

資源エネルギー庁 御中

**令和２年度原子力の利用状況等に関する調査事業
（多核種除去設備等処理水の処分技術等に関する調査研究）
調査報告書**

2021 年 3 月 31 日

 **株式会社三菱総合研究所**
セーフティ&インダストリー本部

目次

1. はじめに	1
2. トリチウムの生物濃縮に関する論文調査	2
2.1 Andrew Turner ら（2009）に対する調査	3
2.2 Benedict C. Jaeschke ら（2013）に対する調査	5
2.3 S.B. Kim ら（2013）に対する調査	7
2.4 S.B. Kim ら（2015）に対する調査	8
2.5 S.B. Kim ら（2019）に対する調査	10
3. 炭素 14 に係る科学的情報の整理	11
4. トリチウム及び ^{14}C の放出量最新状況の整理	16
5. TMI-2 事故処理に係る NRC 会議体の整理	21
6. トリチウム分離技術の調査	22
7. まとめ	26

図目次

図 3-1	^{14}C の体内モデル	12
図 3-2	グローバルな ^{14}C 循環のコンパートメントモデル	14

表 目 次

表 2-1	調査対象論文	2
表 3-1	^{14}C に係る諸量	11
表 3-2	核燃料サイクル設備からの 放射性核種の単位放出あたりの経口被ばくからの 集団線量の推定.....	13
表 3-3	環境への ^{14}C 1PBq の大気放出または海面放出によるモデル計算結果	15
表 4-1	世界の原子力施設からのトリチウム放出量 (1/3)	16
表 4-2	世界の原子力施設からのトリチウム放出量 (2/3)	17
表 4-3	世界の原子力施設からのトリチウム放出量 (3/3)	18
表 4-4	世界の原子力施設からの ^{14}C 放出量 (1/2)	19
表 4-5	世界の原子力施設からの ^{14}C 放出量 (2/2)	20

1. はじめに

東京電力ホールディングス株式会社の福島第一原子力発電所（以下、「福島第一原発」という。）では、多核種除去設備等によって日々発生する汚染水を浄化処理した水（以下、「多核種除去設備等処理水」という。）をタンクにより大量貯蔵している。

原子力災害対策本部の汚染水処理対策委員会の下に設置したトリチウム水タスクフォースにおいて、平成28年6月、多核種除去設備等処理水の取扱いを決定するための基礎資料として、様々な選択肢（地層注入、海洋放出、水蒸気放出、水素放出、地下埋設）についての技術的な評価が取りまとめられた。

その後、汚染水処理対策委員会の下に「多核種除去設備等処理水の取扱いに関する小委員会」（以下、小委員会）において、トリチウム水タスクフォース報告書で取りまとめた技術的な観点に加え、風評被害など社会的な観点も含めて、総合的な検討を行い、令和2年2月に報告書を取りまとめた。

今後、政府として、小委員会の報告書も踏まえ、地元をはじめとした幅広い関係者の意見を聞きながら、取扱い方法のみならず、併せて講ずるべき風評被害対策についても、検討していく予定となっている。

本事業では、トリチウムを中心とする放射性物質を含む放射性液体廃棄物である福島第一原発の多核種除去設備等処理水の取扱い方法の検討に資するよう、必要な調査・資料作成を行った。

2. トリチウムの生物濃縮に関する論文調査

多核種除去設備等処理水の取扱いについて寄せられる様々な意見の中にはトリチウムの生物濃縮に係る懸念が示されており、そこで引用されていた主な5つの論文について、その要旨を整理するとともに、当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性を分析した。調査対象とした論文は表 2-1 の通りである。

表 2-1 調査対象論文

No.	項目	名称等
1	論文名	Distribution of tritium in estuarine waters: the role of organic matter
	著者名	Andrew Turner, Geoffrey E. Millward, Martin Stemp
	書誌情報	Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009) 890-895
2	論文名	Bioaccumulation of tritiated water in phytoplankton and trophic transfer of organically bound tritium to the blue mussel, <i>Mytilus edulis</i>
	著者名	Benedict C. Jaeschke, Clare Bradshaw
	書誌情報	Journal of Environmental Radioactivity 115 (2013) 28-33
3	論文名	Current understanding of organically bound tritium (OBT) in the environment
	著者名	S.B. Kim, N. Baglan, P.A. Davis
	書誌情報	Journal of Environmental Radioactivity 126 (2013) 83-91
4	論文名	Tritium uptake in rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>): HTO and OBT-spiked feed exposures simultaneously
	著者名	S.B. Kim, C. Shults, M. Stuart, A. Festarini
	書誌情報	Applied Radiation and Isotopes 98 (2015) 96-102
5	論文名	Organically bound tritium (OBT) activity concentrations in surface soil at the Chalk River Laboratories, Canada
	著者名	S.B. Kim, M. Vredlaw, H. Rousselle, F. Farrow, J. Carr, V.Y. Korolevych, M. Stuart
	書誌情報	Journal of Environmental Radioactivity 208-209 (2019) 105999

2.1 Andrew Turner ら（2009）に対する調査

(1) 要旨

「Distribution of tritium in estuarine waters: the role of organic matter」における要旨を下記のとおり整理した。

タマー河口では、原子力施設から放出されたトリチウムが 10Bq/L 未満まで希釈される一方で、堆積物中では 300Bq/kg(dw)の濃度が観測されている¹。水の水素濃度は 100g/L であるため、同位体交換ではこの数字を説明できない。また、堆積物中の水素濃度は最大でも 15g/kg 程度だと見積もっている。

同位体交換の他にトリチウムが蓄積するプロセスとして、天然有機物との交換型あるいは非交換型相互作用があげられるが、十分に解明されているわけではない。そこで本研究では、固相抽出で保持された有機配位子に対するトリチウムの親和性と、浮遊粒子によるトリチウムの吸収について調査する。

実験では、ダート川、プリム川、英仏海峡から採取した水、及び各河川の潮間帯堆積物を用いて、3 種類の実験を行った。

1. 河川水及び海水にトリチウムを添加し、水中の天然疎水性有機物（以下、「HOM」とする。）配位子とトリチウムの結合を検証する実験
2. トリチウムを添加した河川水及び海水に堆積物を溶解し、堆積物によるトリチウム吸着を検証する実験
3. 堆積物に吸着されたトリチウムに海水と酵素を作用させ、吸着されたトリチウムの交換性及び生物アクセス性を検証する実験

上記実験から、以下の結果が得られた。

- HOM への結合は、急速に疎水性トリチウムが形成される段階と、ゆっくりと準平衡に至る段階の 2 段階で進行した。
- 堆積物粒子によるトリチウムの吸着は、急速に吸着される段階と、ゆっくりと準平衡に至る段階の 2 段階で進行した。無有機物堆積物粒子では、吸着率が著しく減少した。また、吸着率は海水中のトリチウムの方が高かった。
- 堆積物粒子が少ないほど、吸着量が増える逆相関が見られた。
- 海水よりも酵素の方が吸着されたトリチウムの交換性が高かった。

また、以下のことが結論付けられた。

- 河川水や海水に添加されたトリチウムは、同位体交換から予想されるよりも遥かに広い範囲で溶存有機物の配位子や河口域の浮遊粒子と相互作用している。相互作用の原因は不明であるが、本研究の結果は主に HTO が放出されている環境中での観察結果と定性的に一致している。

¹ “Radioactivity in the environment. Report for 2001.”, Environment Agency, 2003, Environment Agency, Bristol, 185 pp.

