

ALPS処理水の海洋放出の影響評価と課題 -海洋拡散評価・被ばく線量評価-

日本学術会議
総合工学委員会原子力安全に関する分科会
原発事故の環境影響に関する検討小委員会（第26期）

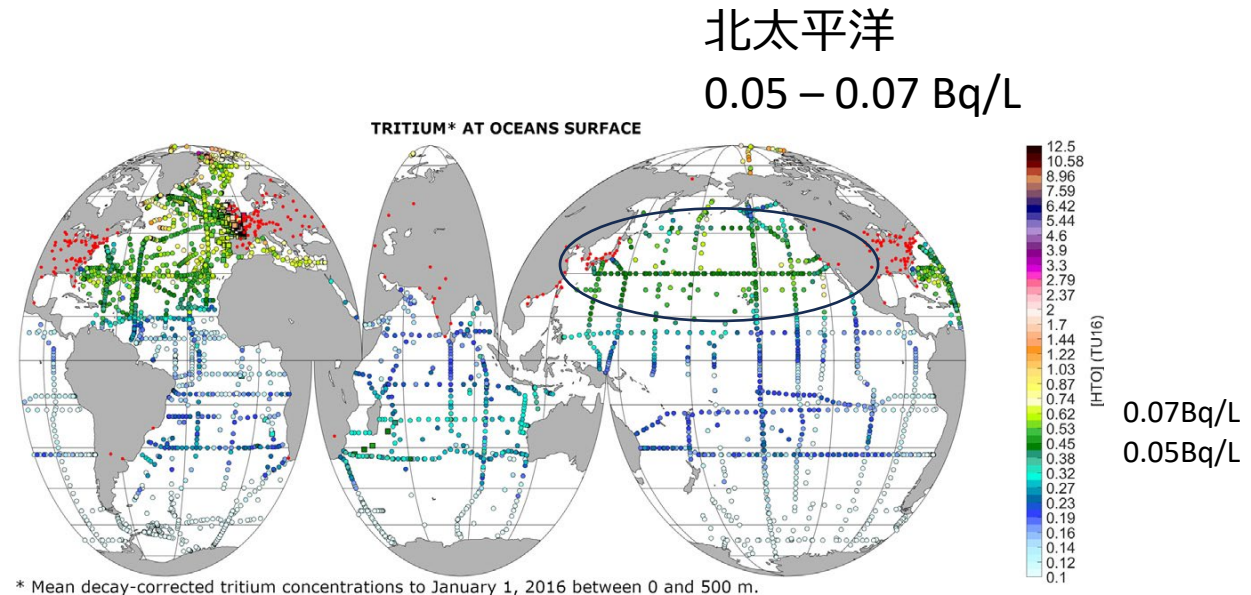
津旨大輔
筑波大学
放射線・アイソトープ地球システム研究センター

2026年1月19日
原子力総合シンポジウム

海洋への供給過程とバックグラウンド濃度

トリチウム

- **特性**：半減期12.3年の純 β 放出核種。天然起源・人為起源ともに全球に存在 (Oms et al., 2017)
- **人為起源（過去）**
 - 大気圏核実験（1950–60年代）由来：約113E Bq(113×10^{18} Bq)が海洋へ沈着
 - 2016年時点の残存量：3.4 EBq (3.4×10^{18} Bq)（天然起源推定1 EBqより多い）
- **天然起源（現在）**
 - 宇宙線生成：92 PBq/年 → 最終的に海洋へ供給
- **原子力施設からの放出**
 - 1998–2002年平均：16 PBq/年
 - 2017年：Slovakia Bohunice発電所で10 PBq/年
- **海洋バックグラウンド濃度（2016年）**
 - 北極海：0.12 Bq/L
 - 北太平洋（30–45°N）：0.05–0.07 Bq/L
 - 南大洋：0.006 Bq/L
- **福島第一原発（1F NPP）事故影響**
 - 事故後（2011年, 表層）：0.09–0.15 Bq/L
 - 最大総放出量：0.5 PBq (Takahata et al., 2017)
 - 現在も敷地または近傍域から地下水・雨水経由で継続的に海洋へ流出



