

逐次放射性壊変式との類似性に着目した崩壊連鎖を含む 放射性核種の多孔質媒体中移行定常解の簡易表現

高橋 裕太*¹ 大江 俊昭*² 若杉 圭一郎*³

Simple Steady-State Solutions of Radionuclide Migration of a Decay Chain through a Porous Medium by Focusing on the Similarities with the Sequential Radioactive Decay Formulas

by

Yuta TAKAHASHI*¹, Toshiaki OHE*² and Keiichiro WAKASUGI*³

(Received on Sep. 28, 2016 and accepted on Nov. 10, 2016)

Abstract

Simple equations of radionuclide migration considering decay-chain in a semi-infinite porous medium are presented. The exact mathematical expressions for the non-steady migration of nuclides in a radioactive decay chain have complex structures and are impractical for quickly checking of the hazardous impacts driven by the chain migration. In practice, the maximum hazard is the main interest and maxima can be given by a steady concentration. Accordingly, rather simple equations for the maximum concentrations of parent, daughter and grand-daughter nuclides are given for three different constant boundary conditions; Dirichlet, Neumann, and Robin conditions. The equations are similar to the sequential radioactive decay formulas and can be used to overview the effect of the parameter variations such as groundwater flow, sorption characteristics, and hydrodynamic dispersion.

Keywords: Decay chain, Radionuclide migration, Sequential radioactive decay

1. 緒言

原子力発電の過程において発生する放射性廃棄物のうち最も放射能濃度の高い、いわゆる高レベル廃棄物は地下 300m よりも深い地中に埋設することが考えられている¹⁾。これを地層処分という。高レベル廃棄物には、崩壊系列の出発物質となる超ウラン核種である ^{245, 244}Cm, ^{242, 241}Am, ²³⁷Np などが含まれ²⁾、これらの核種が地層中を流れる地下水に漏えいして移動した場合、移動の間に崩壊しながら娘核種、孫核種と次々に連鎖的に核種を生成し(崩壊連鎖)、親核種とともに移動するため、親核種だけでなく、これらも被ばく上の影響を与える可能性が高い。特に、親となる核種からの生成量が元々存在していた子孫核種の量よりも多くなる再濃縮現象が報告されており³⁾、高レベル廃棄物を地層処分する際には、これらの影響の有無を判断することが重要となる。

崩壊連鎖を生じる核種の地下水中の移動挙動については、定濃度境界条件あるいは Bateman 境界条件に対する単一核種の解析解が得られているが⁴⁾、複数の核種の場合には複数を同時に扱うことになるため非常に複雑な式となり、解析解であるにも拘わらず、実際に答えを得るには途中で数値積分を必要とするなど、崩壊連鎖の影響

を簡易に把握するには適していない。よって、詳細解析には数値解法を用いるのが一般的である。一方、詳細解析に先立って、崩壊連鎖の核種の移動を支配する種々のパラメータ、例えば、地下水流速、収着分配係数、間隙率、分散係数などが、様々な地層条件においてどのような影響を与えるかが簡易に判断できれば、詳細解析が効率的に行えるはずである。そこで、詳細評価に向けた基礎情報を得るツールとして、核種の最大濃度に着目し、種々のパラメータの影響を簡易に評価可能な新たに解を求めることとした。

2. 方法と結果

2.1 直交 1 次元の移流・拡散方程式

崩壊系列の i 番目にある核種の多孔質中の移行挙動は、一次元では次の移流・拡散方程式で示される⁴⁾。

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 C_i}{\partial x^2} - V_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + \frac{R_{i-1}}{R_i} \lambda_{i-1} C_{i-1} - \lambda_i C_i \quad (1)$$

上記方程式を解くためには、媒体の 2 つの境界における条件が必要であるが、一つは解析解の導出によく用いられる $x=\infty$ において $C=0$ とし、もう一つの $x=0$ における条件は、第一種(定濃度)、第二種(定濃度勾配)、および第三種(定フラックス)の 3 種類の境界条件を検討し

*1 工学研究科応用理化学専攻修士課程

*2 工学部原子力工学科教授

*3 日本原子力研究開発機構

た．ガラス状に固化した廃棄物を埋設する現状の処分システムにおいては⁵⁾，処分場内が還元雰囲気には保たれると考えられ，廃棄物から放出される際に，地下水へへの溶解度が非常に低い核種は入口濃度が溶解度で制限されるので⁶⁾，その場合には第一種境界条件が適用できる．また，第二種と第三種境界条件は，核種の放出速度が拡散効果に支配される場合には前者が，移流効果と拡散効果の両者に支配される場合には後者が適用できる．

