究科教授
	枋 山 隆	東北大学大学院工学研究科助教授
	中 田 正 隆	東京学芸大学教育学部地学科助教授
	西 堀 俊 雄	社団法人新金属協会ウラン廃棄物処分推進会議チアムリーダー
	楡 井 久 次	茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター教授 (第5回より)
	林 義 次	中部電力株式会社原子力管理部企画グループ部長
	平 野 靖史郎	国立環境研究所地域環境研究グループ主任研究官
	平 野 浩	明治学院大学法学部助教授
	松 村 一 弘	日本原燃株式会社企画部長 (第6回より)
	松 本 史 朗	埼玉大学工学部応用化学科教授
	室 井 正 行	三菱マテリアル株式会社原燃サイクル事業センター技術主幹
	森 山 裕 丈	京都大学原子炉実験所教授
	山 田 明 彦	日本原燃株式会社企画部長 (第5回まで)
	山 内 喜 明	弁護士
	山 本 正 史	財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター部長代理

### 開催日

第1回	平成12年	4月 6日 (木)
第2回	平成12年	4月28日 (金)
第3回	平成12年	5月25日 (木)
第4回	平成12年	6月14日 (水)
第5回	平成12年	7月 3日 (月)
第6回	平成12年	7月26日 (水)
第7回	平成12年	8月18日 (金)
第8回	平成12年	8月23日 (水)
第9回	平成12年	9月19日 (火)
第10回	平成12年	11月15日 (水)
第11回	平成12年	12月 5日 (火)