

放射性廃棄物の地中処分における地盤環境評価へのアプローチ

An Approach to Advanced Migration Analysis of Radioactive Nuclides Around Near and Far Fields of Underground Radioactive Waste Disposal Facilities

佐藤 邦明 (さとう くにあき)
埼玉大学助教授 工学部地盤水理実験施設

伊藤 洋 (いとう よう)
㈱熊谷組原子力開発室土木技術部

前川 一彦 (まえかわ かずひこ)
三菱マテリアル㈱ 原子力技術センター技術第2部

1. はじめに

原子力燃料の消費を中心に生み出される放射性廃棄物の処分は残された最重要課題の一つといわれている¹⁾。放射性廃棄物処分の目的は、内部に含まれる放射性核種に起因する人間への放射線影響（被曝線量）が無視できる程度になるまで廃棄物を人間の生活環境から隔離することにある。この目的を達成するための処分方法については、放射性廃棄物の種類に対応して種々の方式が提案されている²⁾。世界的に見ると、陸地・地層処分方式が最も有望視されているが、その安全性は処分操業期間中の適切な操業、終了後の処分サイトの適切な制度的管理、ならびに人工バリア（廃棄物固化体、封入容器、充填材、処分施設構造体）と天然バリア（自然地層）の放射性核種移行の効果的な抑制・遅延機能により確保できると考えられている。処分にかかわる安全評価の基本的因子の一つは、地下水中の放射性核種濃度にある。したがって、処分施設周辺および住民の居住地域周辺の地下水挙動、水の流れに伴う放射性核種の移流・拡散現象、ならびに放射性核種と地層構

成物質との相互作用をそれぞれ解明し、適切な評価モデルを開発すること、および評価に必要なデータベースを実験的に取得・整備することが不可欠となる。

このような背景にあつて、放射性廃棄物の陸地・地層処分自体が本邦ではまだ実績がなく、現象解明が不十分な事項も多く、安全評価の精度を向上させる上からも、ハード面に限らずソフト面でも、今後の学際的研究に委ねられるべき課題が多くある。

本論では、廃棄物の地中処分の概念と地下水とのかかわりについて概説し、核種移行・伝熱モデルと評価手法の考え方に力点を置いて新しい理論から水理学的にアプローチする。

2. 放射性廃棄物の陸地・地層処分の概念と地下水とのかかわり

2.1 放射性廃棄物の陸地・地層処分の方法

放射性廃棄物の陸地・地層処分概念は、図-1のように低レベル（中レベルも含む）放射性廃棄物の浅層処分と高レベル放射性廃棄物の深層処分に大別されている。今日まで放射性廃棄物については海洋