1) 定常解

安全評価の立場からは，その場所での最大濃度に関心が高い．この場合の解は定常解に対応するから，次のように記述できる^{7,8)}．ここで， Γ_0 は境界条件に対応した定数で，その対応関係を Table 1 に掲げる．

$$C = \Gamma_0 \cdot \exp \left\{ -\frac{V \cdot x}{D} \left(\sqrt{\frac{1}{4} + \frac{\lambda D}{V^2}} - \frac{1}{2} \right) \right\} \quad (2)$$

Table 1 Constants of Γ_0 for each boundary condition.

Type of Boundary Condition	Boundary Equation	Constant
Dirichlet (First kind)	$C _{x=0} = C_0$	C_0
Neumann (Second kind)	$-(\partial C / \partial x) _{x=0} = G_0$	$G_0 / \frac{V}{D} \left(\frac{1}{2} - \sqrt{\frac{1}{4} + \frac{\lambda D}{V^2}} \right)$
Robin (Third kind)	$-D / V \cdot (\partial C / \partial x) _{x=0} + C _{x=0} = F_0$	$F_0 / \left(\frac{1}{2} + \sqrt{\frac{1}{4} + \frac{\lambda D}{V^2}} \right)$

3 種類の境界条件に対する定常解は右辺の定数項が違うのみで，指数関数部分は全く同じである．従って，以降は，第一種境界条件に対する検討を行い，その結果に対して，定数部分を置き換えることで，第二種，第三種の境界条件に対する結果を類推することとした．

2) 親核種の最大濃度

親核種の場合には，単一核種の定常解の式(2)がそのまま当てはまる．式を変形して次を得る．

$$C_1(x) = C_{1,0} \cdot \exp \left\{ -\left(\beta_1 - \frac{V_1}{2D_1} \right) x \right\} \quad (3)$$

3) 娘核種の最大濃度

娘核種の場合は，次の方程式の左辺第三項に親核種の定常解の式(2)を代入して得られる解は，娘核種の上限濃度を与える．

$$D_2 \frac{d^2 C_2}{dx^2} - V_2 \frac{dC_2}{dx} + \frac{R_1}{R_2} \lambda_1 C_1 - \lambda_2 C_2 = 0 \quad (4)$$

この方程式の解はラプラス変換によって以下のように得られる．

$$C_2 \leq C_{2,0} \cdot e^{-\left(\beta_2 - \frac{V_2}{2D_2} \right) x} + C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1}{D_2 R_2 (\beta_2^2 - \beta_1^2)} \cdot \left\{ e^{-\left(\beta_1 - \frac{V_1}{2D_1} \right) x} - e^{-\left(\beta_2 - \frac{V_2}{2D_2} \right) x} \right\} \quad (5)$$

ここで，式(3)と比較すると，式(5)の右辺第一項は娘核種だけが存在した時の定常濃度を表わす項であることが判る．また，分散係数を，分散長 α を用いて次のように近似すると⁹⁾，

$$D_h = D_m + \alpha \cdot U_p \approx \alpha \cdot U_p \quad (6)$$

$V_i / D_i = \alpha^{-1}$ は定数で核種に依存しない数値となり，これから $V_i / D_i \rightleftharpoons V_j / D_j$ の置き換えが可能となる．さらに， $\eta_i = \beta_i - V_i / 2D_i$ とおくと，次式が成立する．

$$e^{-\left(\beta_1 - \frac{V_1}{2D_1} \right) x} = e^{-\left(\beta_1 - \frac{V_1}{2D_1} \right) x} = e^{-\eta_1 x} \quad (7)$$

$$e^{-\left(\beta_2 - \frac{V_2}{2D_2} \right) x} = e^{-\eta_2 x} \quad (8)$$

このパラメータ η は，地層への収着と，放射性壊変という濃度が減衰する 2 つの現象の相乗効果によって，単位距離を移行する間に濃度が減衰する程度を示す．そして，式(5)の右辺第二項の $\{ \quad \}$ 内の第一項目には移行減衰パラメータ η_1 があることから，この第一項は距離 x まで移行する間の親核種の濃度の減少，すなわち娘核種の増加，に関係したものであることが判る．同様に，第二項目には娘核種の移行減衰パラメータ η_2 が含まれ，これは親核種から生成した娘核種の移行中での減衰挙動を示していることが判る．

