

環境トリチウム — 観測データと移行モデル —

公益財団法人海洋生物環境研究所 技術参与 宮本 霧子

要 旨

核実験が盛んな 1960 年代から、地球環境の気圏・陸圏・水圏・生物圏、そして広く生活圏に分布してきたトリチウムについて、観測データの蓄積と、移行挙動の定量的な解明が行われてきた。その知見を基に環境移行モデルを考案し、モデルを使って挙動を予測することにより、環境影響の評価法も進歩してきた。世界や日本の過去の観測データや、国際的に行われた移行モデルの相互比較プログラムの例を紹介した。実測（モニタリング）と予測（モデリング）を繰り返しながら環境トリチウムと共存し、人と地球環境にとって安全な利用と管理に習熟していきたい。

1. はじめに

トリチウムは水素の同位元素なので、この地球上で水素があるところにはどこにでも一定量のトリチウムが存在する、ということは前章(起源と被ばく)でもご理解いただけたと思う。ICRP (International Commission on Radiological Protection、国際放射線防護委員会)では、公衆の被ばく線量を評価するために環境中の放射性核種の移行経路を図 1 のように勧告しているが、トリチウムについても基本的には同じように考えられよう。しかし水素は地球上(宇宙)に最も多く存在する元素であり、炭素、酸素、窒素、イオウなどと並んで生元素(生体元素)として生体を構成し、生命の維持・活動に不可欠な働きをするので、地球上の生物・生態系で複雑な挙動をしていると考えられる。生化学物質の鎖状構造の主幹部分を司る炭素とは異なり、水素は遊離性や反応性に富む。トリチウムが制御された条件下から放たれると、あちこち飛び回って物質にも吸着し、再び捕集するのにコストがかかるのも水素の同位体だからである。

トリチウムで標識され、工業的に合成された生化学物質が、日本でも年間約 50 万 MBq 以上も研究開発に利用され、医療・製薬の進歩に貢献している。水素の化学反応性の高さとともに、放出する放射線が程よく弱く、半減期が程よく長い、トリチウムのトレーサとしての利点も生かされているのであろう。一般環境中においても、トリチウムが結合した環境生態系の諸物資は、温度、湿度などの諸条件に影響を受けながら、様々な環境物質と、

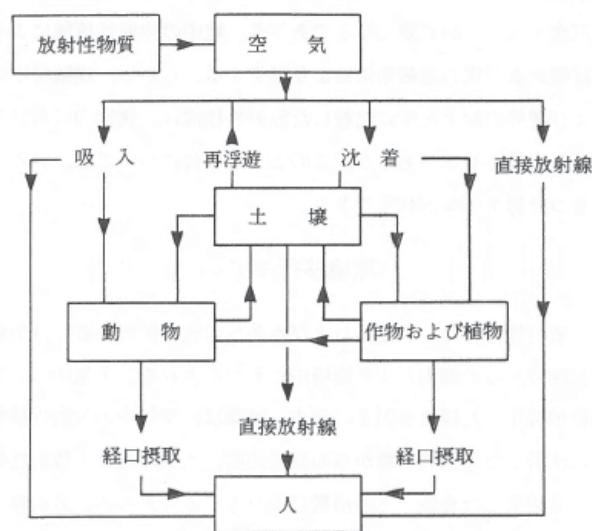


図 1 大気中に放出された放射性物質の移行経路

物理学的・熱化学的・界面化学的な相互作用を起こし、微生物や植物、動物の関わりによっても生物的反応を起こす。後半の章では、環境モニタリングの落とし穴になりかねない、水素の(トリチウムの)性癖のようなものについて知見を整理し、環境移行モデルを利用して、安全に原子力利用を継続する努力について考えてみた。

2. 気圏から陸水圏へ

一般環境の大気中で観測されるトリチウム化合物は、水素ガス HT、低分子炭化水素ガス(CH₃T 等)、そして水蒸気 HTO がある。HTO は大気から土壌面に沈着し

て土壌水となり、また土壌面からの再蒸発も起こって大気中に戻る。水素ガスHT、低分子炭化水素ガス(CH₂T等)は、それらを酸化することによって生命エネルギーが得られる土壌微生物によって、HTOに変換される²⁾。

水蒸気 HTO は活発に移動し、極地では氷雪となり、各地で降水から陸水圏に入り、海洋へと移行する水文学的サイクルで移動する。IAEA(International Atomic Energy Agency、国際原子力機関)では1953年から125ヵ国以上の国から月間降水を集め、トリチウム濃度測定値をデータベース化している³⁾。上昇ピークが観測されたトリチウムは米ソの大気圏内核実験によって生成されたフォールアウト起源で、前章の図2のように、東京でも最高100Bq/L以上の濃度の降雨があった。

3. 陸水圏から海洋へ

1960年代から降水中の濃度が上昇して、トリチウムの測定が各地で行えるようになったために、自然のトレーサとして利用した地下水や伏流水の年代測定研究が1980年代までは盛んに行われた。理論的には、放射壊変で減少したトリチウム量から、降水が地下水となり陸表面に流出してくるまでの静的な経過時間を推測することができる。しかし日本の地下水流動は、降水が常に