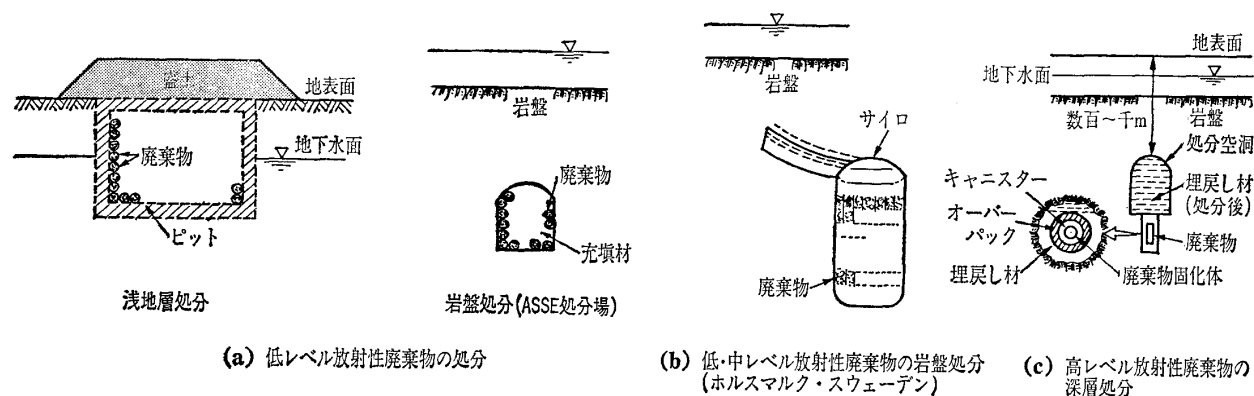


図-1 放射性廃棄物の陸地・地層処分の概念

報文-2080

処分を含めていろいろな方法が検討されてきたにもかかわらず、陸地・地層処分が受け入れられてきた理由の一つは自国（領土）の地形・地質に適した方法が個性的に工夫し得る点にある。図-1中の(a)は低レベル放射性廃棄物の浅層処分概念であるが、(b)はやはり低・中レベル放射性廃棄物の岩盤地中処分であり、沖積地盤が発達していないところに見られる。一方、高レベル放射性廃棄物は地表の人間環境からの完全隔離を重点に(c)図のように数百mから千m程度の深層に処分され、廃棄物そのものがガラス固化した後、オーバーパック材にくるんで厳重に処分される。今日の技術的通念から高レベル放射性廃棄物の処分では廃棄物の残留崩壊熱（100℃程度かそれ以上）が避けられない。

2.2 核種移行シナリオ

処分核種の移行（migration）は少なくとも、

- ① 人工バリア中の移行
- ② 天然バリア中の移行

が中心に考えられている。

人工バリアは人工的にある期間核種移行を防止・遅延するものであり、容器、充填材、コンクリート壁、および盛土（浅層処分の場合）、さらにガラス固化体やバックフィル（高レベル放射性廃棄物の場合）のごときものである。他方、天然バリアは自然の地層・岩盤自体における核種の吸着、沈殿のような移行遅延効果である。図-2はこの核種移行プロセスを概念的に示したものである。図から分かるように核種移行時間（移行遅延時間）は、例えば高レベル放射性廃棄物の場合はガラス固化体から溶出する時間、バックフィル材中の移行に要する時間、および地層中を移行する時間の和になる、という風に考える。放射性廃棄物は百種以上の放射性核種を含むが、いずれも強弱はあっても時間とともに自然減衰する。そのため核種移行評価を行うに当たっては指標となる核種（人間生体系への有害性・影響、および核種濃度や半減期等の化学的性質などに依存）を選んで考える。一方、地下水は処分施設の建設時は湧水・水位低下といった従来の地下水障害とかわり、その後人工バリア材の腐食・劣化（千年程度）を経て天然バリア中での核種移行に移る。この後者の過程で生活環境への核種侵入を評価することとなり、処分場がその役割を終えるまで終始地下水がか

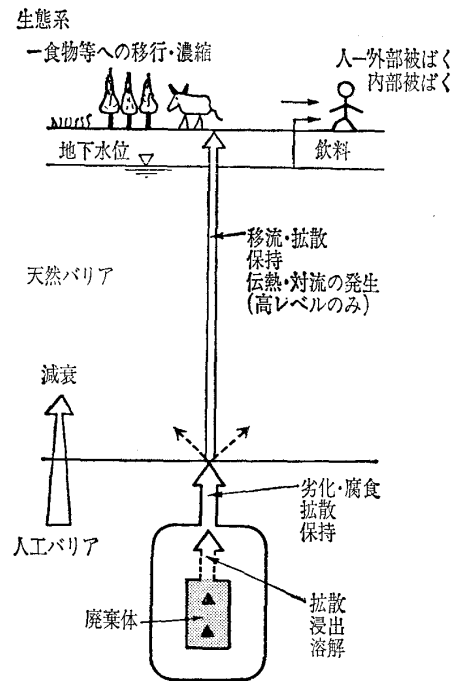


図-2 放射性核種移行プロセスモデル

かわりを持つこととなる³⁾。

3. 放射性核種の移行モデルと移行の性質

3.1 核種移行の基本的性質

(1) 固化体からの核種浸出

放射性廃棄物はまず固化体の形で処分されるから、これが第1のバリアとなる。したがって、固化体からの放射性核種の浸出はその移行を考える上での最初のプロセスとなり、その浸出挙動を明確にしておく必要がある。