4) 孫核種の最大濃度

孫核種の最大濃度としての上限解を表す方程式は，式(1)において $i=3$ として，定常解を求めることにより解を得られる．ここでは，解が少し長くなるので，最終的な解は，整理した形で後述する．

3. 検討

3.1 逐次放射性壊変式との類似性

崩壊連鎖の娘核種の原子核数を表す式は次のように表される¹⁰⁾．

$$N_2 = N_{2,0} \cdot e^{-\lambda_2 t} + N_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \cdot (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (9)$$

また， $V_1 / D_1 = V_2 / D_2$ であるから，

$$\beta_2^2 - \beta_1^2 = \frac{V_2^2}{4D_2^2} - \frac{V_1^2}{4D_1^2} + \frac{\lambda_2}{D_2} - \frac{\lambda_1}{D_1} = \frac{\lambda_2}{D_2} - \frac{\lambda_1}{D_1} \quad (10)$$

なので，式(5)に式(7)，式(8)，式(11)を代入すれば，

$$C_2 \leq C_{2,0} \cdot e^{-\eta_2 x} + C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1}{(\lambda_2 R_2 - \lambda_1 R_1)} \cdot (e^{-\eta_1 x} - e^{-\eta_2 x}) \quad (11)$$

となって、放射性壊変の式(9)と式(12)は良く対応していることが判る。

娘核種と同様の手順により、孫核種の定常値の上限解を書き出すと次のようになる。

$$C_3 \leq \left\{ C_{3,0} + C_{2,0} \cdot \frac{\lambda_2 R_2}{\lambda_2 R_2 - \lambda_3 R_3} + C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1 \cdot \lambda_2 R_2}{(\lambda_1 R_1 - \lambda_3 R_3)(\lambda_2 R_2 - \lambda_3 R_3)} \right\} \cdot e^{-\eta_3 x} \\ + \left\{ C_{2,0} \cdot \frac{\lambda_2 R_2}{\lambda_3 R_3 - \lambda_2 R_2} + C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1 \cdot \lambda_2 R_2}{(\lambda_1 R_1 - \lambda_2 R_2)(\lambda_3 R_3 - \lambda_2 R_2)} \right\} \cdot e^{-\eta_2 x} \\ + \left\{ C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1 \cdot \lambda_2 R_2}{(\lambda_2 R_2 - \lambda_1 R_1)(\lambda_3 R_3 - \lambda_1 R_1)} \right\} \cdot e^{-\eta_1 x} \quad (12)$$

これは、放射性壊変の Bateman 式から求めた孫核種の式である式(13)と良く対応していることが判る¹⁰⁾。

$$N_3 = \left\{ N_{3,0} + N_{2,0} \cdot \frac{\lambda_2}{\lambda_2 - \lambda_3} + N_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_1 - \lambda_3)(\lambda_2 - \lambda_3)} \right\} \cdot e^{-\lambda_3 t} \\ + \left\{ N_{2,0} \cdot \frac{\lambda_2}{\lambda_3 - \lambda_2} + N_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_1 - \lambda_2)(\lambda_3 - \lambda_2)} \right\} \cdot e^{-\lambda_2 t} \\ + \left\{ N_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1)} \right\} \cdot e^{-\lambda_1 t} \quad (13)$$

孫核種以降の世代については、放射性壊変の式から類推ができるので、ここでは、地層処分で問題となる超ウラン核種に着目し、親—娘—孫核種の3世代に関して検討を進める。なお、下位の子孫核種は天然放射性核種(例えば、^{230, 229}Th, ^{228, 226}Ra, ^{222, 220}Rn等)と同じであり、これらは地層中での移行挙動について既に多くの報告がある¹¹⁻¹³⁾。

3.2 導出式のベンチマーク計算

本検討で導出した式の妥当性を確認するため、数値解析コード Goldsim を使って最大濃度を数値的に求め導出式の結果と比較した¹⁴⁾。計算に用いたパラメータは Table 2 に設定した値とし、移行距離 L を種々にとって濃度を比較した。Goldsim は数値解であるから $x \rightarrow \infty$ での境界条件を設定できないので、評価点 L に対して遠方と見なせる $x=10 \times L$ [m] において $C=0$ とした。また、分散係数の算定には多数のフィールド試験から得られた経験式から、一般的に用いられる式(14)を用いた¹⁵⁾。

Table 2 Nuclide parameters used in the example calculations.