2016年1月1日に半減期補正した水深0-500mのトリチウム濃度 (Oms et al., 2017)

1TU = 0.118Bq/L

ALPS処理水の放出

トリチウム

- 放出濃度は、告示濃度60,000 Bq/Lの40分の1の1,500 Bq/L以下
- 年間総放出量の管理値：22兆Bq/年
 - 福島第一原発の事故前「放出管理目標」

トリチウム以外の核種（29核種）

- タンク毎に組成差あり（例：K1 tank）
- 告示濃度比総和 < 1 を満たすようALPSで除去
- 各核種濃度は告示濃度を十分下回る
- トリチウムの放出濃度1,500 Bq/L以下とするため、100-1,000倍に希釈

(東京電力HD, 2023)

核種毎の年間放出率とIAEAのデータベース（DIRATA）における最大年間放出率の比較

核種	年間放出率 (K1 タンク群の例) (Bq/year)	最大年間放出率 (Bq/year)	サイト	国	年
H-3	2.2E+13	1.0E+22	Bohunice	Slovakia	2017
C-14	2.4E+09	1.2E+13	Sellafield	UK	1995
Mn-54	1.3E+04	2.5E+12	Winfrith	UK	1984
Fe-55	3.3E+08	3.1E+13	Winfrith	UK	1980
Co-60	3.5E+07	2.2E+13	Winfrith	UK	1980
Ni-63	3.3E+08	3.2E+12	Sellafield	UK	1988
Se-79	2.4E+08				
Sr-90	3.0E+07	6.0E+14	Sellafield	UK	1978
Y-90	3.0E+07	1.2E+12	Hinkley Point	UK	1976
Tc-99	1.1E+08	1.9E+14	Sellafield	UK	1995
Ru-106	6.6E+06	1.6E+15	Sellafield	UK	1956
Sb-125	1.4E+07	1.8E+14	Cap de la Hague	France	1987
Te-125m	1.4E+07	2.3E+11	Hinkley Point	UK	1969
I-129	3.3E+08	1.8E+12	Cap de la Hague	France	1997
Cs-134	1.2E+06	1.1E+15	Sellafield	UK	1975
Cs-137	5.8E+07	5.3E+15	Sellafield	UK	1975
Ce-144	8.3E+04	6.4E+14	Sellafield	UK	1971
Pm-147	7.1E+06	8.6E+13	Sellafield	UK	1980
Sm-151	1.4E+05				
Eu-154	1.2E+06	3.8E+13	Sellafield	UK	1978
Eu-155	2.4E+06	7.8E+12	Sellafield	UK	1978
U-234	9.9E+04	1.6E+11	Sellafield	UK	1973
U-238	9.9E+04	1.2E+12	Sellafield	UK	1973
Np-237	9.9E+04	1.2E+13	Sellafield	UK	1978
Pu-238	9.4E+04	1.6E+11	Sellafield	UK	1973
Pu-239	9.9E+04	5.4E+13	Sellafield	UK	1973
Pu-240	9.9E+04	2.1E+05	Ringhals	Sweden	2008
Pu-241	3.5E+06	9.8E+15	Sellafield	UK	1977
Am-241	9.7E+04	1.2E+14	Sellafield	UK	1974
Cm-244	8.0E+04	2.6E+09	Cap de la Hague	France	2006

ALPS処理水放出前の影響評価

海洋モデル（ROMS）：(Tsumune et al., 2024)