現在国際的に考えられている固化体の形態には、ガラス、セメント、ビチューメン、プラスチック、サーメット、複合体、シンロック（合成岩石）などがあるが⁴⁾、現段階では低・中レベル廃棄物はセメント固化体、高レベル廃棄物はガラス固化体が有望視されている。

セメント固化体は、強いアルカリ性であり、結晶質の多孔媒体であるという特性がある。セメント固化体からの放射性核種の浸出は、一般的には内部拡散のみに律速されると仮定されているが^{5),6)}、詳細には溶解過程、固化体の寸法効果、温度、および水質などの影響を考慮しなくてはならない。

ガラス固化体は、非結晶質で網目構造をもつガラスの特性を生かし、多種多様の放射性物質を取り込むものである。中でも、ホウケイ酸塩ガラスは、耐

腐食性や熱的安定性に優れており、現在これを基礎組成とするものが主流である。ガラス固化体からの核種の浸出機構は、内部での拡散、ガラスマトリックスの変質、表面層の形成および表面層中での鉱物化によって概念的に説明され⁷⁾、短期では拡散律速、長期では表面反応律速、定常状態では沈殿、収着律速と考えられているが、pH、温度、浸出液の組成・酸化状況、放射線、溶解度、流速などの影響を受ける⁴⁾。

以上、セメントとガラス固化体からの核種の浸出の基本的考え方を示したが、固化体の材料特性（化学的安定性、物理的性質、機械的性質、蒸発性、耐放射線性など）の十分な検討が不可欠である。

(2) 地盤（岩盤）中での浸透流による核種移行

放射性核種が地盤（岩盤）中を地下水によって移行する際の特徴の一つは移行中に溶質としての性質変化が起こること、もう一つは固相への収着および核種の減衰が生じることである。これらの特性を考慮して核種移行の基本的性質を水理学的に検討することができるが、ここでは核種移行形態の基本とその評価上多少留意すべき性質を示す。

放射性核種が地盤および人工構築物中を地下水を媒体として移行する際の核種移行については、一次元流として、

$$\frac{R_d \partial C / \partial t}{\text{濃度の経時変化}} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{R_d \lambda C + L(t)/J}{\text{減衰発生}} \dots \dots \dots (1)$$

とかける⁸⁾。ここに、 R_d ：遅延係数、 t ：実時間、 C ：核種濃度、 v ：浸透移流速度、 D ：分散・拡散係数、 λ ：核種の崩壊定数、 $L(t)/J$ ：廃棄体のソースターム、 x ：座標、とする。

放射性核種の移行は、式(1)を検討することによって理解することができる。同式には核種の移行にかかわるすべての形態が含まれているが、実際には①分子拡散のみにより移行する（地下水流速がない、あるいは無視できるほど小さい）、②移流のみにより移行する（地下水流速が大きく、分散効果が無視できる）、③核種の移行はなく、単に減衰する（ゼロリリースバリアに覆われている）、④分散、移流および減衰を伴って移行（地下水流もあり、流体力学的分散効果も表れる）、⑤定常移行（時間 $t \rightarrow \infty$ ）

等の移行形態に特徴的に分類して考えることが多い。また、取扱い上の便利さからも室内試験室等で物理的に移行現象を判断した上で①～⑤のように移行現象を特定して対象構造物や地盤中での評価・検討を行うパターンが一般的である。しかし、このときに注意しなければいけないのは、移行形態を分類する基準があまり明確になっていないことである。そこで、式(1)の理論解（濃度源での核種の崩壊を考慮）である次式(2)を用いて⁸⁾、その基本的性質を検討してみることにする。

$$\frac{C}{C_0} = 2/\pi^{1/2} \cdot \exp(-\lambda t) \cdot \exp(1/2 \cdot Pe) \cdot \int_0^\infty \exp(-\xi^2 - Pe^2/16\xi^2) d\xi \dots \dots \dots (2)$$

$$\begin{aligned} \text{境界条件: } C=0 \quad t=0, \quad x \geq 0 \\ C=C_0 \exp(-\lambda t) \quad t > 0, \quad x=0 \\ C=0 \quad t > 0, \quad x=\infty \end{aligned}$$