Nuclide	Inlet Conc. C_0	Half-life [year]	Reterdation Factor R	Pore Velocity U_p
Parent	1	10,000	100	0.1
Daughter	1	1,000	100	
Grand-daughter	1	1,000,000	100	

$$D_h = \frac{L}{10} \cdot U_p \quad (14)$$

Fig.1 に Goldsim による結果(プロット)と本提案式との結果(実線および破線)を比較した。両者は良く一致していることから、本提案式の妥当性が確認できた。

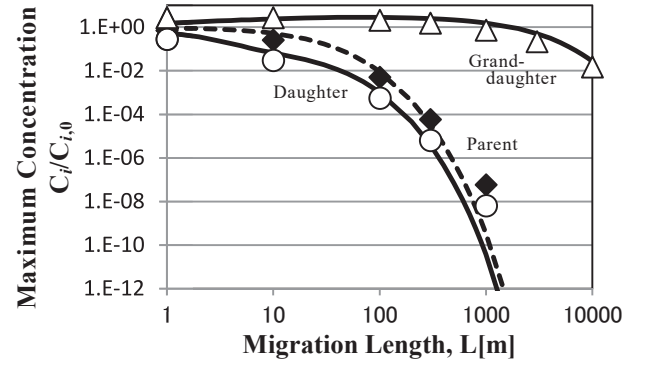


Fig. 1 Benchmark calculations indicating the validity of the present equations

3.3 再濃縮現象

1) 分散効果

既に述べたように、Burkholder と Cloninger は崩壊連鎖を伴う放射性核種の地層中の核種移行挙動を解析し、親核種から生成した娘核種が最初に存在していた娘核種に重畳し、移行の途中で濃度が上昇する現象 **reconcentration** (再濃縮) を報告している⁴⁾。しかし、彼らが解析に用いた式は複雑で、パラメータ間の相互関係が判りにくい欠点がある。一方、Rogers も、我々と類似の方法で得た式から再濃縮現象を報告しているものの¹⁶⁾、当該解析では移流効果のみしか考慮していないため、分散効果の影響が正しく評価されていない。そこで、Rogers の式と本提案式の両者を同じ条件に適用し、結果を比較した。なお、分散効果の有無が再濃縮に与える効果をより明瞭に見るために、式(14)よりも高めの値が評価される次式から分散係数を設定した¹⁷⁾。

$$D_h = 0.017 \times L^{1.5} \cdot U_p \quad (15)$$

移流効果のみを考えた場合の娘核種の濃度は、第一種境界条件に対する Rogers の定式を変形して、我々と同じように表記すると次式のように表わされる¹⁶⁾。

$$C_2 \leq C_{2,0} \cdot e^{-\nu_2 L} + C_{1,0} \cdot \frac{\lambda_1 R_1}{(\lambda_1 R_1 - \lambda_2 R_2)} \cdot (e^{-\nu_1 L} - e^{-\nu_2 L}) \quad (16)$$

式(16)と式(11)の相違は指数関数のべき乗指数のみである。両者の式に Table 2 に掲げる値を代入して、移行距離 L をパラメータとして娘核種の相対濃度 $C_2/C_{2,0}$ を示したのが Fig.2 である。分散効果を見無視すると濃度が低めに評価される場合があることが判る。また、Table 2 の親核種の濃度だけを 100 倍にすると、Fig.3 に示すように、再濃縮により濃度が最大で約 7 倍増加すること、分散効果を考慮すると再濃縮による影響が長距離に及ぶこと、なども判る。これは、分散係数の設定式を見れば判るように、移行距離が長くなるほど分散効果が顕著になり、核種は移動方向により速く進んで濃度を上昇させるため、この効果が Fig.3 に顕著に現れている。また、Fig.2 と 3 の比較から、パラメータ値の設定によって、再濃縮の程度が大きく異なることが判る。