- ・ 広域：水平解像度 約1 km
- ・ 発電所近傍：200 m 高解像度化

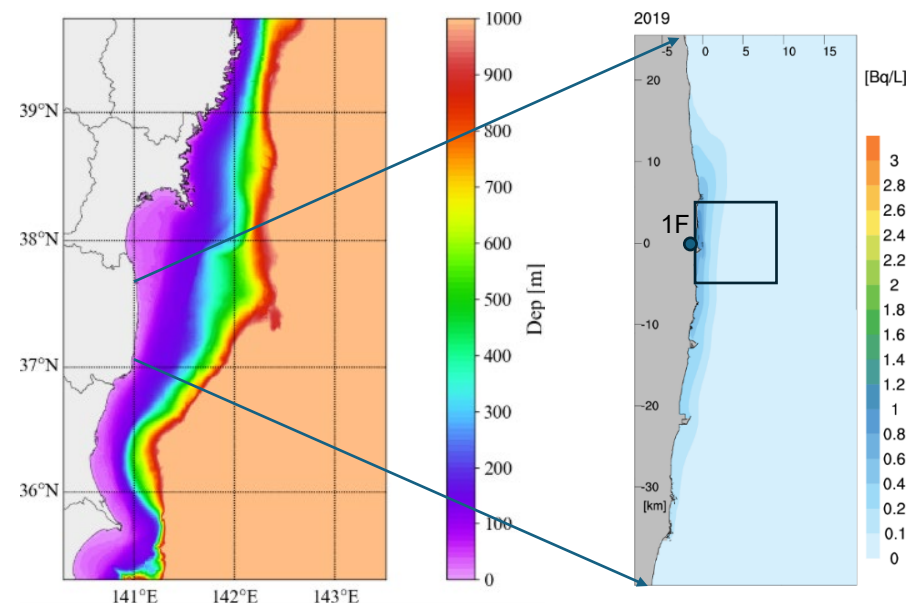
放出条件：

- ・ 放出口：沖合1 km
- ・ トリチウム放出率：22 兆Bq/年

気象場：2019年の実データを使用

モデルの妥当性：(Tsumune et al., 2020;2024)

- ・ 日々の濃度は沿岸流（3–4日周期）や中規模渦により時空間変動が大きい
- ・ 日単位予測は困難だが、年平均濃度は予測可能
- ・ 1F事故起源 ^{137}Cs の再現計算より、モデルの妥当性を検証
- ・ 年平均濃度分布の年々変動は小さい。2019年の実データによる結果は、将来の結果と大きな違いはない。



ALPS処理水放出前の影響評価

評価結果（年平均）

- 北太平洋バックグラウンド濃度（2011年）：
約0.05 – 0.07 Bq/L
- 0.1 Bq/L以上をALPS処理水の影響範囲と定義
→ 影響は福島県内沿岸に限定
- 10 km × 10 km海域の30核種の年平均濃度：
 - IAEA MARIS databaseの観測最大値と比べ著しく低い
 - 一部核種は環境中でほぼ未検出
 - 1 F 事故前の海水中濃度
 - ^{14}C : 6.0×10^{-3} Bq/L (Povinec et al., 2017)
 - ^{129}I : 1.0×10^{-8} Bq/L (Casacuberta et al., 2017)
- ALPS処理水放出後、
 - トリチウム以外の放射性核種の濃度は極めて低い
 - 環境中での蓄積は想定されない