- したがって、トリチウムはトリチウム水としてのみ存在するため際限なく放出するという考え方は慎重に取り扱わなければならない。
- 自然界の水におけるトリチウムの分配性質やそれに係る考え方について、更なる研究が必要である。
- 現時点で IAEA が推奨しているものの、明確に定められた測定に基づかない分配係数及び濃縮係数を採用して問題ないか再考する必要があるかもしれない。

なお、掲載書誌である Journal of Environmental Radioactivity は、1984 年に設立された、環境放射能と放射生態学に関する査読科学雑誌であり、エルゼビア（Elsevier）によって出版されている²。Journal of Environmental Radioactivity は International Union of Radioecology に所属している³。International Union of Radioecology は、放射線生態学者のための独立した非政治的かつ非営利の科学組織であり、IAEA と連携している⁴。具体的には、IAEA の放射線安全のための環境モデリングに関するプロジェクトの枠組みにおいて情報の交換や普及を行うとしている。

また、著者筆頭の Dr. Andrew Turner は、英国 PLYMOUTH 大学の地理学・地球環境科学部の准教授である⁵。

(2) 当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性の分析

当該論文では、生物濃縮に関しては、先行研究を引用しながら、本研究結果から得られるメカニズムに関わらず、生物濃縮の可能性を示唆するものと論じているまでであり、本研究自体では生物濃縮するか否かの実験は行っていない。

多核種除去設備等処理水の取扱いについて寄せられる様々な意見における懸念では生物濃縮を示す論文として言及される事例が見られたが、前述の通り当該論文は環境水中に放出されたトリチウム水の挙動に関する研究であり、生物濃縮が起こる根拠を示す実験を行ったものではない。

² <https://www.journals.elsevier.com/journal-of-environmental-radioactivity/>、2021 年 3 月 31 日閲覧

³ <https://www.iur-uir.org/en/>、2021 年 3 月 31 日閲覧

⁴ https://www.iur-uir.org/upload/About%20IUR/practical-arrangements_iaea_iur.pdf、2021 年 3 月 31 日閲覧

⁵ <https://www.plymouth.ac.uk/staff/andrew-turner/>、2021 年 3 月 31 日閲覧

2.2 Benedict C. Jaeschke ら（2013）に対する調査

(1) 要旨

「Bioaccumulation of tritiated water in phytoplankton and trophic transfer of organically bound tritium to the blue mussel, *Mytilus edulis*」における要旨を下記のとおり整理した。

植物プランクトンであるドナリエラ (*Dunaliella tertiolecta*) 及びノデュラリア (*Nodularia spumigena*) について、対数期と定常期のそれぞれにおいてトリチウム水（以下、「HTO」とする。）に曝露し、有機結合型トリチウム（以下、「OBT」とする。）として蓄積された量を測定した。また、HTO に曝露させ OBT を蓄積させたドナリエラをヨーロッパイガイ (*Mytilus edulis*) に給餌し、ヨーロッパイガイに蓄積した OBT を測定した。

植物プランクトンの HTO 曝露実験では、ドナリエラの方がノデュラリアよりも OBT 濃度が高く、ドナリエラ同士であっても対数期の方が定常期よりも OBT 濃度が高い結果が得られた。また、ノデュラリアでは増殖期の違いによる有意差は見られなかった。これらから、植物プランクトンであっても種によって OBT 蓄積量は異なり、また同じ種であっても増殖期によって OBT 蓄積量が変化するといえる。

ヨーロッパイガイへの給餌実験では、部位によって OBT 濃度が異なること、及びいくつかの部位で給餌回数と OBT 濃度が線形関係にあることが判明した。また、濃縮係数は最大で 0.09（中腸線/飼料）であったが、これは保守的な値である。

実験結果より、以下のことが結論付けられる。

- 環境中の HTO は植物プランクトン内で OBT となる。また、植物プランクトン中の OBT は摂食、消化等を通じた後でも捕食者内で OBT として存在する。
- トリチウムの生体動態や影響を評価するためには単一モデルでは不十分である。
- 給餌回数と捕食者内の OBT 濃度が線形関係にあることは、OBT が生物濃縮する可能性を示唆する。
- トリチウムを吸収する可能性が高い植物プランクトンのブルームの時期と HTO の放出時期の一致を避ける（バイオマスが最も少なくなる冬まで HTO の放出を控える）など、HTO の放出管理において生態学的な視点が推奨される。
- 環境中のトリチウムの挙動と影響を解明することにより、放出を管理する規制をより確実に行うことができる。

なお、掲載書誌については、2.1 節と同様に *Journal of Environmental Radioactivity* である。

また、著者筆頭の Benedict C. Jaeschke は、執筆当初はスウェーデンのストックホルム大学システム生態学部所属であった⁶。

(2) 当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性の分析

当該論文では、試料数は少ないものの、環境中の HTO が植物プランクトン中で OBT を

⁶ <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22863967/>、2021 年 3 月 31 日閲覧

形成し、また捕食者中でも OBT として存在することが実験的に示された。一方、実験に用いられた HTO の放射能濃度が高いため、HTO 濃度と OBT 濃度が非線形関係である場合、低濃度への適用には留意が必要と思われる。

給餌回数と OBT 濃度の比例関係を根拠に生物濃縮の可能性が示唆されているが、実験で得られた濃縮係数が 1 を越えているわけではない。また、捕食者体内で平衡に達する前の数値であるため、本結果から生物濃縮の有無を断言することは難しいと考えられる。

なお、「放射能測定法シリーズ 9 トリチウム分析法」（文部科学省、2002 年改訂）では OBT 測定として燃焼水を用いる手法が示されているが、本研究では試料を直接溶解させていた。

多核種除去設備等処理水の取扱いについて寄せられる様々な意見における懸念では生物濃縮を示す論文として言及される事例が見られたが、本論文では環境中の HTO が植物プランクトン中で OBT を形成し、また捕食者中でも OBT として存在することを実験的に示しているものの、生物濃縮については可能性を示唆するに留まる。なお、本論文については、その実験結果だけでなく、「Conclusions」において「環境中のトリチウムの挙動と影響を解明することにより、放出を管理する規制をより確実に行うことができる」という一文があること、すなわち、生物への蓄積、濃縮の可能性をもってトリチウム水を放出すべきではないという論調になっている訳では無いことにも留意が必要である。

2.3 S.B. Kim ら（2013）に対する調査

(1) 要旨

「Current understanding of organically bound tritium (OBT) in the environment」における要旨を下記のとおり整理した。

環境中の OBT に関して現在得られている知見をまとめることを目的とし、用語の定義、トリチウムの環境動態、環境中のトリチウムの測定手法、環境中の被ばく線量に対する OBT の寄与、調理による OBT への影響について述べている。また、OBT の分析に資する、試料及び分子特性に基づいたトリチウム化有機物の分類を提案している。

本論文では、以下の論文が環境中の OBT が生物に蓄積する事例や、生物濃縮を示唆する研究として取り上げられている。

- “Organically bound tritium (OBT) formation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): HTO and OBT-spiked food exposure experiments.”, Kim, S.B. et al., 2013, Appl. Radiat. Isot. 72, 114-122.
 - 魚類では HTO に曝露されたときよりも OBT を摂取したときの方が、OBT 形成速度が速く、OBT を含む食料を摂取することで魚に生物濃縮する可能性がある。
- “The distribution of tritium in the terrestrial and aquatic environments of the Creys-Malville nuclear power plant (2002-2005).”, Jean-Baptiste, P. et al., 2007, J. Environ. Radioact. 94, 107-118.
 - フランスの原子力発電所の上流と下流の双方において魚、植物及び堆積物に含まれるトリチウム濃度が上昇していた。魚と植物は慢性的にトリチウムに曝露されることにより、OBT を蓄積する可能性があると考えられる。
- “Livre Blanc du Tritium. Annexe 5.”, ASN, 2010.
 - 軟体動物やヒラメ類は、HTO 排出量が最大であった時から 1~2 年程度遅れて、OBT 濃度が最大値を示していた。一方、ラ・アーグの周辺では生物に蓄積していなかった。

なお、掲載書誌については、2.1 節と同様に *Journal of Environmental Radioactivity* である。また、著者筆頭の S.B. Kim は、執筆当初はカナダのチョーク・リバー研究所の原子力科学部門所属であった。

(2) 当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性の分析

当該論文が独自に生物濃縮等について検討しているわけではなく、生物濃縮の可能性について言及している先行研究の提示に留まっている。当該論文は知見のまとめが目的であることから、生物濃縮の存否については、明確な立場を明らかにしておらず、より多くのデータが必要だとしている。したがって、本論文を根拠として生物濃縮が示されたと主張することは難しいと思われる。

2.4 S.B. Kim ら（2015）に対する調査

(1) 要旨

「Tritium uptake in wainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): HTO and OBT-spiked feed exposures simultaneously」における要旨を下記のとおり整理した。