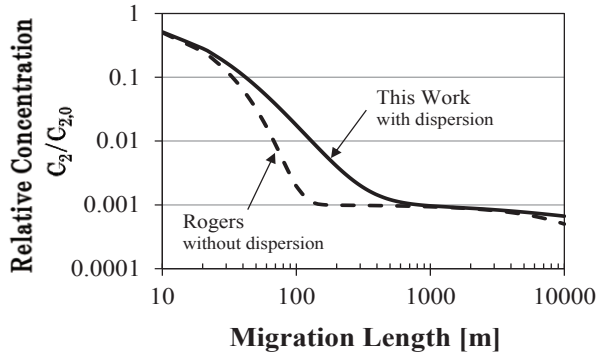


Fig.2 Relative concentrations of the daughter nuclide with and without dispersion effect as a function of migration length.

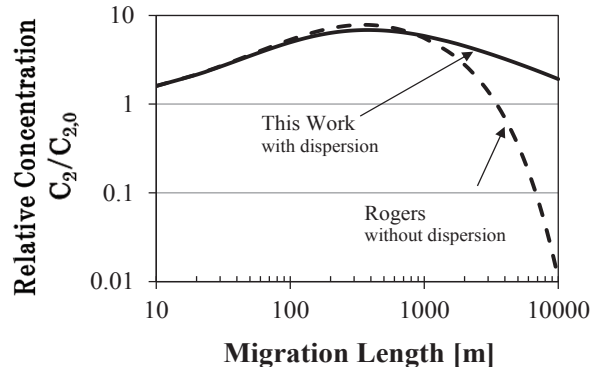


Fig.3 Relative concentrations of the daughter nuclide with and without dispersion effect as a function of migration length in the case of higher parent concentration at inlet.

2) 再濃縮現象の可能性

上記の計算例は仮想的な核種データを用いたものであるので、もう少し具体的な条件で再濃縮現象の可能性を検討する。そのため、技術的観点から我が国において地層処分が実現可能か否かを論じた報告書(以下 H12 報告)に記載の多孔質媒体に関するデータを参照する¹⁸⁾。下表に参照データの一覧を示す。

Table 3 Parameters used in the calculation of the reconcentration*.

(a) Medium parameters

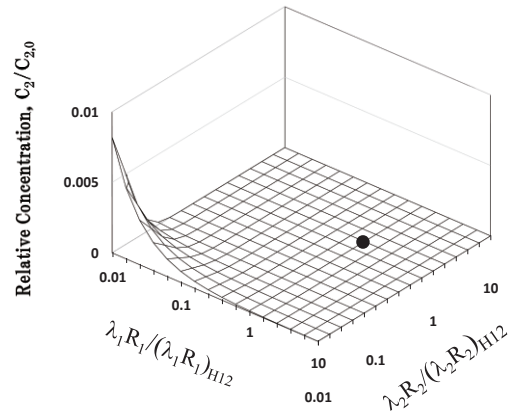
Parameter	Symbol	Value
Darcy Velocity	U_d	3.2
Porosity	ε	0.1
Migration Length	L	800
Dispersion Length	α	80

(b) Nuclide parameters

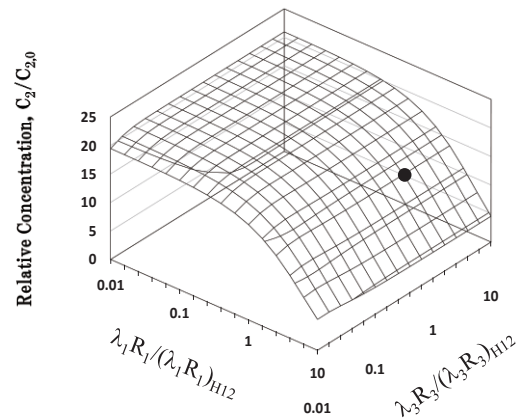
No.	Name	Half-Life [year]	Retardation Factor R	Inlet Conc. C_0
1	^{245}Cm	8.50E+3	1.09E+5	2.00E-4
2	^{241}Am	4.33E+2	1.09E+5	2.00E-4
3	^{237}Np	2.14E+6	2.19E+4	2.00E-5