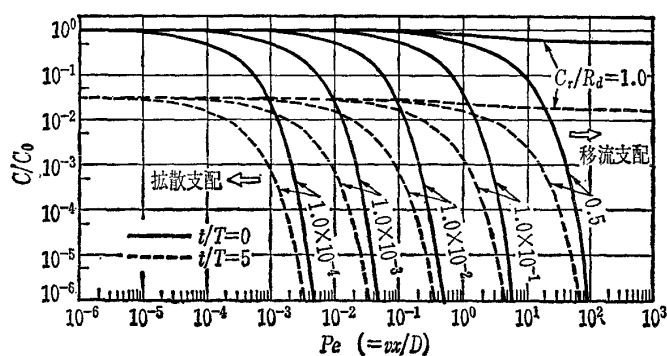
ここで、

$$\begin{aligned} l = 1/2(Pe \cdot R_d / Cr)^{1/2}, \quad Pe = vx/D, \quad Cr = vt/x \\ R_d = 1 + (1-n)/n \cdot \rho K_d \end{aligned}$$

C_0 ： $x=0$ m（濃度源）での核種濃度、 n ：空隙率、 ρ ：密度、 K_d ：分配係数（吸着係数）、 Pe ：ペクレ数、 Cr ：クーラン数、である。

同式により、核種の分散、移流、崩壊を考慮したときの比濃度 C/C_0 は、無次元数である Pe 数、 Cr/R_d および t/T （ T ：半減期、 $T=0.693/\lambda$ ）によって表すことが可能となる。

つぎに、式(2)を用いて縦軸に比濃度 C/C_0 、横軸に Pe 数を取り、パラメーターに Cr/R_d を用いてそれらの関係の一例 [$t/T=0(T=\infty)$ および $t/T=5$] を示したのが図-3である。同図の見方は、 Pe 数が小さいほど分散・拡散支配、大きいほど移流支配の傾向となる。一方、 Cr/R_d は1に近いほど対象距離 x に移流距離 vt が近いことになるから比濃度 C/C_0 は高くなり、移流支配となる。逆にこれが小さいほど拡散に支配されることとなる。したがって、その間は移流と分散・拡散が混在する現象ということになるが、これらの明確な区分はかなり難しい。つまり、同図は核種移行にかかわる水理パラメーターである流速 v 、分散・拡散係数 D および遅延係数 R_d に加え、考える核種濃度 C 、距離 x 、時間 t によっても現象が大きく異なってくることを示している。このことは、例えば室内試験（時間・距離とも短い）で得た移行形態は必ずしもフィール