ニジマス (*oncorhynchus mykiss*) に OBT 添加飼料を給餌する場合と、それに加えて同時に HTO に曝露した場合の HTO 濃度及び OBT 濃度を比較した。対照実験としてトリチウムに曝露しないケースも行った。OBT 濃度は筋肉と全臓器（以下、「内臓」とする）に分けて測定し、部位ごとの差を比較した。なお、本研究は 2011 年と 2012 年に行っているが、2009 年に HTO にのみ曝露した実験を、2010 年に OBT 添加給餌のみを行う実験を行った。

実験より、以下の結果が得られた。

- 魚体組織中の HTO 濃度は水中の HTO 濃度と速やかに平衡に達した。
- OBT 摂取速度は、HTO に曝露しているだけの場合よりも、OBT 添加飼料を摂取している場合の方が速かった。一方、OBT 添加飼料を摂取している場合では、HTO への曝露に関係なく、OBT 摂取速度は近い値であった。
- 2010 年と 2012 年の実験では、同様な手法で行ったものの、OBT 濃度が大きく変わった。これは成長速度の違いによると思われる。また、予想に反して本実験では成長速度が遅い個体の方が、OBT 摂取量が多かった。
- 内臓の OBT 濃度は魚肉中の OBT 濃度よりも高い傾向にあった。したがって、全組織に均質に OBT が存在すると仮定することは不適當だと思われる。
- 一定の条件のもとでは、飼料の OBT 濃度よりも飼料を給餌されたニジマス中の OBT 濃度が高くなる結果が得られた。

なお、掲載書誌である *Applied Radiation and Isotopes* は、1993 年に設立された、電離放射線と放射性核種に関する査読科学雑誌であり、エルゼビア (Elsevier) によって出版されている⁷。

また、著者筆頭の S.B. Kim は、執筆当初はカナダのカナダ原子力研究所 (Canadian Nuclear Laboratories) の環境技術部門所属であった。

(2) 当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性の分析

当該論文では、飼料 OBT 濃度と飼育用水 HTO 濃度について複数の値（測定値の幅とノミナル値など）が出現しており、扱いには注意を要すると考えられる。特に飼料 OBT 濃度は基本的に 30kBq/L と示されているが、摂食による予想摂取量の導出には非結合型 OBT 濃度 25kBq/L を用いており、どのような仮定に基づいて導出しているのかは確認できなかった。また、2011 年と 2012 年を比較すると、非結合型 OBT 濃度のノミナル値がそれぞれ 22.0kBq/L 及び 24.2kBq/L であるが、この差に関する言及もなされていない。

⁷ <https://www.journals.elsevier.com/applied-radiation-and-isotopes>、2021 年 3 月 31 日閲覧

なお、本論文中に、2010 年の実験結果は飼料 OBT 濃度よりも魚体 OBT 濃度が高くなったとの結果が得られているとの記述があるが、本論文は 2011 年及び 2012 年に実施した実験に関するものであるため、2010 年の実験結果に関する内容は記載されておらず、詳細は不明である。多核種除去設備等処理水の取扱いについて寄せられる様々な意見における懸念では、この 2010 年の実験結果の部分についての記載を引用し、生物濃縮を示す論文として言及される事例がある。

一方で、本文中では更なる研究が必要だとも述べられている点に留意が必要である。

2.5 S.B. Kim ら（2019）に対する調査

(1) 要旨

「Organically bound tritium (OBT) activity concentrations in surface soil at the Chalk River Laboratories, Canada」における要旨を下記のとおり整理した。

カナダ原子力研究所のチョーク・リバー研究所による 60 年間にわたるトリチウムの大気放出の空間的蓄積を把握するため、2012 年から 2014 年にかけてサイト周辺の土壌における OBT 濃度を測定した。また、測定結果をコンター図として表した。実験結果を分析する上で、大気中のトリチウム濃度及び風や降水に着目した。

実験結果から、以下のことが判明した。

- 土壌中 HTO 濃度は降水による影響を大きく受けると考えられる。
- 土壌中 OBT 濃度のコンター図と風配図には相関が見られる。
- 土壌の含水率及び有機物率が 60%を超えると HTO 濃度が急激に上昇する。
- 土壌の含水率及び有機物率と、OBT 濃度の間には相関は見られなかった。
- 土壌の組成が HTO 濃度及び OBT 濃度を調整する役割を担っている可能性がある。

また、結論として以下を得た。

- 土壌中 OBT 濃度は HTO に曝露した植物の堆積に影響される可能性が高い。
- 土壌中の有機物は堆積した植物に由来することから、土壌表面における OBT の滞留時間は HTO よりも遥かに長くなる。
- 土壌表層の OBT 濃度は過去数年間にわたるトリチウムの沈着を反映している可能性が高い。一方、HTO 濃度はサンプリング直前の事象を反映している。

なお、本研究では含水率と有機物率の影響を調査できなかったため、今後の課題であるとしている。

なお、掲載書誌については、2.1 節と同様に Journal of Environmental Radioactivity である。また、著者筆頭の S.B. Kim は、執筆当初はカナダのカナダ原子力研究所（Canadian Nuclear Laboratories）の環境科学部門所属であった。

(2) 当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性の分析

多核種除去設備等処理水の取扱いについて寄せられる様々な意見における懸念では生物濃縮を示す論文として言及される事例が見られたが、当該論文では植物中の OBT が土壌に移行することが土壌中 OBT 濃度の支配的要因の一つと示唆しているに過ぎず、生物濃縮を示すような内容までは含んでいない。

3. 炭素 14 に係る科学的情報の整理

多核種除去設備等処理水には微量ながらトリチウム以外の核種も含まれている。その中でも炭素 14（以下、「 ^{14}C 」とする。）は長半減期（5730 年）であることもあって、多核種除去設備等処理水の取扱いに関する意見においても環境や人体への影響に係る懸念が示されている。

例えば、「 ^{14}C は長半減期（5730 年）であるため、長く環境に留まり続け、人は被ばくし続ける」、「 ^{14}C は魚や人の体内に長く留まる」、「 ^{14}C は魚や人の体内で濃縮する」等の懸念が示されている。

そこで、本章では、 ^{14}C に係る科学的知見の再整理、特に自然界に存在する ^{14}C の量（及び ALPS 処理水に含まれる ^{14}C の量）、 ^{14}C の環境中の挙動と被ばく、 ^{14}C の生物学的半減期、生物濃縮の有無に係る情報の整理を試みた。

(1) ^{14}C に係る諸量

^{14}C に係る諸量を表 3-1 に示す。

表 3-1 ^{14}C に係る諸量

自然界で生成される ^{14}C の量 (宇宙線によって生成される ^{14}C)	$1.54 \times 10^{15} \text{Bq/yr}$ (1.54PBq/yr) [1]
人工的に生成される ^{14}C の量 ^{※1} (原子力発電所及び再処理施設の和 ^{※2})	$1.47 \times 10^{14} \text{Bq/yr}$ (147TBq/yr) [2]
地球上に存在する ^{14}C の量	$8.51 \times 10^{18} \text{Bq}$ (8510PBq) [3]
大気中に存在する ^{14}C の量	$1.40 \times 10^{17} \text{Bq}$ (140PBq) [3]
ALPS 処理水に含まれる ^{14}C の量 (2020 年 6 月 30 日時点)	$5.23 \times 10^{10} \text{Bq}$ (52.3GBq) ^{※3} [4]

※1：1995～1997 年の平均値

※2：文献 2 のデータを元に内訳を算出すると原子力発電所 $1.12 \times 10^{14} \text{Bq/yr}$ 、再処理施設 $0.37 \times 10^{14} \text{Bq/yr}$ となる（有効数字の都合上、和とは一致しない）

※3：処理水の貯蔵タンク中 ^{14}C 濃度 42.4Bq/L（ ^{14}C の測定済タンク 80 基の平均、2020 年 6 月 30 日時点）及びタンク内処理水の貯蔵量 1233985m^3 (2020 年 10 月 22 日時点)より算出

[1] UNSCEAR, “Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, volume I”, 2000, ANNEX B, Table 4

(p.115).https://www.unscear.org/docs/publications/2000/UNSCEAR_2000_Report_Vol.I.pdf

[2] 文献 1 ANNEX C, Table 43 (p.283).