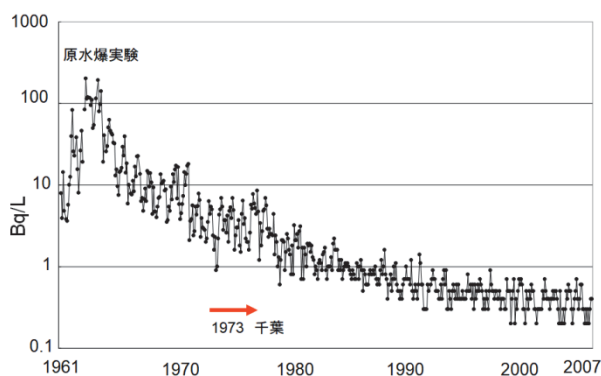


図2 関東平野の月間降水中のフォールアウトトリチウム濃度の推移(1972年以前はIAEAが測定した東京の降水、1973年以降は放射線医学総合研究所が測定した千葉の降水)

地下に供給され、地中でも他の水塊と混合しながら徐々に海洋に向かって流動しているダイナミックなイメージが適している。従って動的なモデル解析を行って見た。関東地方の月間降水(図2)、地下水(図3、図4)と河川水(図5)のトリチウム濃度の観測データを利用して、関東平野の地下水構造について、図6のようなモデルを立て、各帯水層の地下水の平均滞留時間を求めた例を紹介する⁴⁾。

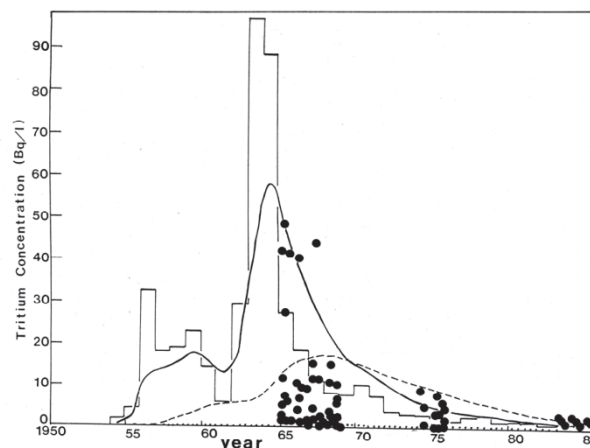
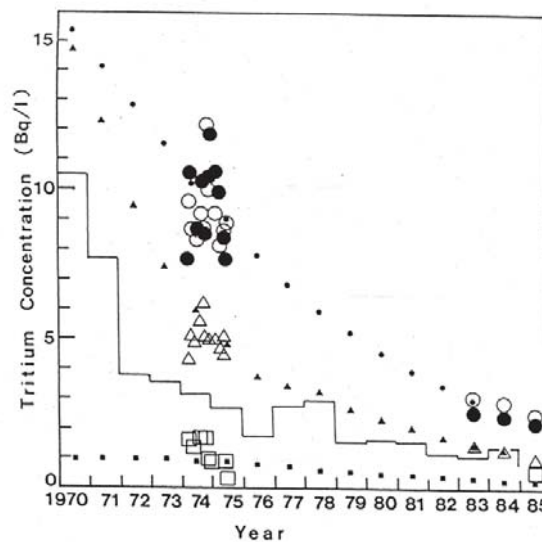


図3 関東平野の地下水のトリチウム濃度のモデル計算結果(棒グラフ:降水年平均濃度観測値、●:地下水濃度観測値)



測値、実線:浅層帯水層濃度計算値、破線:中層帯水層濃度計算値、点線:深層帯水層濃度計算値)

図4 (図3の1970年以降拡大図)。関東平野の地下水のトリチウム濃度のモデル計算結果(棒グラフ:降水年平均濃度観測値、○大●△□:地下水濃度観測値、小●破線:浅層帯水層濃度計算値、小▲破線:中層帯水層濃度計算値、小■破線:深層帯水層濃度計算値)

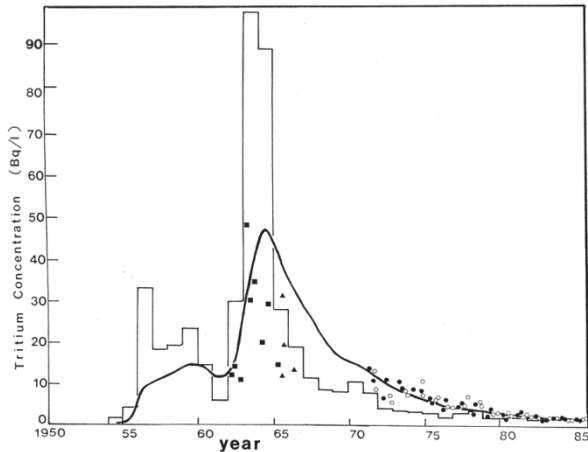


図5 関東平野の河川水のトリチウム濃度のモデル計算結果(棒グラフ:降水年平均濃度観測値、○●▲■:河川水濃度観測値、実線:河川水濃度計算値)

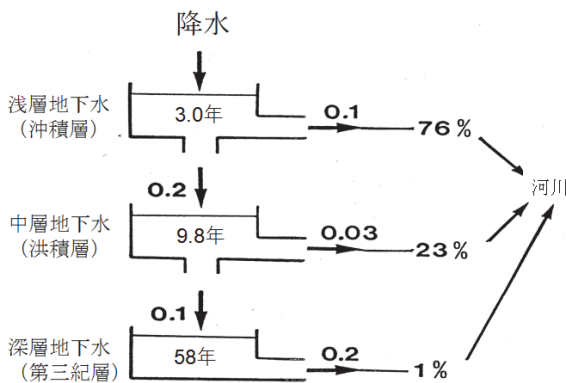


図6 関東平野で地下水の3つの帯水層から河川が流出するモデル。年数:各帯水層における平均滞留時間、%:各帯水層が表面流出して河川水に寄与する割合。その他の数字は、帯水層に存在するトリチウム量が毎年矢印の方向へ移行する割合(移行速度定数、/年)。