* A.00E±B should be read as $A.00 \times 10^{\pm B}$

ここでは、上記パラメータのうち遅延係数の効果に着目する。式(11)と(12)に $\lambda_1 R_1$, $\lambda_2 R_2$, $\lambda_3 R_3$ の値を種々として(親-孫核種の比較では娘核種の $\lambda_2 R_2$ を Table 3 から得られる値に固定)代入し、得られた濃度を Fig.3 に示す。図では、H12 報告中の各核種に対する λ_i と R_i の積 $(\lambda_i R_i)_{\text{H12}}$ に対する相対値を横軸のパラメータにとり、縦軸には得られた濃度を入口濃度で除した相対濃度をとって結果を示す。また、図中の●丸印は H12 報告に記載された $(\lambda_i R_i)_{\text{H12}}$ の位置を示す。図中の濃度は移行距離 $L=800[\text{m}]$ での値である。



a. Parent - Daughter



b. Parent - Grand-daughter ($\lambda_2 R_2$ fixed)

Fig.4 Reconcentration in the $^{244}\text{Cm} \rightarrow ^{241}\text{Am} \rightarrow ^{237}\text{Np}$ series.

Fig.4 からは、H12 報告で設定した値では娘核種の半減期が短く $e^{-\eta_2 L} \approx 0$ なので、再濃縮の兆候は見られるものの、顕著ではなく、H12 報告の $1/100 \sim 10$ 倍の範囲で $\lambda_i R_i$ の数値を変動させても $e^{-\eta_1 L} \ll e^{-\eta_2 L}$ なので式(17)に示したように再濃縮による濃度増はほとんど無視できることが判る。

$$\frac{C_2}{C_{2,0}} \leq e^{-\eta_2 L} + \frac{C_{1,0}}{C_{2,0}} \cdot \frac{\lambda_1 R_1}{\lambda_2 R_2 - \lambda_1 R_1} \cdot (e^{-\eta_1 L} - e^{-\eta_2 L}) \approx e^{-\eta_2 L} \quad (17)$$

$$\therefore \frac{C_{1,0}}{C_{2,0}} \cdot \frac{\lambda_1 R_1}{\lambda_2 R_2 - \lambda_1 R_1} \leq 5 \times 10^{-10}$$

一方、孫核種の場合は 20 倍程度の濃度上昇が見られる。これは $e^{-\eta_1 L} \ll e^{-\eta_2 L}$, $e^{-\eta_2 L} \ll e^{-\eta_3 L}$ で、かつ、検討範囲内では多くの場合 $\lambda_3 R_3 \ll \lambda_2 R_2$, $\lambda_3 R_3 \ll \lambda_1 R_1$ と見なせるため、これらを考慮した近似式の式(18)から、孫核種の濃度は、親、娘、孫核種の放出が継続する条件では、入口濃度の約 20 倍になることも容易に見通すことができる。また、溶解度の変動した場合も、 $C_{1,0}$, $C_{2,0}$, $C_{3,0}$ の比に着目すれば、どのような変化が生ずるか即座に理解できる。これも、簡易表現の利点と言える。

$$\frac{C_3}{C_{3,0}} \leq \left(1 + \frac{C_{2,0}}{C_{3,0}} + \frac{C_{1,0}}{C_{3,0}} \right) \cdot e^{-\eta_3 L} \approx 21 \cdot e^{-\eta_3 L} \quad (18)$$

4. 結論

崩壊系列を含む放射性核種の地層中の移行挙動を簡易に評価するため、親一娘一孫の 3 世代核種の定常濃度を求める式を導出した。導出式は崩壊連鎖の逐次放射性壊変の式と類似の形式に整理できることが判り、放射性壊変の式から孫以降の子孫核種についても定常解が容易に推定できる。また、親となる核種から崩壊した子孫核種の成分が、元々存在していた核種に重畳し、移行中に濃度が上昇する再濃縮現象についても、パラメータの変動に対して濃度上昇がどの程度に収まるかも容易に推定できる。

本導出式が示すのは定常濃度であるので、時系列変化のような詳細情報は得られないが、表現が単純で計算が容易であり、崩壊系列の核種毎の寄与の仕方も直感的に把握しやすい、などの利点がある。