核種毎の年間平均濃度とIAEAのデータベース (MARIS)における最大濃度の比較

ALPS処理水の 影響		MARIS database			1F事故の影響		
核種	平均濃度 (10km x 10km 海域) (Bq/L)	最大濃度 (Bq/L)	緯度	経度	観測日	最大濃度 (Bq/L)	観測日
H-3	5.6E-02	7.0E+03	49.66	-1.96	2010/10/10		
C-14	6.0E-06	5.4E-04	33.10	-139.57	1973/8/30		
Mn-54	3.4E-11						
Fe-55	8.4E-07						
Co-60	8.8E-08	5.1E-02	49.71	-1.95	1991/2/15	5.9E+04	2011/3/25
Ni-63	8.4E-07						
Se-79	6.0E-07						
Sr-90	7.6E-08	1.9E-01	46.55	31.40	1988/7/25	8.5E+05	2012/3/26
Y-90	7.6E-08						
Tc-99	2.8E-07	3.3E+00	54.41	-3.57	1995/12/15		
Ru-106	1.7E-08	7.5E+00	54.40	-3.53	1983/5/4	3.7E+05	2011/3/23
Sb-125	3.4E-08	7.4E-01	49.65	-1.94	1983/5/3	1.5E+04	2012/3/26
Te-125m	3.4E-08						
I-129	8.4E-07	7.0E-05	58.31	10.72	2007/7/15		
Cs-134	3.0E-09	5.3E+01	54.43	-3.59	1974/11/21	6.7E+07	2011/4/7
Cs-137	1.5E-07	2.0E+02	54.43	-3.59	1974/11/21	6.8E+07	2011/4/7
Ce-144	2.1E-10	2.4E-02	59.03	21.08	1987/8/27		
Pm-147	1.8E-08						
Sm-151	3.4E-10						
Eu-154	3.1E-09						
Eu-155	6.0E-09						
U-234	2.5E-10	4.2E-02	34.27	35.65	2009/7/1		
U-238	2.5E-10	6.0E-02	22.32	91.83	1995/1/15		
Np-237	2.5E-10	1.0E-06	56.67	12.00	2008/6/15		
Pu-238	2.4E-10	1.2E+00	38.15	9.12	2004/6/24		
Pu-239	2.5E-10	1.8E-06	56.67	12.00	2008/6/15		
Pu-240	2.5E-10	1.2E-06	56.67	12.00	2008/6/15		
Pu-241	8.8E-09	2.6E-04	41.33	11.50	1975/9/21		
Am-241	2.5E-10	7.6E+00	35.78	-4.80	1999/12/15		
Cm-244	2.0E-10	9.0E-07	55.42	10.95	1994/5/19		

(東京電力HD, 2023)

被ばく線量評価

評価指針：IAEAとICRP ガイドラインに準拠 (IAEA, 2014;2018a; 2018b; ICRP, 2007; 2021)

評価手法：

- 全30核種を海水と同挙動と仮定し、トリチウム濃度を基準に放出率比例で評価
 - 近傍海域でバックグラウンドを上回る時間は非常に短い

被ばく線量評価結果

- 外部+内部被ばく（30核種合算）で 10^{-5} mSv/年オーダー
 - 日本人の自然放射線被ばく：約2.1 mSv/年と比べて、非常に小さい
 - 標準動植物に対する影響も非常に小さい
 - トリチウムより $^{14}\text{C} \cdot ^{129}\text{I}$ の寄与が相対的に大
- 六ヶ所再処理工場からの排液の放出との比較

- 被ばく線量評価：約 2.2×10^{-2} mSv/年
- 公衆線量限度（1 mSv/年）を大きく下回り、国の安全審査で確認済

放出期間に関する考え方

- 放出率を低く抑えているため 30年以上の放出期間が必要と予測
- リスク低減の観点から、合理的範囲での年間放出量増加による期間短縮も検討余地あり

(東京電力HD, 2023)

被ばく線量評価結果（東京電力HD, 2023）

評価 ケース	ソース ターム	タンク群毎のソースターム					
		K4 タンク群		J1-C タンク群		J1-G タンク群	
	海産物 摂取量	平均的	多い	平均的	多い	平均的	多い
外部被ばく (mSv/年)	海水面	7.6E-10		2.3E-10		4.8E-10	
	船体	7.2E-10		2.2E-10		4.6E-10	
	遊泳中	5.2E-10		1.6E-10		3.2E-10	
	海浜砂	9.1E-07		2.7E-07		5.6E-07	
	漁網	1.8E-07		5.3E-08		1.1E-07	
内部被ばく (mSv/年)	飲水	3.3E-07		3.1E-07		3.1E-07	
	しぶき 吸入	9.1E-08		1.9E-07		3.8E-07	
	海産物 摂取	4.7E-06	2.0E-05	1.0E-06	4.5E-06	2.1E-06	9.0E-06
合計 (mSv/年)		6E-06	2E-05	2E-06	5E-06	3E-06	1E-05