まず関東平野で観測された地下水のトリチウム濃度レベルを整理すると、月間降水のトリチウム濃度の平均値に近い地下水、平均値よりも濃度が高い地下水、平均値よりも低い地下水と3つのグループに分かれたので、地下水の帯水層は3層に分れていると仮定した。また降水は最上層に供給され、上層の帯水層から下層へは浸透によって供給されるとした。また3層の地下水はある一定の割合で混合されて河川水へと表面流出し、流出した河川水はそのまま海洋へ移行する。河川水のトリチウム濃度は場所によってほとんど相違がないため、関東平野を1つの水溜めとして見做すモデルとなった。

元々このモデル構造は、ある地域の降水量と河川流

出量の関係を解析した、菅原正巳氏によるタンクモデル⁹⁾を参考にして考案したが、降水量や河川流出量の代わりにトリチウム存在量を使って年毎に逐次計算を行う。また年間降水量も固定で変化しないとしている。

まず図6のいろいろの定数に仮の値を入れ、図2の月間降水中のトリチウム濃度の年平均値を入力し、その年の各帯水層の地下水濃度や河川水濃度の計算値を得る。定数を変更して計算を繰り返し、図3、4、5にある地下水と河川水の実測値の変化に最もフィットするように各定数を決定した。その結果、最も浅層の地下水は約3年程度の滞留時間であり、中層には10年程度の長い滞留時間を持つ地下水があり、これはフォールアウト濃度の高い1960年代当時の降水の影響を受けていることとなった。従って1970年代には降水よりも濃度が高い地下水が諸所で見いだされるとともに、それが表面流出するので河川水の濃度の方が降水より高い時期が続いたのである。また場所によって常に濃度の低い地下水が見つかるが、それはさらに深く、トリチウムの半減期の5倍以上の長い滞留時間の帯水層であることで説明がついた。

1970年代には温泉水の研究も行われた。従来地球化学的な温泉水の研究では、重水素濃度($\delta D(\text{‰})$)と重酸素濃度($\delta^{18}\text{O}(\text{‰})$)が利用されてきた。海水が蒸発して降水になる過程で、気化と液化における同位体効果によって、重水素や重酸素濃度が変化する。海からの距離や標高により降水の濃度に地域性が生じるので、その温泉水を涵養した水源を判別できる。濃度の単位(‰)は標準海水からの差分を標準海水の濃度で割ったもので、微小の変化を拡大して表現している。

図7は兵庫県有馬温泉の1973~1974年の測定値である⁶⁾。ほぼ0~10Bq/Lのトリチウム濃度の異なる温泉水があるが、このうち4Bq/L以上の温泉水は温度が低い炭酸泉であり、重水素濃度は地域の降水とほぼ等しい。比較的新しい地下水起源の温泉(鉱泉)と考えられる。その地下水と、重水素濃度が約-30‰で高温の古い泉源(最近、古海水との研究結果が出た⁷⁾)とが混合した結果、トリチウム濃度が低いいくつかの高温度温泉水ができていたことが推測された。

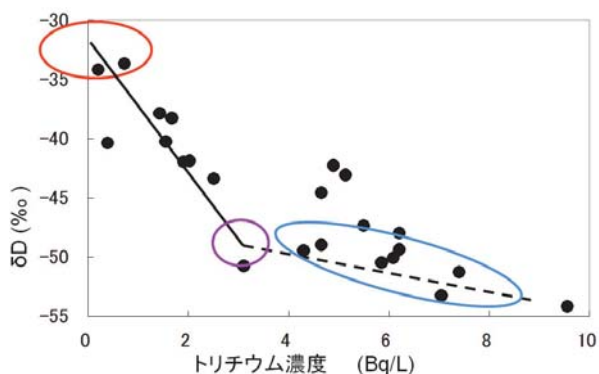


図 7 有馬温泉水のトリチウム濃度と重水素濃度の関係。青円内は低温の炭酸泉。赤円内は古海水の泉源。紅円内の地下水が古海水と混合してトリチウム濃度の低い温泉水ができる。

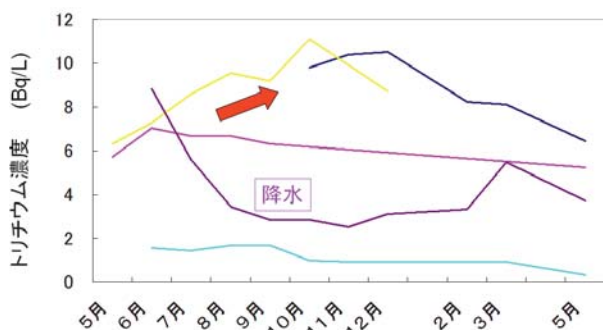


図 8 那須温泉水のトリチウム濃度の月変化。降水以外の4色の折れ線グラフはどれも那須温泉群に属する温泉。

図 8 は栃木県那須温泉の 1974～1975 年の測定値である⁸⁾。温泉水のトリチウム濃度の月変化を見ると、ほぼ降水の年平均値の濃度を保つ温泉、降水より低い濃度の温泉、そして降水より高い濃度を示す温泉がある。同じ濃度のものは、数年以内の降水を起源とする温泉水で、低い濃度のものは古い降水を起源とするものだが、高い濃度のものは、いつの降水を起源としているであろう。その答えを得るために図 2 を見ると、温泉水を採取した年の十数年前の降水濃度に近いので、適度に古い降水起源の地下水であると推測できる。こうして降水のトリチウム濃度測定値を基礎にして、温泉水の涵養年代を推定することができた。実際には、この那須温泉の測定値から、前述の関東平野の三層の地下水のモデル構造のヒントを得ることができたのである。