5. 記号

C_i	: 系列 i 番目の核種濃度, mol m^{-3}
$C_{i,0}$	: 系列 i 番目の核種の溶解度, mol m^{-3}
D_h	: 分散係数, $\text{m}^2 \text{y}^{-1}$
D_m	: 分子拡散係数, $\text{m}^2 \text{y}^{-1}$
L	: 移行の距離, m
$N_{i,0}$	: 系列 i 番目の核種の初期存在量 (原子核数)
R_i	: 系列 i 番目の核種の遅延係数
U_d	: ダルシー流速, m y^{-1}
U_p	: 実流速, m y^{-1}
t	: 時間, y
x	: 核種放出点からの距離, m
α	: 機械的散乱効果の分散長, m
ε	: 間隙率
λ_i	: 系列 i 番目の核種の壊変定数, y^{-1}
$D_i = D_h / R_i$	
$V_i = U_d / \varepsilon R_i$	
$\beta_i = \{(4\lambda_i D_i + V_i^2) / 4 D_i^2\}^{1/2}$	
$\eta_i = \beta_i - V_i / 2D_i$	
$v_i = \lambda_i R_i / V_i$	

参考文献

- 1) 特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律, 第一章 総則, 第二条の 2, 最終改正: 平成二六年六月一三日法律第六九号.
- 2) 石原義尚, 他, 高レベル放射性廃棄物ガラス固化体のインベントリ評価, JNCTN8400 99-085, (1999).
- 3) Burkholder, H.C., and Cloninger, M.O., The Reconcentration Phenomena of Radionuclide Chain Migration, BNWL-SA-5786, Battelle-Pacific Northwest Laboratories, U.S.A., (1977).
- 4) Lung, H.-C., Chambre, P.L., Pigford, T.H., and Lee, W.W.-L., Transport of Radioactive Decay Chains in Finite and Semi-infinite Porous Media., Report LBL-23987, Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, (1987).
- 5) 原子力発電環境整備機構, パンフレット“放射性廃棄物の地層処分に向けた取り組み”.
- 6) Fanghanel, Th., and Neck, V., Aquatic Chemistry and Solubility Phenomena of Actinide Oxides/Hydroxides, Pure Appl. Chem., 74(10), 1895-1907, (2002).
- 7) Bear, J., *Hydraulics of Groundwater*, p267-270, McGraw-Hill, (1979).
- 8) Gershon, N.D. and Nir, A., Effects of Boundary Conditions of Models on Tracer Distribution in Flow through Porous Mediums, Water Resource Research, 5(4), 830-839, (1969).
- 9) Bear, J., *Hydraulics of Groundwater*, p231-237, McGraw-Hill, (1979).
- 10) 日本アイソトープ協会編, “新ラジオアイソトープ講義と実習”, p89-90, 丸 善, (1989).
- 11) Krishnaswami, S., Graustein, W.C., and Turekian, K.K., Radium, Thorium and Radioactive Lead Isotopes in Groundwaters: Application to the in Situ Determination of Adsorption-Desorption Rate Constants and Reterdation Factors, Water Resource Research, 18(6),1633-1675, (1982)
- 12) Tricca, A., Wasserburg, G.J., Porcelli, D., and Baskaran, M., The Transport of U- and Th-series Nuclides in A Sandy Unconfined Aquifer, Geochim et Cosmochim Acta, 65(8), 1187-1210, (2001).
- 13) Davidson, M.R., and Dickson, B.L., A Porous Flow Model for Steady Transport of Radium in Groundwater, Water Resource Research, 22(1),34-44, (1986).
- 14) Panik., M., and N., Vladimir, GOLDSIM Models of Long-term Radiation Impact of Conditionally Cleared Radioactive Material, Progress in Nuclear Energy, 67, 88-97, (2013).
- 15) Gelhar,L.W., Welty, C., and Rehfeldt, K.R., A Critical Review of Field-Scale Dispersion in Aquifers, Water Resource Research, 28(7), 1955-1974, (1992).
- 16) Rogers, V.C., Migration of Nuclide Chains in Groundwater, Nucl. Technol., 40,315-320, (1978).

- | | |
|--|--|
| 17) Neuman, P.S., Universal Scaling of Hydraulic Conductivities and Dispersivities in Geologic Media, Water Resource Research, 26(8), 1749-1758, (1990). | 放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性, - 地層処分研究開発第2次とりまとめ第3分冊 -, JNC TN1400 99-023, VI-65, 表 6.1.2.4-5, 平成 11 年. |
| 18) 核燃料サイクル開発機構、わが国における高レベル | |