図—3 比濃度 C/C_0 と Pe 数の関係の一例

ドスケール（時間・距離とも長い）に適用されない可能性をもっていることを示唆しており、慎重に判断を下す必要がある。

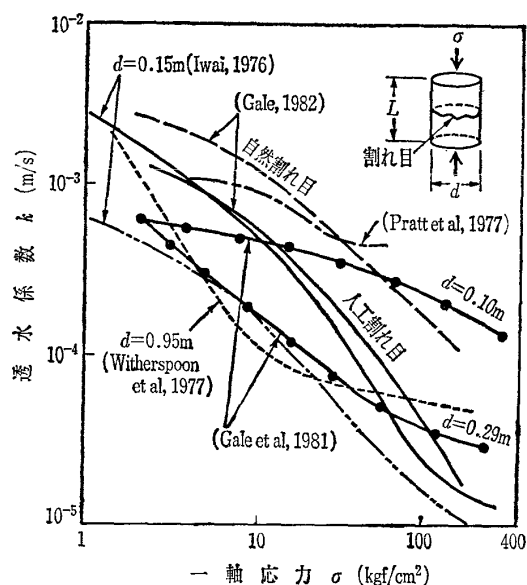
(3) 核種と地盤の相互作用

放射性核種の移行において、極めて重要な特性として、核種と地盤あるいは構造物構成物質との相互依存作用がある。この機構としては、吸着/脱着、ろ過、不動水への拡散、沈殿/溶解、凝集、錯体形成等の化学反応が考えられており、これを総称して保持と呼んでいる³⁾。しかし、この保持現象は、地化学的環境（温度、圧力、pH、Eh、共存元素、微生物等）によって複雑に変化するため、そのすべての機構を解明することは現実的には困難である。したがって、現状ではこれらの機構を分離せず、その全体の効果を式(1)、(2)に示した分配係数という瞬時平衡定数に集約させて、それを便宜的に用いている。しかし、原子力の分野では、さらに詳細な機構解明の努力もなされている。

(4) 応力と熱による移行特性

土質地盤にしても岩盤にしても応力（水圧も含め）によって変形するし、熱によっても体積変化が生じる。高レベル放射性廃棄物の処分のように深い岩盤を対象にする時、地圧応力による間隙率の変化や空洞掘削による応力開放から生じる緩み領域の発生などは地下水流に変化をもたらす。これは、割れ目系の地圧・水圧変化による流路幅の増減による透水性の変化に起因した現象とみることができる⁹⁾。

図—4には、岩盤割れ目系の透水係数と応力の関係の一例を示している¹⁰⁾。これは割れ目をもつ岩盤では応力が増すにつれて透水性が低下することを示すものであるが、このことはしばしば現場ルジオンテストで地山の深度方向の透水係数低減においても



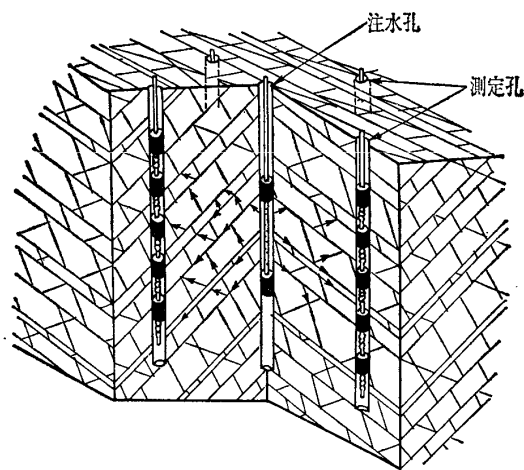
図—4 単一割れ目系の透水係数と応力の関係

認められている⁹⁾。これは地山深度に応じて地山圧力が自重によって増すことによるものと解釈され、割れ目系の間隙幅が深さに従って地圧によって減少する結果である。

つぎに、岩盤中に熱源が存在する場合、地山透水性がある程度小さければ地下水流の影響を受けずに熱は伝導支配により周辺に向けて拡散して低下することになる¹¹⁾。その際、熱源近傍では熱応力が生じ、割れ目系は閉口の方に表れ、透水性が減る傾向をもつが、逆に熱によって水の粘性が減少するから必ずしも予想されるほど透水係数は減少しないと思われる。しかし、熱源温度が高くなると、水と岩石の化学的作用が生じ目詰まりが発生しやすくなることも考えられる。いずれにしても、かなり高い温度の熱源をもつときの周辺地下水流についてはまだよく分かっていないので、今後の研究に待たれることを多く含んでいる。

(5) 異方性とフラクチャーシステム

地下水の流動を考える際、最も難問の一つは岩盤（地盤）の異方性と割れ目系の構造を知ることである。岩盤の異方性とは岩種の違いもあるが地下水の運動を考える際には水理パラメーター（透水係数、空隙率、貯留係数）の異方性が最も重視される。例えば、岩盤中の貫入断層の存在や割れ目系・充填層がそれに相当する。地下水そのものの流動は異種の地山岩体が接する場合、マクロ的に流速ベクトルはそこで屈折する程の影響がある。