4. 海洋

1970 年代には、海洋におけるトリチウム観測が GEOSECS (Geochemical Ocean Sections Program、国際海洋観測プログラム) の中で行われ、大西洋、太平洋、インド洋、極地海で展開されて、海洋への拡散、水平・垂直分布が明らかになった(図 9)⁹⁾。その他の観測データと合わせ Web 上で公開されているので参照されたい¹⁰⁾。1972 年の北大西洋表面海水では、核実験の影響により 1Bq/L 以上に上昇した。また、その頃には既に英国のセラフィールド施設からアイリッシュ海に核燃料再処理後の液体廃棄物を放出していたため、表面海水にトリチウムの等濃度線が観測された結果も報告されている¹¹⁾。

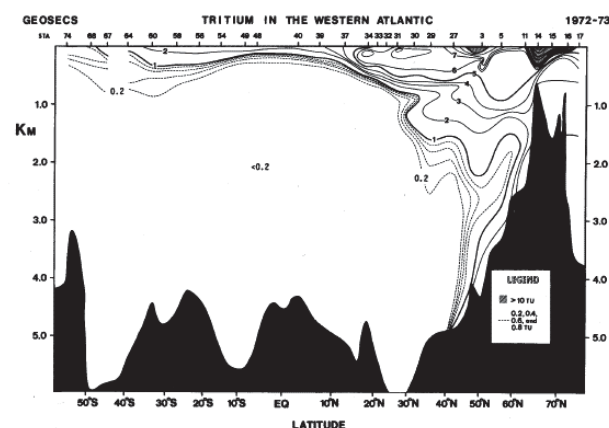


図 9 GEOSECS プログラムによる北大西洋海水のトリチウム濃度の垂直分布。等濃度線の単位は TU (1TU=0.12Bq/L)。下方の黒色の部分は海底の起伏。

5. 陸圏の動植物

植物は、水蒸気としても気孔から、水として根から HTO を吸収する。吸収もするが、蒸散によって大気中へも戻す。また光合成作用でトリチウムを含んだ有機物を合成し、有機物は植物生理学的な代謝過程へと入り、更に複雑な有機物が作られる。動物は水蒸気 HTO を肺と皮膚の呼吸で吸収し、水や餌の有機物としてもトリチウムを体内に取り込む。

植物や動物の体内にある水素の 70%以上は水としてであり、その他は様々な構造の有機化合物である。吸収した HTO は、体内で同化、異化、分解反応を複雑に起こし、それに伴ってトリチウムも生体内に分布するようになる。あらゆる動植物で起こっているこれらの移行過程は、単純にすれば結局図 1 になるが、この絵の背後には、水素を介した複雑な生体のエネルギー代謝過程が隠れている。しかしトリチウムの環境影響を評価する目的では、環境生態系生物の体内に、「体液・細胞水の HTO (TFWT: Tissue Free Water Tritium、組織自由水トリチウム) と、トリチウム化した有機化合物 (OBT: Organically Bound Tritium、有機結合型トリチウム) とが存在する」とまとめ上げて、その存在量と移行速度について、考察していくこととなる。

6. 環境移行モデル構築の目的

原子力・放射線の安全な利用を継続するためには、環境に出てきたトリチウムの移行挙動を予測し、その存在量の増加と減少について、経時的に把握しておく必要がある。そのためには挙動予測に基づき、モニタリングに効果的な試料、地点、測定頻度などを選定し、適切なモニタリング計画を立てる。一方モニタリングで得られた観測データが積み重ねられ、評価されることによって、新たな挙動予測に役立つ知見が得られ移行モデルが作られることもある。

トリチウムの挙動、即ち存在量と移行速度を予測するためのツールが環境移行モデルである。複雑な数式で表される移行過程もあるが、移行モデルの基本は、定量的に予測することを目的に、環境中におけるトリチウム核種の濃集と拡散の現象について理解を深めていくことに過ぎない。モデル概念とモニタリングデータとを身近に置き、環境影響評価の手法を常に改訂していくことで、環境安全が守られて行くと思われる。

7. 観測データからモデルを構築する例

フォールアウト濃度の高かった時代は、軍用原子力施設からの放出も多い時代であり、また環境保全につい

ての共通認識を持たないまま、安易に海洋・河川投棄や地中処分を行った事例も多く報告されている。それらのデータは UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation、原子放射線の影響に関する国連科学委員会) が収集し 1958 年以来、適時に報告を行ってきており、今では Web から入手できる¹²⁾。また IAEA では、原子力の平和利用における環境保全について国際的な共通認識確立に努めてきたが、特にチェルノブイリ事故により汚染が広まったヨーロッパで環境移行予測モデルの重要性が高まり、1988 年から一連の環境モデル支援プログラムの事業を行ってきた。現在では MODARIA II (Modelling and Data for Radiological Impact Assessments II) プログラムが進行中である。トリチウムについては 2003～2007 年の EMRAS (Environmental Modeling for Radiation Safety) プログラム¹³⁾¹⁴⁾において、最も盛んに議論され、各国の環境モデル比較に使われるための観測データセットが提供された。そのうちカナダ、チョークリバー研究所が提供した Perch 湖におけるトリチウム観測値について紹介する。