被ばく線量評価結果（海産物摂取）（東京電力HD, 2023）

核種	K4 タンク群	J1-C タンク群	J1-G タンク群
トリチウム(H-3)	3.2E-08	3.2E-08	3.2E-08
放射性炭素 14(C-14)	1.4E-06	3.8E-07	1.0E-06
放射性ヨウ素 129(I-129)	2.7E-06	3.6E-07	3.0E-07

国内外の防護基準との比較

IAEAによる報告書レビュー (IAEA, 2022;2023)

- **濃度評価**
 - 東京電力HDの海洋中濃度予測は、**検証されたモデルと妥当な入力条件に基づいており、手法・前提ともに適切**と評価
 - 放出による濃度上昇は**極めて小さく**、放射線影響は**無視できる水準**
- **モニタリングに関する勧告**
 - 放出後も**継続的な海洋モニタリング**を実施し、実測値と予測値の比較により**モデル検証・必要な補正**を行う体制を推奨
- **堆積物への長期影響**
 - 液相-固相間が**平衡状態**にあるとする保守的仮定により、長期放出でも**海水・堆積物中濃度が増加し続けない**との説明を**妥当**と判断
- **被ばく線量評価**
 - 被ばく線量評価は**国際的に整合した手法と妥当な条件**で実施
 - 年間実効線量は**公衆線量限度（1 mSv/年）を大幅に下回る**
 - **人および環境生物への放射線影響は無視できると結論**

国際ガイドラインとの整合性

- 評価手法は**IAEA安全基準** および **ICRP勧告** に準拠 (IAEA, 2014;2018a; 2018b; ICRP, 2007; 2021)
- **IAEA GSG-8**
 - 「代表的個人（Representative Person）」の年間実効線量を評価
 - **1 mSv/年を十分に下回る**ことを確認
- **IAEA GSR Part 3**
 - 放射線源管理と環境影響評価の一般要求事項に準拠
- **ICRP Publication 103**
 - 最も被ばくの**高い可能性のある集団**を保守的に想定する評価手法
- **IAEA GSG-10**
 - 環境放射線防護評価を実施
 - 標準動植物の線量は**ICRP DCRLs**（導出考慮参考レベル）を十分に下回る

影響評価における不確実性

影響評価における不確実性

- 人の被ばく線量評価結果： 1.0×10^{-5} mSv/年
- 多くの**保守的（過大評価側）**仮定を含む
- **公衆線量限度 1 mSv/年 と比べ桁違いに小さく、不確実性を考慮しても無視できるレベル**

核種・集団に関する留意点

- ^{32}P 、 ^{33}P 、 ^{45}Ca 、 ^{89}Sr が存在する場合：
 - **胎児・乳児の内部被ばく評価への配慮が必要**
 - 現時点では**存在可能性は低い**
- 現行の評価手法について
 - IAEAやICRPから**異論は示されていない**

トリチウム影響評価の不確実性

- 化学形態の多様性 → **細胞内で不均一分布**
- γ 線・X線より**生物学的効果比（RBE）が高い可能性**
- ただし低線量率条件では
 - 動物実験（ ≤ 3.6 mGy/日）で**発がん率差なし**
 - 人の疫学研究でも**有意差なし**
- よって**放射線加重係数の変更は不要**と判断
- 一方で
 - **WHO基準近傍の個別リスク評価ではRBEの高さを不確実性として考慮する余地あり**
- 化学形態ごとにRBEが異なるため、**低線量・低線量率研究の継続が必要**

生体内挙動と濃縮性

- トリチウムは
 - 体内水分の代謝が速く、
 - 有機結合型トリチウム（OBT）も最終的に分解
- **有害金属のような生態系濃縮は観察されない**
- ただし
 - OBT分解が遅いため、見かけ上の生物濃縮（非平衡）が起こりうる
- 他核種でも同様の現象あり → **環境中循環メカニズムの解明が重要**