[3] UNSCEAR, “Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1977 Report to the General Assembly, with annexes”, 1977, p.56.

https://www.unscear.org/docs/publications/1977/UNSCEAR_1977_Report.pdf

[4] TEPCO ウェブサイト「処理水ポータルサイト」

<https://www.tepco.co.jp/decommission/progress/watertreatment/>

(2) ^{14}C の環境中の挙動

UNSCEAR2000 年報告書では、 ^{14}C の環境中の挙動について以下のとおりとされている。

- 大気を介して環境中に放出された ^{14}C は大気、陸域生物圏、海洋、海底堆積物、堆積岩

等に分散する。

- 線量の観点から最も重要なのは、二酸化炭素である。
- ^{14}C の曝露の 99% が、植物に結合した炭素による経口摂取によるもので、残りは空気中の ^{14}C による吸入摂取である。

なお、(1)項で記載したとおり、地球上に存在する ^{14}C の多くは自然界で生成される（宇宙線によって生成される）ものである。

(3) 生物学的半減期

ICRP のモデルでは ^{14}C の生物学的半減期は 40 日（成人）とされている。

^{14}C の体内モデルを図 3-1 に示す⁸。

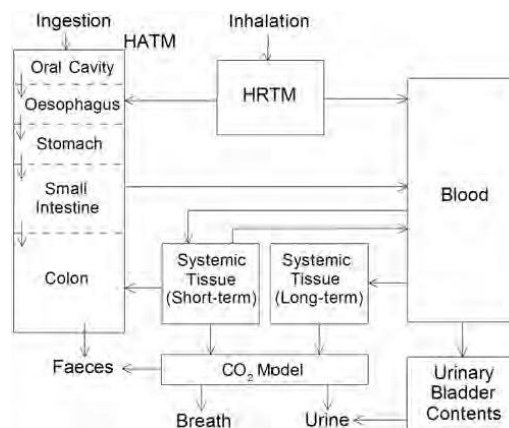


図 3-1 ^{14}C の体内モデル

(4) 生物濃縮

IAEA の TRS422 では、炭素（ ^{14}C だけでなく ^{12}C も含めて）について、魚類と軟体動物の濃縮係数の推奨値として 20,000 を、海洋の堆積物の分配係数の推奨値として 2,000 という数字を示している。ここで注意が必要なのは、この意味するところは、例えば、海水中の炭素濃度と魚類や軟体動物の炭素濃度を比較して、魚類や軟体動物の炭素濃度の方が 20,000 倍高い、ということである（生物は炭素化合物で形成されているため、海水中の炭素濃度よりも生物中の炭素濃度の方が高い）（※）。すなわち、環境中や食物連鎖において $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ の比率が高まる訳では無い（同位体濃縮が起こっている訳では無い）ことに留意が必要である。

※：さらに、IAEA の TRS422 では「生物体内のすべての元素が海水からの直接蓄積によって濃縮されることを意味しないことにも注意すべきである。それは単に、海水、粒子状物質および食物からの取り込みによって得られたかもしれない生物体内の濃度を、それが生息する媒体の濃度に関係させる値である。」と指摘している。

⁸ ICRP Pub134

(5) 地元及び地域の集団線量預託の評価結果

地元及び地域の集団線量預託の評価結果は表 3-2 の通りである。

表 3-2 核燃料サイクル設備からの
放射性核種の単位放出あたりの経口被ばくからの集団線量の推定

Radionuclide	Transfer coefficient P_{2345} (nSv per Bq m ⁻²)	Collective effective dose per unit release (man Sv PBq ⁻¹) ^a		
		Local	Regional	Total
³ H ^b		1.1	1.0	2.1
¹⁴ C ^b		190	80	270
⁵¹ Cr	0.021	0.8	0.4	1.2
⁵⁴ Mn	1.4	56	25	82
⁵⁵ Fe	2.0	79	36	110
⁵⁹ Fe	1.4	54	24	79
⁵⁸ Co	1.6	62	28	89
⁶⁰ Co	9.9	390	180	570
⁶⁵ Zn	14	560	250	810
⁸⁹ Sr	0.078	3.1	1.4	4.5
⁹⁰ Sr	53	2 110	950	3 060
⁹⁵ Zr	0.10	3.8	1.7	5.5
¹²⁴ Sb	2.5	99	45	144
¹³¹ I	4.3	170	76	250
¹³⁴ Cs	38	1 510	680	2 180
¹³⁶ Cs	0.90	36	16	52
¹³⁷ Cs	55	2 160	970	3 140
¹⁴⁰ Ba	0.013	0.5	0.2	0.7
¹⁴¹ Ce	0.050	2.0	0.9	2.9
¹⁴⁴ Ce	0.52	21	9.3	30
²³⁸ Pu	12	460	210	660
²³⁹ Pu	180	6 930	3 120	10 100
²⁴⁰ Pu	180	6 930	3 120	10 100
²⁴¹ Pu	0.19	7.6	3.4	11
²⁴¹ Am	40	1 580	710	2 300
Particulates ^c		570	260	830

^a Population density: local (1-50 km): 400 persons km⁻²; regional (50-200 km) 20 persons km⁻².

^b Doses estimated using specific-activity model.

^c Weighted average for assumed representative composition: 13% each of ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁸⁹Sr, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, and ¹⁴⁰Ba; 0.9% each of ⁵¹Cr, ⁵⁹Fe, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ⁹⁵Zr, ¹²⁴Sb, ¹³⁶Cs, ¹⁴¹Ce, and ¹⁴⁴Ce.

(出所) UNSCEAR「2000 年報告書」(2000 年)

短期間に放出された ¹⁴C からの被ばく線量のほとんどは、放出された年に受ける。¹⁴C による被ばくのほとんどは経口摂取のみから発生する。短期的な ¹⁴C の放出については、¹⁴C が放出された年に収穫され、消費された食物から以外の被ばく経路で重要なものはない。土壌沈着した少量の ¹⁴C が翌年以降に植物に吸収され、ヒトが摂取する可能性はあるが、植物の濃度が低いため、その植物を食べたとしても、放出年の被ばく線量と比較して重要なものではない。

(6) 炭素放出後の集団実効線量の預託評価

¹⁴C は長半減期であり、放出後に長期間を想定して実効線量預託を評価する必要がある、世界の人口を 100 億人と想定して集団実効線量の推定が行われている。¹⁴C の線量評価においてはコンパートメントモデルが採用されている。過去の UNSCEAR レポート及び既存研究の結果を解説するとともに、Titley らのモデル (図 3-2) による推定を行っている。

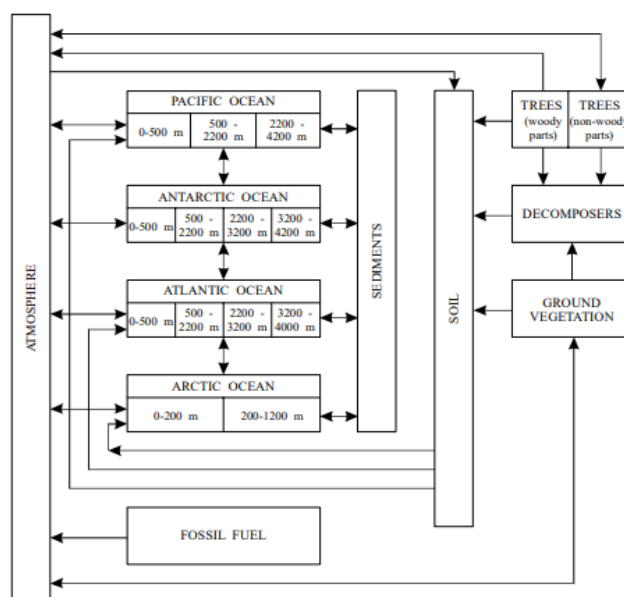


図 3-2 グローバルな ^{14}C 循環のコンパートメントモデル

(出所) UNSCEAR「2000 年報告書」(2000 年)

Titley らのモデルは、 $109,000 \text{ 人} \cdot \text{Sv PBq}^{-1}$ という単位放出あたりの完全な集団実効線量 預託の推定値を提供する。また、 ^{14}C 1PBq を大気放出または海面放出したことによる集団 線量の時間経過を表 3-3 の通り計算している。大気放出では、5 年後に最大値となっ ており $0.038 \mu \text{ Sv/y}$ 、海面放出では、20 年後に最大値となっており $0.0047 \mu \text{ Sv/y}$ が示されてい る。