生物による放射性核種の取り込みについては、周りの濃度を一定に保つために室内実験に頼ることになるが、ある程度高い放射能濃度を平衡状態に保ち、自然に近い環境で生物を飼育する室内実験を行うためには、多くの資源を要する。カナダのチョークリバー研究所は、トリチウムを生成し易い重水減速型の CANDU 炉を開発したところで、開発初期に廃棄物を地中処分したため、トリチウムを含む放射性核種が敷地内の土壌や湖沼、特に Perch 湖に集積していた。言わば理想的な自然環境における取り込み実験データが得られたわけである。

まず水草の TFWT と OBT 濃度についての観測値を図 10 に示した。寒冷地であるため冬季は氷結して測定できないが、Perch 湖の湖水の 5 月から 11 月の平均 HTO 濃度は、湖面 3 か所どこでも、ほぼ一定の 5000Bq/L 程度で平衡状態であることが分かる。植物は移動しないため、その 3 か所で採取した水草の TFWT 濃度は、多少高い時もあるが、湖水の HTO 濃度の平均値にほぼ等しい。しかし OBT は TFWT の約半分の濃度を保っていて、有機物への濃縮は起こっておらず、「同

位体分別が起きている」ということができる。「分別」は、「濃縮」とは異なり、同位体の質量数の相違によって、生化学反応過程で同位体効果が起きている、と言い換えることができる。化学反応の過程では質量数の大きい原子の方が反応が悪い(反応速度が遅い)、と一般的に言えるが、トリチウムが有機合成される過程で、反応性の相違からこの分別が起こったと説明できる。

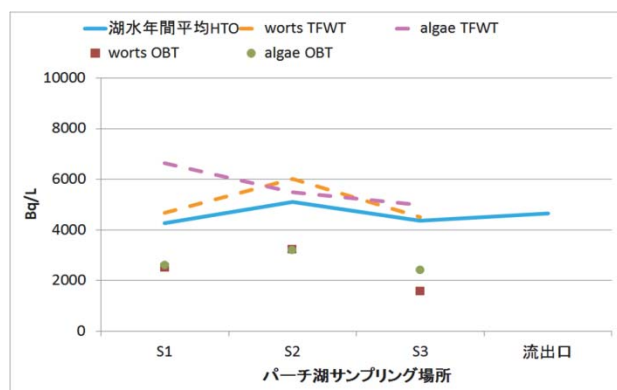


図 10 Perch 湖の水草の TFWT と OBT 濃度。横軸は湖の場所の違いを表す。wort と algae は水草の種類。

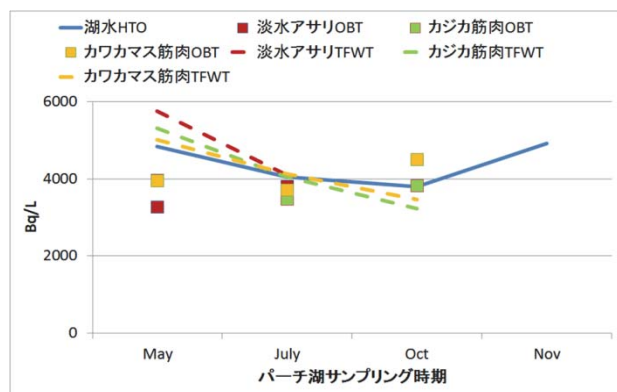


図 11 Perch 湖の二枚貝と魚の TFWT と OBT 濃度。横軸は採取した時期を表す。

二枚貝と魚は移動ができるため、図 11 に示されたように、採取する時期を変えて測定された。その結果 TFWT は湖水の HTO 濃度とほぼ等しく、OBT 濃度は変動はあるものの湖水濃度や TFWT 濃度の約 80% に等しいことが分かった。水草と同様に、濃縮は起こっていないが同位体の分別は起こっており、その分別の程度は生理作用の異なる植物と動物では違いがある。

これらの観測結果は単純な事象観測のように見えるかもしれないが、生育場である湖の HTO 濃度と、植物・無脊椎動物・魚の TFWT と OBT 濃度の定量的な関係が得られている。平衡状態の淡水域における動植物のトリチウム取り込みについて、簡単な静的平衡モデルを構築することができたのである。

次にこの Perch 湖を利用して動的な取り込み実験が行われた例を紹介する。近くのおタワ川で二枚貝であるカラスガイの成貝を複数採取して金網箱に入れ、Perch 湖に浸して育成し、順番に採取してトリチウム濃度の変化を測定したのである。その結果は図 12 に示す。カラスガイを湖水に漬けると、TFWT 濃度は直ちに上昇して数時間で湖水の濃度と同じになった。一方 OBT 濃度の方は徐々に上昇するが、湖水が凍結を始める秋に止まっている。季節的な貝の活動の休止とも推測されているが、OBT 濃度の上昇は、貝の有機物合成反応の結果そのものを反映するので、成長が止まり体重増加の少ない成貝は、OBT への取り込み量自体が少ないことも推測されている。Perch 湖で卵から生長する場合は、貝の寿命と言われる数年の間に、平衡条件の下で、生長に伴って OBT 濃度も上昇し TFWT の 80% の濃度に到達し保たれると思われる。