生物影響評価手法の課題

- 現時点ではICRP・IAEA手法の適用が妥当
- 第一段階評価は**安全側に大きく保守的**
- その条件下でもDCRLs（導出考慮参考レベル）を**十分下回る**
- **今後の課題**
 - **放射性核種移行の理解深化**
 - **生物形状・被ばく状況を反映したモデル高度化**

学術論文による評価

科学的知見に基づく肯定的評価

- **トリチウム特性** (Akata et al., 2024; Tani et al., 2023)
 - 生物濃縮は起こらないとの報告が複数
 - 生態系・人体への**累積的影響は低い**
- **モデル評価結果** (Bezhenar et al., 2021; Maderich et al., 2024)
 - 年間被ばく線量は **1 mSv/年を大幅に下回る**
- **長期影響 (30年以上)** (Smith et al., 2023)
 - トリチウムの核種崩壊による将来的な希釈率低下を考慮しても**被ばく線量は小さい**
- **国際比較** (Smith et al., 2023)
 - 欧州再処理施設からの排液の影響と比べても、福島第一原発 (1F) からの影響は小さい
- **モニタリング実績** (Kaizer et al., 2024)
 - 基準超過の濃度は観測されていない

慎重・否定的立場の主張とその評価

- **海洋拡散シミュレーション** (Zhao et al., 2021; Wang et al., 2024)
 - 東シナ海への影響可能性を指摘する研究あり
 - ただし示された濃度は**バックグラウンド (約 0.05 Bq/L) より数桁低く、実質的に検出不能** → 影響範囲を過大評価
- **明確な誤りを含む論文** (Liu et al., 2025)
 - トリチウムに対する¹³⁷Cs比率を過大に誤認し、「破滅的リスク」を主張する研究もあるが、**科学的に不正確**
 - **反論ペーパー** (Anderson et al., 2025)により、**リスクが低いことを主張**

社会的・国際的・法的視点からの指摘

- **社会的受容性** (Mabon and Kawabe, 2022)
 - 漁業者など地域ステークホルダーを**意思決定にどう組み込むかが重要**
- **国際協力の必要性** (An et al., 2024; Lu et al., 2021)
 - 越境環境影響評価の共同実施
 - 第三者評価、統合的国際モニタリング、国際共同研究の提案
- **法的枠組み** (Wang et al., 2022)
 - 国境を越える放射性物質リスクへの**現行制度の有効性検証と改善の必要性**

総合的考察 (結論)

- 科学的リスク評価は**ALPS処理水の影響が極めて小さいことを一貫して示す**
- **しかしそれだけでは不十分で、社会的受容性・国際的信頼の確保が不可欠**
- **今後は**
 - 科学的根拠に基づく正確な評価
 - 不正確・過度に悲観的な仮定の排除
 - 地域住民・国際社会との**透明で継続的な対話**を両立する**包括的アプローチ**が必要

モニタリングによる海洋拡散シミュレーションの検証

検証の位置づけ

- 放出前評価に用いた海洋拡散シミュレーションを、**放出後のモニタリングデータで検証することが重要**
- シミュレーションは、**福島第一原子力発電所事故起源 ^{137}Cs の年平均濃度再現**により既に妥当性が確認済
- 単発観測（スナップショット）との比較は困難で、放出期間を通じた平均値との比較が必要**

現状のモニタリングにおける主な課題

- 時間分解能の不足**
 - 最も高頻度な東京電力HDのモニタリングでも精密分析は**週1回程度**
 - 時間変動が大きく、**平均値算出が困難**
→ 放出口近傍での**高頻度観測**が望まれる
- 検出下限の制約**
 - 精密分析でも検出下限は**約0.04 Bq/L**
 - ND（不検出）が多く、**平均値評価が困難**
→ **バックグラウンド濃度を安定測定**できる検出下限が必要
- 観測点配置の問題**
 - 現在の測点は**放出口中心の配置ではない**
 - 卓越する**南北方向沿岸流**を考慮し、放出口の**南北に重点配置**することが望ましい