表 3-3 環境への ^{14}C 1PBq の大気放出または海面放出によるモデル計算結果

Year	Inventory of ¹⁴ C (TBq)		Inventory of stable carbon (10 ¹² g) ground vegetation ^a	Integrated specific activity (Bq g ⁻¹)			Effective dose (μSv)	
	Atmosphere	Ground vegetation		Atmosphere ^b	Ground vegetation ^b	Ground vegetation ^a	Annual dose ^a	Cumulative dose ^a
Release to atmosphere								
1	885	18.6	69 100	0.00059	0.00013	0.00013	0.0076	0.0076
2	712	40.4	69 300	0.0017	0.00056	0.00056	0.024	0.032
5	437	46.4	70 000	0.0039	0.0026	0.0026	0.038	0.13
10	253	28.7	70 900	0.0061	0.0053	0.0052	0.024	0.27
20	137	13.9	71 800	0.0085	0.0081	0.0080	0.011	0.41
50	76.3	7.18	73 200	0.012	0.012	0.012	0.0056	0.61
100	50.0	4.65	74 500	0.017	0.016	0.016	0.0035	0.85
200	33.0	3.05	76 000	0.022	0.022	0.021	0.0023	1.1
500	21.1	1.94	78 500	0.032	0.032	0.030	0.0014	1.6
1 000	16.3	1.50	80 400	0.045	0.045	0.040	0.0011	2.1
2 000	13.7	1.26	82 300	0.064	0.064	0.057	0.00086	3.0
5 000	9.41	0.866	84 400	0.11	0.11	0.095	0.00058	4.9
10 000	5.02	0.462	84 600	0.16	0.16	0.13	0.00031	6.9
20 000	1.43	0.131	83 900	0.20	0.20	0.17	0.000088	8.5
50 000	0.033	0.0030	82 000	0.22	0.22	0.18	0.000002	9.2
Year	Inventory of ¹⁴ C (TBq)		Inventory of stable carbon (10 ¹² g) ground vegetation ^a	Integrated specific activity (Bq g ⁻¹)			Effective dose (μSv)	
	Ocean surface	Ground vegetation		Ocean surface ^b	Ground vegetation ^b	Ground vegetation ^a	Annual dose ^a	Cumulative dose ^a
Release to ocean surface								
1	977	0.124	69 100	0.00047	0.00000	0.000001	0.00005	0.00005
2	914	0.69	69 300	0.0014	0.00001	0.00001	0.00033	0.00050
5	777	3.2	70 000	0.0038	0.00009	0.00009	0.0016	0.0050
10	599	5.6	70 900	0.0071	0.00041	0.00040	0.0035	0.022
20	368	6.3	71 800	0.012	0.0013	0.0012	0.0047	0.067
50	137	4.6	73 200	0.019	0.0036	0.0035	0.0042	0.18
100	81	3.5	74 500	0.024	0.0066	0.0062	0.0031	0.32
200	53	2.6	76 000	0.030	0.011	0.010	0.0023	0.53
500	30	1.8	78 500	0.042	0.021	0.019	0.0016	1.0
1 000	23	1.4	80 400	0.055	0.032	0.029	0.0012	1.5
2 000	19	1.2	82 300	0.075	0.052	0.045	0.0009	2.4
5 000	14	0.90	84 400	0.12	0.098	0.083	0.0007	4.3
10 000	7.0	0.46	84 600	0.17	0.15	0.12	0.0005	6.3
20 000	2.0	0.13	83 900	0.21	0.19	0.16	0.0002	7.9
50 000	0.046	0.0030	82 000	0.24	0.22	0.18	0.00005	8.6

^a Assuming variable inventory of carbon in environment as a result of input from burning of fossil fuels.

^b Assuming fixed inventories of carbon in the environment: 750×10^{15} g (atmosphere); $1,050 \times 10^{15}$ g (Atlantic Ocean surface) and 69×10^{15} g (ground vegetation).

(出所) UNSCEAR 「2000 年報告書」 (2000 年)

4. トリチウム及び ^{14}C の放出量最新状況の整理

世界の原子力施設からのトリチウム（気体、液体）の放出量は、多核種除去設備等処理水の取扱いに関する小委員会報告書でもまとめられているが、本章では、情報の充実化を図るため、トリチウムの放出量に関し、原子力施設を追加するとともに情報を最新年度に更新した。また、併せて ^{14}C （気体、液体）の放出量に係る情報も整理した。

その結果を表 4-1 から表 4-5 に示す。

表 4-1 世界の原子力施設からのトリチウム放出量（1/3）

国	施設名	施設分類	放出量 (Bq)	放出形態	年
英	セラフィールド再処理施設	再処理施設	4.23E+14	液体	2019
英	セラフィールド再処理施設	再処理施設	5.61E+13	気体	2019
英	パークレー原発	GCR or AGR	5.16E+07	液体	2019
英	パークレー原発	GCR or AGR	6.34E+09	気体	2019
英	ブランドウェル原発	GCR or AGR	1.20E+09	液体	2019
英	ブランドウェル原発	GCR or AGR	6.10E+09	気体	2019
英	チャベルクロス原発	GCR or AGR	1.02E+07	液体	2019
英	チャベルクロス原発	GCR or AGR	2.95E+13	気体	2019
英	ダンジネスA原発	GCR or AGR	4.42E+09	液体	2019
英	ダンジネスA原発	GCR or AGR	4.66E+10	気体	2019
英	ダンジネスB原発	GCR or AGR	1.14E+13	液体	2019
英	ダンジネスB原発	GCR or AGR	1.19E+11	気体	2019
英	ハートルプール原発	GCR or AGR	3.33E+14	液体	2019
英	ハートルプール原発	GCR or AGR	7.88E+11	気体	2019
英	ハイシャム1原発	GCR or AGR	2.86E+14	液体	2019
英	ハイシャム1原発	GCR or AGR	9.86E+11	気体	2019
英	ハイシャム2原発	GCR or AGR	3.69E+14	液体	2019
英	ハイシャム2原発	GCR or AGR	2.09E+12	気体	2019
英	ヒンクレーポイントA原発	GCR or AGR	1.08E+09	液体	2019
英	ヒンクレーポイントA原発	GCR or AGR	1.33E+10	気体	2019
英	ヒンクレーポイントB原発	GCR or AGR	2.17E+14	液体	2019
英	ヒンクレーポイントB原発	GCR or AGR	1.57E+12	気体	2019
英	ハンターストンA原発	GCR or AGR	8.60E+07	液体	2019
英	ハンターストンA原発	GCR or AGR	4.83E+08	気体	2019
英	ハンターストンB原発	GCR or AGR	2.11E+13	液体	2019
英	ハンターストンB原発	GCR or AGR	7.59E+11	気体	2019
英	オールドベリー原発	GCR or AGR	7.00E+10	液体	2019
英	オールドベリー原発	GCR or AGR	2.62E+10	気体	2019
英	サイズウェルA原発	GCR or AGR	1.01E+11	液体	2019
英	サイズウェルA原発	GCR or AGR	2.49E+10	気体	2019
英	サイズウェルB原発	PWR	2.80E+13	液体	2019
英	サイズウェルB原発	PWR	3.96E+11	気体	2019
英	トーネス原発	GCR or AGR	3.23E+14	液体	2019
英	トーネス原発	GCR or AGR	1.11E+12	気体	2019
英	トロースフィニッド原発	GCR or AGR	1.11E+09	液体	2019
英	トロースフィニッド原発	GCR or AGR	2.26E+10	気体	2019
英	ウィルファ原発	GCR or AGR	8.56E+10	液体	2019
英	ウィルファ原発	GCR or AGR	9.00E+10	気体	2019

表 4-2 世界の原子力施設からのトリチウム放出量 (2/3)