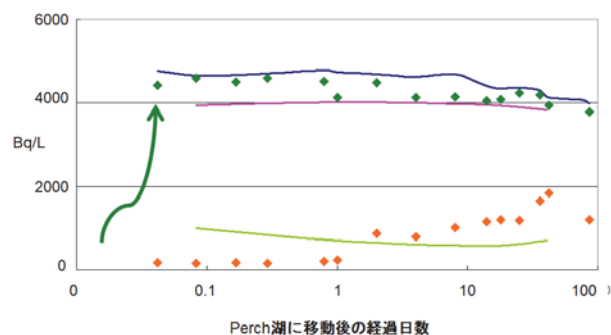


図 12 川から Perch 湖に移動して育成したカラスガイの TFWT と OBT 濃度の観測データ。青線：湖水の HTO 濃度、紅線：堆積物の TFWT 濃度、黄緑線：堆積物の OBT 濃度、緑プロット：カラスガイの TFWT 濃度、オレンジプロット：カラスガイの OBT 濃度。矢印は TFWT 濃度の上昇を示す。

次に排泄の挙動を知るためには、Perch 湖で生育していたカラスガイを採取して、トリチウム濃度の低い他の

湖(Upper Bass湖)に移動し、TFWTとOBT濃度の減少を調べればよい。カナダではその実験も行ってデータを提供してくれた。

これらのデータが提供された EMRAS プログラムの「トリチウムと炭素 14 ワーキンググループ」に参加した国は、カナダ、フランス、韓国、米国、ルーマニアそして日本であった。Perch 湖の例のように観測データのセットは「モデル計算のための環境汚染シナリオ」となる。エンドポイントとなる特定の実測値は伏せておき、参加者は自分たちの使っている環境移行モデルを利用してその予測計算を行う。エンドポイントの実測値は後から公開され、予測値との相違や、相互のモデル構造などについて議論を交わすプログラムである。

筆者も日本から計算に参加するとともに、カナダの観測データを利用して、最終的には図 13 のようなコンパートメント型の(箱型の)カラスガイのトリチウム代謝モデルを作った。そしてシミュレーションで観測データを再現して、各コンパートメント間のトリチウム移行速度定数(単位時間内に、あるコンパートメントから次のコンパートメントに移行するトリチウム量の割合)を求めた¹⁵⁾。

カラスガイが入水管から湖水と共に浮遊堆積物やプランクトン等の OBT を取り込むことを考慮に入れて OBT のコンパートメントを作ったが、シミュレーション計算の結果としては、水から取り込む水素の量の方が圧倒的に多いため、カラスガイの TFWT と OBT 濃度は湖水の HTO 濃度に支配されている。

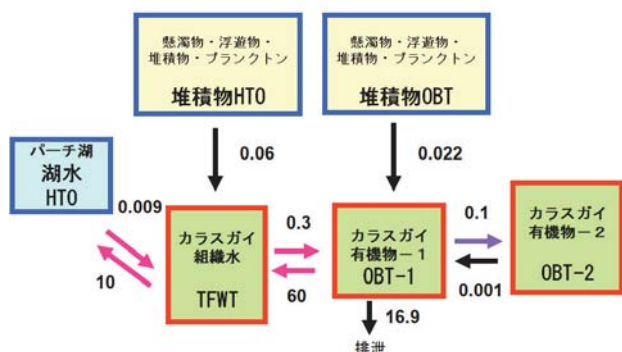


図 13 カラスガイのトリチウム代謝モデル
矢印の傍の数字は導き出された移行速度定数(／日)

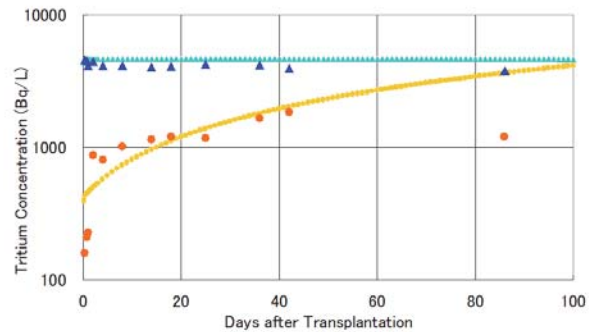


図 14A カラスガイのトリチウム取り込みモデル
青プロット:TFWT の観測値、オレンジプロット:OBT の観測値、青線:TFWT のモデル計算値、オレンジ線:OBT のモデル計算値。

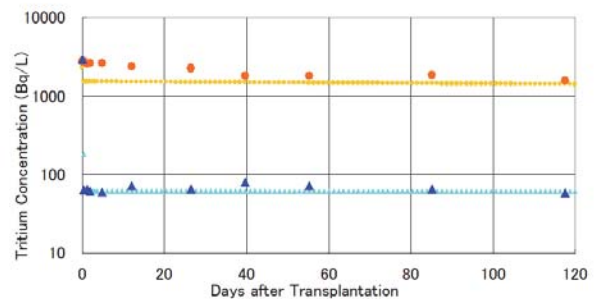


図 14B カラスガイのトリチウム排泄モデル
青プロット:TFWT の観測値、オレンジプロット:OBT の観測値、青線:TFWT のモデル計算値、オレンジ線:OBT のモデル計算値。