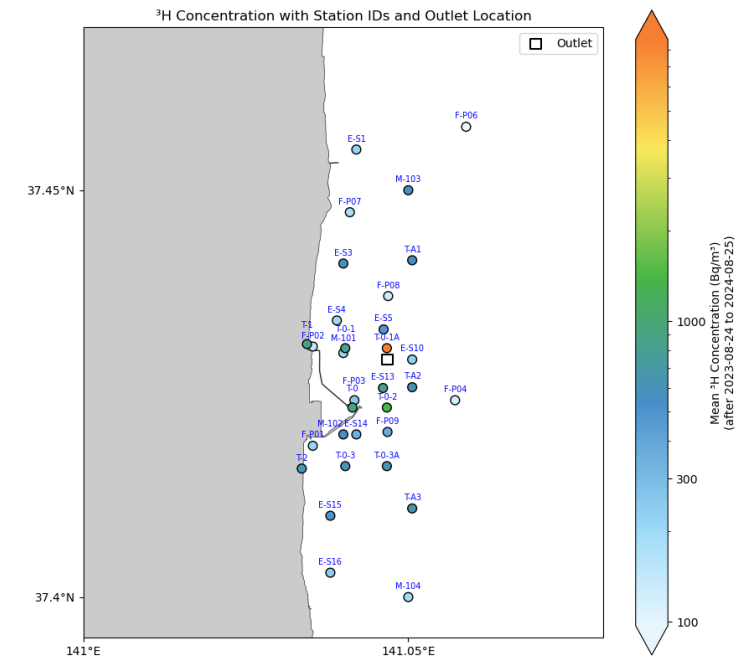
バックグラウンド濃度と継続流出の影響

- ^{137}Cs は現在も敷地・周辺からの**継続流出**が確認されており、**トリチウムも同様の影響を受けている可能性**

→ **ALPS処理水由来の影響を正確に評価するには、既存の継続流出メカニズムを定量化**する必要

複数機関の連携による統合的評価

M:原子力規制庁
E:環境省
F:福島県
T:東京電力HD



モニタリング位置と放出後1年の平均濃度

見解1 | 放出核種と影響の量的評価

- 主核種であるトリチウム (^3H) は海流により速やかに拡散し、放出口から数十kmで自然バックグラウンドレベルに希釈
- 水 (H_2O) と同様の挙動を示し、**生物濃縮はほぼ起こらない**ため、海産物への蓄積リスクは極めて低い
- トリチウム以外の長半減期核種は、ALPS処理により告示濃度比の合計が1未満となる水準まで低減し、さらに**数百倍に希釈して放出**
- 海産物摂取による被ばく線量は**約 10^{-5} mSv/年**と評価され、**自然放射線 (約2.1 mSv/年) より5桁小さい**
- IAEAは放射線影響を「無視できる」と評価
- 国内外の研究・モニタリングでも、**1Fから数十km以遠で有意な ^3H 濃度上昇は未観測**
- 一方で、
 - 1F近傍での継続流出の影響
 - モニタリングの空間・時間的制約
 - 他核種の生物濃縮の不確実性
 - 風評被害への対応**→ 長期的な継続評価と科学的情報発信が不可欠**

見解2 | 評価を支える手法と課題

- **海洋拡散シミュレーション**により被ばく線量を評価（事故の再現計算で検証済みモデルを使用）
- 放出後は**モニタリングデータによる継続的検証が重要**
- 現状、モデル結果と観測は概ね一致するが、**より定量的な検証が必要**
- 課題
 - 週1回程度の観測では時間平均濃度を十分に把握困難
 - 検出下限が高く不検出例が多い
 - 観測点配置が限定的で、沿岸の南北流を捉えにくい
- **改善の方向性**
 - **モニタリング頻度の強化**
 - **検出下限の低減**
 - **観測点配置の最適化**
 - **複数機関の連携による統合的評価**
- 情報公開についても、機関横断的な集約評価と政府ポータル等からのアクセス性向上が望まれる