国	施設名	施設分類	放出量 (Bq)	放出形態	年
仏	ラ・アーグ再処理施設	再処理施設	1.14E+16	液体	2018
仏	ラ・アーグ再処理施設	再処理施設	6.02E+13	気体	2018
仏	トリカスタン原発	PWR	3.47E+13	液体	2018
加	ブルースA原発	CANDU or HWR	1.96E+14	液体	2018
加	ブルースA原発	CANDU or HWR	6.08E+14	気体	2018
加	ブルースB原発	CANDU or HWR	5.60E+14	液体	2018
加	ブルースB原発	CANDU or HWR	3.86E+14	気体	2018
加	ダーリントン原発	CANDU or HWR	2.20E+14	液体	2018
加	ダーリントン原発	CANDU or HWR	2.10E+14	気体	2018
加	ジャンティイ2原発	CANDU or HWR	5.45E+13	液体	2018
加	ジャンティイ2原発	CANDU or HWR	9.17E+13	気体	2018
加	ピッカリング1-4原発	CANDU or HWR	1.40E+14	液体	2018
加	ピッカリング1-4原発	CANDU or HWR	3.00E+14	気体	2018
加	ピッカリング5-8原発	CANDU or HWR	2.80E+14	液体	2018
加	ピッカリング5-8原発	CANDU or HWR	3.20E+14	気体	2018
加	ポイント・ルプロー原発	CANDU or HWR	2.40E+14	液体	2018
加	ポイント・ルプロー原発	CANDU or HWR	1.40E+14	気体	2018
韓	月城原発	CANDU or HWR	2.50E+13	液体	2018
韓	月城原発	CANDU or HWR	1.10E+14	気体	2018
韓	古里原発	PWR	5.00E+13	液体	2018
韓	古里原発	PWR	1.60E+13	気体	2018
独	グンドレミンゲンB-C原発 (B号機は 廃止措置中)	BWR or ABWR	1.E+11	気体	2019
独	グンドレミンゲンB-C原発 (B号機は 廃止措置中)	BWR or ABWR	1.E+12	液体	2019
スロベニア	クルスコ原発	PWR	Bqではなく線量で表記。3.93E-01 μ Sv	気体	2019
スロベニア	クルスコ原発	PWR	1.E+11	液体	2019
羅	チェルナヴォダ原発1号機	CANDU or HWR	1.52E+14	気体	2018
羅	チェルナヴォダ原発1号機	CANDU or HWR	1.40E+14	液体	2018
羅	チェルナヴォダ原発2号機	CANDU or HWR	1.26E+14	気体	2018
羅	チェルナヴォダ原発2号機	CANDU or HWR	3.20E+13	液体	2018
西	アスコー1原発	PWR	2.65E+13	液体	2018
西	アスコー1原発	PWR	5.17E+11	気体	2018
西	アスコー2原発	PWR	4.63E+13	液体	2018
西	アスコー2原発	PWR	6.81E+11	気体	2018
西	コフレンテス原発	BWR or ABWR	8.87E+11	液体	2018
西	コフレンテス原発	BWR or ABWR	7.79E+11	気体	2018
台	第一原発一号機 (金山原発)	BWR or ABWR	1.31E+11	液体	2017
台	第一原発一号機 (金山原発)	BWR or ABWR	1.08E+11	気体	2017
台	第一原発二号機 (金山原発)	BWR or ABWR	1.80E+10	液体	2017
台	第一原発二号機 (金山原発)	BWR or ABWR	1.67E+11	気体	2017
台	第二原発 (国聖原発)	BWR or ABWR	9.69E+10	液体	2015
台	第二原発 (国聖原発)	BWR or ABWR	※一号機5.06E+11,二号機4.83E+12	気体	2015

表 4-3 世界の原子力施設からのトリチウム放出量 (3/3)

国	施設名	施設分類	放出量 (Bq)	放出形態	年
米	スリーマイル2原発	事故炉	5.58E+05	液体	2019
米	スリーマイル2原発	事故炉	2.76E+09	気体	2019
米	ディアブロキャニオン1、2原発	PWR	8.19E+13	液体	2019
米	ディアブロキャニオン1、2原発	PWR	2.71E+12	気体	2019
米	ブランズウィック1、2原発	BWR or ABWR	3.66E+12	液体	2019
米	ブランズウィック1、2原発	BWR or ABWR	6.03E+12	気体	2019
米	グランドガルフ原発	BWR or ABWR	7.73E+11	液体	2019
米	グランドガルフ原発	BWR or ABWR	7.94E+11	気体	2019
中	三門原発	PWR	2.00E+13	液体	2020
中	三門原発	PWR	4.45E+11	気体	2020
中	福清原発	PWR	5.21E+13	液体	2020
中	福清原発	PWR	7.55E+11	気体	2020
中	昌江原発	PWR	1.16E+13	液体	2020
中	昌江原発	PWR	2.58E+11	気体	2020
中	田湾3、4原発	PWR	6.16E+13	液体	2016
中	田湾3、4原発	PWR	6.16E+12	気体	2016
中	海陽1、2原発	PWR	5.00E+13	液体	2020
中	海陽1、2原発	PWR	4.29E+11	気体	2020
日	泊原発	PWR	2.10E+10	液体	2020
日	泊原発	PWR	9.10E+10	気体	2020
日	女川原発	BWR or ABWR	1.90E+08	液体	2020
日	女川原発	BWR or ABWR	1.50E+11	気体	2020
日	柏崎刈羽原発	BWR or ABWR	ND	液体	2020
日	柏崎刈羽原発	BWR or ABWR	2.90E+11	気体	2020
日	福島第二原発	BWR or ABWR	2.90E+09	液体	2020
日	福島第二原発	BWR or ABWR	1.80E+11	気体	2020
日	東海第二原発	BWR or ABWR	4.70E+09	液体	2020
日	東海第二原発	BWR or ABWR	2.70E+09	気体	2020
日	東海原発	GCR or AGR	ND	液体	2020
日	東海原発	GCR or AGR	5.50E+09	気体	2020
日	浜岡原発	BWR or ABWR	6.00E+09	液体	2020
日	浜岡原発	BWR or ABWR	1.20E+11	気体	2020
日	志賀原発	BWR or ABWR	ND	液体	2020
日	志賀原発	BWR or ABWR	2.40E+10	気体	2020
日	敦賀原発	BWR or ABWR	2.40E+11	液体	2020
日	敦賀原発	BWR or ABWR	9.30E+11	気体	2020
日	美浜原発	PWR	8.60E+11	液体	2020
日	美浜原発	PWR	2.20E+12	気体	2020
日	大飯原発	PWR	5.60E+13	液体	2020
日	大飯原発	PWR	5.40E+12	気体	2020
日	高浜原発	PWR	1.30E+13	液体	2020
日	高浜原発	PWR	5.40E+12	気体	2020
日	島根原発	BWR or ABWR	6.40E+09	液体	2020
日	島根原発	BWR or ABWR	4.10E+10	気体	2020
日	伊方原発	PWR	1.60E+13	液体	2020
日	伊方原発	PWR	6.80E+11	気体	2020
日	玄海原発	PWR	5.00E+13	液体	2020
日	玄海原発	PWR	9.20E+11	気体	2020
日	川内原発	PWR	5.50E+13	液体	2020
日	川内原発	PWR	8.30E+11	気体	2020

表 4-4 世界の原子力施設からの ^{14}C 放出量 (1/2)