こうしてカラスガイの取り込みと排泄については、図 14A・B のように観測値をシミュレーションで再現することができ、カラスガイのトリチウム(水素)代謝は、この動的モデル(平衡状態でなく、時間による変化を扱うことができるモデル)で表現できると結論した。取り込み速度を比較すると、OBTの方がTFWTよりも小さいが、平衡状態で生育し続けたカラスガイは、取り込みと排泄が並行して起こった結果として、TFWTとOBTにおける分別の割合(貝の場合0.8)が定まってくる、と理解できる。

また HTO 濃度の低い湖水に移されると TFWT が直ちに下がり湖水の濃度と等しくなるが、OBT 濃度の減少は遅い。即ち HTO 濃度が平衡状態でなく変化する場合には、排泄が遅い OBT の方が TFWT よりも濃度が高くどまる時期があることがこれで分かる。

このモデルを見ると、人工的に合成されたトリチウム化有機化合物が環境中に排出され、湖中・湖底堆積物に

高い濃度で存在するようなことがあれば、カラスガイの OBT に直接取り込まれるという概念も理解されるかもしれない。OBT は TFWT に分解され排泄もされていくが、その量と移行速度は取り込まれた有機化合物独自の生体・生理活性に依存する。ヨーロッパでは薬剤や発光体工業製品に含まれる多様な構造を持つトリチウム有機化合物群が、河川堆積物の中に集積して濃度が高くなり、「環境中の OBT」として一括りになっていることに警戒心を持っている¹⁶⁾。日本でもその可能性を軽視しないようにしたい。

8. モニタリングの注意

トリチウムが HTO として水と同じ挙動をする、ということは、生活の中の物質が湿気を吸ったり、乾燥したりという日常的に起こっていることが、トリチウム核種で起こっている、ということである。従って採取した分析試料について、常に大気とのコンタクトを遮る、という基本的な取り扱いが必要である。欧米の原子力施設には、核兵器製造時の汚染が残っている例や、トリチウムが副産物としてできる重水炉利用などから、施設環境中のトリチウム濃度が高いところも多い。分析作業施設の大気水蒸気のトリチウム濃度も高いため、分析試料の汚染(採取して後の HTO 吸収)が推測される測定値もしばしば見られた。

1980 年代末期、井上らが¹⁷⁾、カナダ、アメリカ、中国、欧州の市井の店で購入した穀物を日本国内でトリチウム分析を行い比較したところ、カナダで購入した穀物の TFWT と OBT の濃度が異常に高く、それは購入日直前に近くの CANDU 型原子力施設から高濃度トリチウム水蒸気の放出があり、市民の生活圏で売っている穀類や豆類がその水蒸気を吸収した結果と分かった。日本の環境モニタリング分野で、「交換型 OBT」と「非交換型 OBT」の区別をようやく意識し始めた頃であり、「交換型 OBT」が試料採取後の環境中水蒸気の影響を受けることが十分に意識されていなかった。その後筆者は、日本で栽培した穀物をカナダの件の CANDU 型原子力施設の研究者に送り、施設内分析室の机上に広げて 1 週間～4 週間、室内空気に曝してから返送してもらい日本で

分析した。その結果、1 週間の曝露でも放射能測定法シリーズ¹⁸⁾に従って分析した OBT 濃度は上昇しており、トリチウムを含まない水に浸して乾燥する過程を数回経ることで、日本国内穀物の元の OBT 濃度までに減少させられることが分かった。

こうして環境試料の有機化合物中の水素と、大気水蒸気との間のトリチウム同位体交換は無視できない、ということが改めて認識された。植物が光合成により有機化合物に取り込んだトリチウムを、炭素原子に結合した「非交換型 OBT」、その他の窒素、イオウ、酸素原子などに結合したトリチウムを「交換型 OBT」と分けて考える、厳密な分析法が模索されていく端緒になったと思われる。なお「交換型 OBT」は試料中の TFWT と同位体交換を行う。また有機物は酸化されると水と二酸化炭素になるため、「非交換型 OBT」も空気中の酸素による酸化や微生物による分解が起こることで(腐敗)、TFWT に変化する。これらの化学反応を防ぐためには、冷蔵ではなく、最低 -20°C 以下の低温で試料を冷凍保存する必要がある。

文字盤に夜光塗料を利用した腕時計が常時トリチウムを揮散する身近な例¹⁹⁾もよく知られているが、高濃度のトリチウム原子が金属表面に水素結合した線源を扱う現場などもある。工業技術の発展に合わせ、観察力と想像力を駆使した安全評価の態度を続けなければならないであろう。UNSCEAR も、様々な局面からトリチウム問題の現状と将来についてつい最近も報告書を出している²⁰⁾。

9. 食品摂取による被ばく線量

最後に、モニタリング観測値から影響評価を行う例として、被ばく線量計算を行ってみた。仮に TFWT 濃度が $1,000\text{Bq}/\text{kg}$ 、OBT 濃度が $800\text{Bq}/\text{kg}$ の生シラス井(100g)を年間に 50 杯食べたとして(毎週食べることになる)預託実効線量を計算してみる。

$$\begin{aligned}
& \text{預託実効線量} \\
& = \text{線量係数(Sv/Bq)} \times \text{食品の核種濃度(Bq/kg)} \\
& \quad \times \text{年間の食品摂取量(kg)} \\
& = \text{TFWT}(1.8 \times 10^{-11}) \times 1,000(\text{Bq/kg}) \times 0.1(\text{kg}) \times 50 \text{ 回} \\
& \quad + \text{OBT}(4.2 \times 10^{-11}) \times 800(\text{Bq/kg}) \times 0.1(\text{kg}) \times 50 \text{ 回} \\
& = 0.000258(\text{mSv})
\end{aligned}$$