国	施設名	施設分類	放出量 (Bq)	放出形態	年
英	セラフィールド再処理施設	再処理施設	2.76E+12	液体	2019
英	セラフィールド再処理施設	再処理施設	2.47E+11	気体	2019
英	パークレー原発	GCR or AGR	6.13E+08	気体	2019
英	ブランドウェル原発	GCR or AGR	4.20E+08	気体	2019
英	ダンジネスA原発	GCR or AGR	8.62E+08	気体	2019
英	ダンジネスB原発	GCR or AGR	2.80E+11	気体	2019
英	ハートルプール原発	GCR or AGR	3.01E+12	気体	2019
英	ハイシャム1原発	GCR or AGR	2.17E+12	気体	2019
英	ハイシャム2原発	GCR or AGR	2.09E+12	気体	2019
英	ヒンクレーポイントA原発	GCR or AGR	6.07E+08	気体	2019
英	ヒンクレーポイントB原発	GCR or AGR	1.95E+12	気体	2019
英	ハンターストンA原発	GCR or AGR	6.20E+07	気体	2019
英	ハンターストンB原発	GCR or AGR	3.82E+11	気体	2019
英	オールドベリー原発	GCR or AGR	2.18E+09	気体	2019
英	サイズウェルA原発	GCR or AGR	9.12E+08	気体	2019
英	サイズウェルB原発	PWR	2.58E+11	気体	2019
英	トーネス原発	GCR or AGR	1.36E+12	気体	2019
英	トロースフィニッド原発	GCR or AGR	1.15E+09	気体	2019
英	ウィルファ原発	GCR or AGR	6.90E+08	気体	2019
仏	ラ・アーク再処理施設	再処理施設	1.95E+13	液体	2019
仏	ラ・アーク再処理施設	再処理施設	8.42E+12	気体	2019
仏	トリカスタン原発	PWR	4.06E+10	液体	2019
加	ブルースA原発	CANDU or HWR	9.73E+08	液体	2018
加	ブルースA原発	CANDU or HWR	1.14E+12	気体	2018
加	ブルースB原発	CANDU or HWR	1.38E+09	液体	2018
加	ブルースB原発	CANDU or HWR	1.13E+12	気体	2018
加	ダーリントン原発	CANDU or HWR	1.20E+09	液体	2018
加	ダーリントン原発	CANDU or HWR	8.40E+11	気体	2018
加	ジャンティイ2原発	CANDU or HWR	1.71E+08	液体	2018
加	ジャンティイ2原発	CANDU or HWR	4.63E+10	気体	2018
加	ピッカリング1-4原発	CANDU or HWR	2.30E+12	気体	2018
加	ピッカリング5-8原発	CANDU or HWR	1.10E+09	液体	2018
加	ピッカリング5-8原発	CANDU or HWR	1.40E+12	気体	2018
加	ポイント・ルプロー原発	CANDU or HWR	4.90E+09	液体	2018
加	ポイント・ルプロー原発	CANDU or HWR	3.30E+11	気体	2018
スロベニア	クルスコ原発	PWR	Bqではなく線量で表記。9.30E-02 μSv		2019
羅	チェルナヴォダ原発1号機	CANDU or HWR	1.10E+11	気体	2018
羅	チェルナヴォダ原発2号機	CANDU or HWR	2.67E+11	気体	2018
西	アスコー1原発	PWR	8.76E+10	気体	2018
西	アスコー2原発	PWR	1.17E+11	気体	2018
西	コフレンテス原発	BWR or ABWR	3.10E+11	気体	2018

表 4-5 世界の原子力施設からの ^{14}C 放出量 (2/2)

国	施設名	施設分類	放出量 (Bq)	放出形態	年
米	ディアブロキャニオン1、2原発	PWR	7.36E+11	気体	2019
米	ブランズウィック1、2原発	BWR or ABWR	7.81E+11	気体	2019
米	グランドガルフ原発	BWR or ABWR	6.03E+11	気体	2019
中	三門原発	PWR	1.55E+09	液体	2020
中	三門原発	PWR	3.05E+11	気体	2020
中	福清原発	PWR	7.83E+09	液体	2020
中	福清原発	PWR	2.21E+11	気体	2020
中	昌江原発	PWR	2.30E+09	液体	2020
中	昌江原発	PWR	1.54E+11	気体	2020
中	田湾3、4原発	PWR	6.84E+10	液体	2016
中	田湾3、4原発	PWR	6.84E+11	気体	2016
中	海陽1、2原発	PWR	1.23E+10	液体	2020
中	海陽1、2原発	PWR	3.86E+11	気体	2020

5. TMI-2 事故処理に係る NRC 会議体の整理

1979 年の米国スリーマイルアイランド原子力発電所事故の後、NRC（Nuclear Regulatory Commission）では、「TMI-2 Advisory Panel」と「公聴会」及び「公聴理事会(ASLB)」を設置している。これらの会議体の意図や法的位置づけについて以下のとおり整理した。

■ TMI-2 Advisory Panel

- TMI-2 Advisory Panel は、事故処理に関して様々な情報が飛び交う中で、公開の、統一した議論の場が必要であるとの考えから NRC が設置した会議体である。何らかの意思決定を行う会議体ではなく、NRC に対して助言・相談する組織と位置付けられた。1980 年 11 月に第一回のミーティングが開催され、その後、13 年間にわたって合計 78 回開催された。
- TMI-2 Advisory Panel は、改正された連邦諮問委員会法（FACA）に基づいて NRC によって設立された。この独立した Advisory Panel は、「スリーマイル島地域の住民から意見を得て、ペンシルベニア州政府当局者に施設の浄化計画に関する委員会の決定プロセスに参加する機会を与えることを目的として設立された。パネルは、地元住民からのコメントを検討し、委員会に勧告を行う。」とされた⁹。
- 設置根拠法である改正された連邦諮問委員会法（FACA）では、Advisory Panel の機能は諮問のみであることが明記されている¹⁰。

■ 公聴会及び公聴理事会(ASLB)

- 1988 年 10 月には、汚染水を蒸発させるという GPU 社（TMI-2 の所有者）の提案に対し、NRC の原子力安全・認可委員会パネル（※TMI-2 Advisory Panel とは別の会議体）が行政公聴会を開催した。
- 上記公聴会は、汚染水の蒸発処理に対して「特別に」設置されたものでは無く、NRC の通常の行政手続きの一環であると言える。（※TMI-2 Advisory Panel とは別の会議体）
- また、1989 年 2 月には、NRC の公聴理事会(ASLB)が、汚染水を蒸発させるという GPU 社の提案を全面的に支持する決定を下した。
- ASLB の決定は法的拘束力があり、事業者はこれに従わなければならないと考えられる¹¹。

⁹ https://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/pdf/140326/140326_011.pdf

¹⁰ <https://www.gsa.gov/policy-regulations/policy/federal-advisory-committee-management/legislation-and-regulations/the-federal-advisory-committee-act>

¹¹ <https://www.nrc.gov/about-nrc/regulatory/adjudicatory/aslb-respons.html>

6. トリチウム分離技術の調査

(1) トリチウム分離技術評価の項目の整理

国内外のトリチウム分離技術について、仮に福島第一原発において導入を行おうとする場合、その導入実現性等について評価を行うことが重要となる。ここではこれまでの評価の観点の整理を行った。

2014 年 5 月 25 日に公募された平成 25 年度補正予算「汚染水処理対策技術検証事業」（トリチウム分離技術検証試験事業）の公募段階においては、「分離性能」、「処理能力」、「建設・ランニングコスト」、「建設に要する期間」、「処理量当たりの必要な敷地面積・設備の高さ」が検証にあたっての基本条件として挙げられている。また、当該事業に係る公開成果資料においては、「一日当たり処理量」、「供給水のトリチウム濃度」、「減損側の物量」、「減損側のトリチウム濃度」、「濃縮側の物量」、「濃縮側のトリチウム濃度」、「二次廃棄物量」、「建設コスト」、「運転コスト」、「施設規模」、「建設期間」といった観点で結果がまとめられている。

一方、トリチウム水タスクフォースでは、各処分選択枝の評価項目として「技術的成立性（技術的な実現可能性、技術的成熟度、実績の有無）」、「規制成立性（既存の規制との関係）」、「期間（処分に必要な期間（調査、設計・建設、処分、解体、監視等）」、「コスト（処分に必要なコスト（調査、設計・建設、処分、解体、監視等）」、「規模（処分に必要な面積（陸域・水域）」、「二次廃棄物（二次廃棄物発生の有無、種類と量）」、「作業員被ばく（処分を行うことによる過度な作業員被ばくの発生）」、「付帯条件（その他、制約となりうる条件）」が挙げられている。これらの評価項目は、分離技術に対するものではなく処分技術に対するものであるが、放射性物質を取り扱うという観点では類似していると考えられるため、参考とすることができると考えられる。

また、小委員会の議論を踏まえれば、分離した場合に、減損側、濃縮側のトリチウムを含む水の取扱いも課題になるという指摘についても留意が必要となる。

さらに、廃炉・汚染水対策事業では、福島第一原発の廃炉に係る種々の研究開発が実施されており、その中では福島第一原発への適用性の検討がなされているものも存在する。そこで検討されている現場適用性の観点についても、トリチウム分離技術を評価する観点の参考にすることができると考えられる。