胸部 X 線撮影が 1 回で 0.06 mSv、胃の X 線撮影が 3.0 mSv、CT スキャンは 2.4～12.9 mSv 等の被ばく線量と比べると、大変に小さいことが分かる。

海洋生物環境研究所では平成 24 年度から、福島沖で採取された魚類のトリチウム濃度を測定してきた²¹⁾。中には ¹³⁷Cs 濃度はフォールアウトレベル以上を示すものもあったが、その場合もトリチウムはいずれも過去のフォールアウトレベルを越えなかった。TFWT 濃度は 0.07～0.19 Bq/L、交換型 OBT 濃度と非交換型 OBT 濃度は、初年度に 0.50 Bq/L を検出したことが 1 試料あったが、その他は全て検出下限値以下の結果を得てきた。この間、福島沖 30km 付近の海水のトリチウム濃度は 0.03～0.12 Bq/L の範囲であり、合理的な測定値であると思われる。この実測値から上述の実効線量の計算を行うと、小数点以下の 0 の個数が更に増えることになろう。しかし、モニタリング実測値を得ることこそ、環境安全評価の基本であり、継続する必要があると思っている。

参考文献

- 1) ICRP Publication 43, Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population (1985). 邦訳「公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則 国際放射線防護委員会専門委員会 4 の報告書」、日本アイソトープ協会。
- 2) H. Amano, et al.: Formation of organically bound tritium in plants during the 1994 chronic HT release experiment at Chalk River, *Fusion Sci. Technol.*, 28, 803-808 (1995).
- 3) IAEA/WMO. Global Network of Isotopes in Precipitation. The GNIP Database: http://www.naweb.iaea.org/naweb/ih/IHS_resources_gnip.html.
- 4) K. Miyamoto, et al.: A Transfer Model of Tritium in a Local Hydrosphere. *Fusion Tech.*, 28, 910-917 (1995).
- 5) 菅原正巳、流出解析法、共立出版 (1972)。
- 6) K. Tanaka, et al.: Geochemical study of Arima hot-spring waters, Hyôgo, Japan, by means of tritium and deuterium. *Geochem. J.*, 18, 173-180 (1984).
- 7) H. Nakamura, et al.: Origin of the Arima-type and Associated Spring Waters in the Kinki District, Southwest Japan. *J. Geol. Geophys.*, 5, 240-254 (2016).
- 8) K. Tanaka, et al.: Hydrogen isotope (T, D) study of hot-spring waters from Nasu, Tochigi Prefecture. *Geochem. J.*, 19, 289-299 (1985).
- 9) H.G. Östlund & R.A. Fine: Oceanic distribution and transport of tritium, IAEA-SM-232/67, 303-314 (1979), Int. Conf. of Behaviour of Tritium in the Environment, (San Francisco, 16-20 Oct. 1978).
- 10) GEOSECS Tritium_TU: tritium TU data, http://iridl.ldeo.columbia.edu/SOURCES/.GEOSECS/.Tritium_TU/
- 11) Hetherington, J. A. & J. C. Robson: An assessment of the radiological impact of tritium released to sea from the Windscale fuel element reprocessing plant, IAEA-SM-232/10, 283-301 (1979), Int. Conf. of Behaviour of Tritium in the Environment, (San Francisco, 16-20 Oct. 1978).
- 12) UNSCEAR Publications: <http://www.unscear.org/unscear/en/publications.html>
- 13) IAEA EMRAS: Environmental Modeling for Radiation Safety、放射線安全のための環境モデル化プログラム <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/default.asp?s=8>
- 14) Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS) – A Summary Report of the Results of the EMRAS Programme (2003-2007): IAEA-TECDOC-1678 (ISBN:978-92-0-129810-2) (2012).
- 15) K. Miyamoto, et al.: Development and Validation of a Model for Tritium Accumulation by a Freshwater

Bivalve Using the IAEA EMRAS Scenarios, *Fusion Sci. & Technol.*, 54, 265-268 (2008).

- 16) F. Eyrolle, et al.: An updated review on tritium in the environment, *J. Environ. Radioact.*, 181, 128-137 (2018).
- 17) Y. Inoue et al.: Uptake of atmospheric tritium by market foods, *Fusion Technol.*, 21, 494-499 (1992).
- 18) 放射能測定法シリーズ 9, トリチウム分析法, 平成15年改訂. 文部科学省, 東京, 1-127 (2003).
- 19) 徳山秀樹, 吉田暁美: 夜光時計から漏洩した水蒸気状トリチウムの水への移行, *Radioisotopes*, 47, 560-562 (1998).
- 20) UNSCEAR 2016 Report: "Sources, effects and risks of ionizing radiation", Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Annex C - Biological effects of selected internal emitters-Tritium (2016).
- 21) 福島海域における海産生物の ^3H 濃度調査: 平成25年度、26年度、27年度、28年度、原子力施設等防災対策等委託費(海洋環境における放射能調査及び総合評価)事業 調査報告書。
<http://www.kaiseiken.or.jp/publish/itaku/itakuseika.html>