(2) 国内外のトリチウム分離技術の最新動向

国内外のトリチウム分離技術について、2020 年度以降の最新動向を文献や関係者へのヒアリング等により調査を行い、福島第一原発における導入可能性についての情報収集と分析を行った。

調査対象は、汚染水処理対策技術検証事業（トリチウム分離技術検証試験事業）において実施された事業（Kurion, Inc.、Federal State Unitary Enterprise “Radioactive Waste Management Enterprise “RosRAO”、株式会社ササクラ、創イノベーション株式会社、株式会社東芝、株式会社ネクスタイド、国立大学法人北海道大学）およびトリチウム分離技術の開発に取り組んでいると報道された近畿大学、京都大学とした。それぞれの結果を以下に示す。

Kurion, Inc. :

トリチウム分離技術検証試験事業実施時の日本窓口であった株式会社キュリオンジャパンにヒアリングを行ったところ、トリチウム分離技術検証試験事業の終了以降、テスト施設を使用していないとのことであった。一方、処理技術開発の重要な分野であり続けるトリチウム処理機能の開発を続けているとのことであった。具体的には、2020 年は主にトリチウム処理のモデル化に専念したとのことであった。また、リッチランドに構築した分離試験装置は解体していないため、必要に応じて研究を再開することは可能とのことであった。

Federal State Unitary Enterprise “Radioactive Waste Management Enterprise “RosRAO” :

トリチウム分離技術検証試験事業実施時の日本窓口であった株式会社テネックス・ジャパンにヒアリングを行ったところ、トリチウム分離技術検証試験事業の終了以降、研究は継続していないとのことであった。ただ、トリチウム分離技術検証試験事業で構築した分離試験装置は解体しておらず、最低限のメンテナンス・ヘルスチェックは行われているとのことであった。なお、当時、評価委員によって指摘された課題は当時から認識しており、それらの課題をどの様に解決するかのも机上検討を行っているとのことであった。

株式会社ササクラ :

2020 年 3 月の状況から特段の変化はないとのことであった。（参考：2020 年 3 月の状況：トリチウム分離技術検証試験事業の終了以降、分離性能の向上、小型化、コスト低減について 1 年間検討を継続したが、トリチウム分離技術検証試験事業終了時の「実規模での検証が必要」という今後の課題については実施できていないとのことであった）。

創イノベーション株式会社 :

トリチウム分離技術検証試験事業実施以降、継続的に研究開発を続けており、本年度は、1 時間あたり～10L 程度を分離処理することを目指した実験室規模での試験を実施したとのことであった。ここでは、トリチウム分離技術検証試験事業の際に報告された分離性能と同程度（約 50 万 Bq/L のトリチウム水を処理し、減損側の濃度として 1500Bq/L 以下とする）の結果が確認されたとのことであった。今後の計画としては、スケールアップを目指して研究開発を継続するとのことであった。

株式会社東芝 :

トリチウム分離技術検証試験事業の終了以降、研究は継続していないとのことであった。

株式会社ネクスタイド：

インターネット検索にて、「ネクスタイド、トリチウム」のキーワードで検索を行ったが、トリチウム分離技術検証試験事業実施以降の情報を得ることはできなかった。

北海道大学：

2020年3月の状況から特段の変化はないとのことであった。（参考：2020年3月の状況：トリチウム分離技術検証試験事業の終了以降、トリチウム分離技術検証試験事業の終了時に指摘された課題を解決するべく研究開発を継続しており、特許申請等も実施しているとのことであった。なお、規模はトリチウム分離技術検証試験事業時と同様に実験室規模であるとのことであった）。

近畿大学：

近畿大学の2018年6月のプレスリリース¹²では、ベーマイト処理済みのアルミニウム粉末焼結多孔質フィルターを用いてトリチウム分離に成功したとされている。本発表後も、実用化に向けた研究開発はされており、2020年3月時点では、パイロットスケールの設計がほぼ完了した段階であるが、現時点での規模は実験室規模であり、詳しいメカニズム解明も今後の課題であるとのことであった。

2021年2月現在、パイロットスケールでの実験に進む前段階としてベンチスケール試験が計画されている。ベンチスケール試験では、分離システム全体の内、それぞれの要素技術の確認を行っていく予定とのことであった。

京都大学：

京都大学のホームページ（2015年4月23日の記事）¹³では、水素化した酸化マンガンが、水からトリチウムを室温下で効率よく分離する吸収剤として機能することを発見したとされている。確認の結果、本研究は、実質的には株式会社フォワードサイエンスラボラトリが実施しているとのことであった。本発表後も、研究開発は実験室規模での試験が継続されている一方、福島第一原子力発電所の処理水を対象としては検討していないとのことであった。

上記9事例以外での、トリチウム分離に係る2020年度以降の最新の研究動向を把握するため、論文検索エンジンであるGoogle Scholarにて、検索ワード「トリチウム」、期間は「2020年以降」を指定して検索した結果、158件が検索された（2021年3月31日時点）。

その多くは、トリチウムを用いた実験方法やトリチウムの分析方法に係るもの、トリチウムの特性、核融合、等について記述されたものであった。トリチウム分離技術に関連するものとしては2件であり、それぞれ、上述した近畿大学と京都大学（株式会社フォワードサイエンスラボラトリ）に係る記事であった。

¹² 大学プレスセンター ウェブサイト、<https://www.u-presscenter.jp/2018/06/post-39661.html>（2021年3月31日閲覧）

¹³ 京都大学ホームページ、http://www.kyoto-u.ac.jp/ja/research/research_results/2015/150422_1.html（2021年3月31日閲覧）

以上より、一部の研究は継続され、また研究に進展がみられるものの、トリチウム水タスクフォース報告書において「直ちに実用化できる段階にある技術が確認されなかった」と評価された状況から、当該評価を覆すほどの大きな進展はみられていないことが分かった。

7. まとめ

本調査業務では、福島第一原子力発電所の ALPS 処理水の長期的な取扱い方法の決定に向けた今後の検討に資するよう、必要な調査・資料作成を行った。

2 章では、多核種除去設備等処理水の取扱いに関する様々な意見で示されている、トリチウムの生物濃縮に係る懸念について、そこで引用されていた主な 5 つの論文について、その要旨を整理するとともに、当該論文と生物濃縮に係る懸念との関係性を分析した。

3 章では、 ^{14}C に係る科学的情報の整理を行うとともに、4 章では世界の原子力施設におけるトリチウム及び ^{14}C の放出量に係る情報を整理した。また、5 章では、米国スリーマイルアイランド原子力発電所事故の後に NRC が設置した 2 つの会議体について、その意図や法的位置づけについて整理した。

6 章では、国内外のトリチウム分離技術について、トリチウム水タスクフォース報告書で取りまとめられた以降の最新動向を文献や関係者へのヒアリング等により調査を行い、福島第一原発における導入可能性についての情報収集と分析を行い、トリチウム水タスクフォース報告書において「直ちに実用化できる段階にある技術が確認されなかった」と評価された状況から、当該評価を覆すほどの大きな進展はみられていないことが明らかになった。

これらの成果は、福島第一原子力発電所の ALPS 処理水の長期的な取扱い方法の決定に向けた今後の検討の参考とすることが可能である。

令和2年度原子力の利用状況等に関する調査事業

(多核種除去設備等処理水の処分技術等に関する調査研究)

2021年3月

株式会社三菱総合研究所
セーフティ&インダストリー本部

二次利用未承諾リスト

報告書の題名：令和2年度原子力の利用状況等に関する調査事業（多核種除去設備等処理水の処分技術等に関する調査研究）調査報告書

委託事業名：令和2年度原子力の利用状況等に関する調査事業（多核種除去設備等処理水の処分技術等に関する調査研究）

受注事業者名：株式会社三菱総合研究所

頁	図表番号	タイトル
12	図3-1	14Cの体内モデル
13	表3-2	核燃料サイクル設備からの放射性核種の単位放出あたりの経口被ばくからの集団線量の推定
14	図3-2	グローバルな14C循環のコンパートメントモデル
15	表3-3	環境への14C 1PBqの大気放出または海面放出によるモデル計算結果