図—5 割れ目系の脈絡

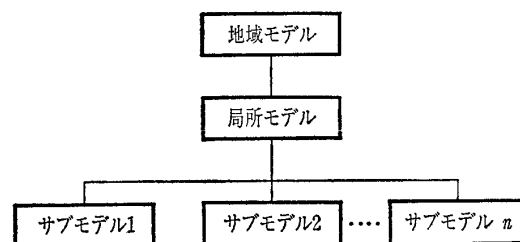
岩盤中の放射性核種の移行を考える時、最も大切になるのは割れ目系 (fracture system) の構造と脈絡性である。実際、割れ目系のすべてが透水に寄与するわけではなく、透水に関与するのは脈絡のある有効割れ目群のみである。図—5のように水圧変化を水流 (親) ボーリング孔 (深度別パッカーを有する) から与え、周辺に設けた複数の (子) ボーリング孔で水圧を深さごとに計測すれば¹²⁾、有効割れ目群の方向や深度を知ることができるはずであり、あらかじめボーリング孔を掘削した時点で坑内試験 (ボアホールテレビ、物理検層等) によって割れ目の方向、幅、傾斜などと対比して脈絡を知ることが可能となろう。

3.2 核種移行モデルと解析

放射性廃棄物の処分核種の地下水による地中移行シナリオは図—2に説明したように、移行プロセスの段階ごとに考え、核種移行モデルを作る。高レベル廃棄物の場合に焦点を当てて考えると、少なくとも次の移行段階に分けてモデル化し得る。

- ① ガラス固化体よりの溶出
- ② オーバーパック・埋戻し材中の移行
- ③ 岩盤 (岩石および割れ目系) 中の移行
- ④ 浅層風化層 (土壤近傍鉛直移行含む) 中の移行

上述の①～③は処分核種の残留放射能による崩壊熱による熱効果により移行助長および対流によるそれが加わること、および④の場合には土壤近傍の乾燥、湿潤の繰返しによる鉛直移行に加え不飽和浸透流による毛管流移行が生じる。また、直接地下水流



図—6 核種移行予測のモデル化の考え方

によるわけではないが、植生の成長に伴う蓄積も考えられる。

実際にはこういったシナリオに沿って核種移行解析を進めることになるだろうが、個々のプロセスにおける移行は既に 2. で述べたような基本的性質に加えて、核種インベントリーやハザードインデックス (有害度指数) などを考慮して行うことになる。

実際の核種移行解析は、比較的単純な場合は理論解析により、複雑な条件下では数値シミュレーションによって検討することになるが、基本的な核種移行モデルは概念的に、①多孔媒体モデル、②セルモデル、③ランダムウォークモデル・統計モデル、の三つぐらいの方法が考えられる。①多孔媒体モデルは基本的には A.E. Scheidegger (シャイデガー, 1957) の細管モデルのようなもの、および平行間隙モデルである¹³⁾。②セルモデルは地下水流によるポルータントの移行を多くのセルの集合体システム中における受渡しで解析するものである¹⁴⁾。さらに、③ランダムウォークや統計モデルは確率・統計論を基礎にポルータントの移行をモデル化するものである¹⁵⁾。

このように核種移行を考える際、いろいろな要因が絡んでくるため適切な現象把握、モデル化、解析法および評価法が要求される。したがって、核種移行の予測のためのモデルは、図—6のようにモデル全体をいくつかの局所モデルに分けて解析を行い¹²⁾、それらを総合して判断できるよう構築することが肝要となる。局所モデルは、例えば高レベル放射性廃棄物の処分における核種移行の場合であれば、人工バリア中の移行と天然バリア中の移行に分け、それぞれについてガラス固化体からの溶出、オーバーパック中の移行、岩盤割れ目系の移行、浅層地下水中の移行、土壤近傍の乾燥・湿潤移行といったように分けて、総合的には植生や地表水流出をも加味し

報文-2080

て移行解析を進め、最終的にはこれら局所モデル、サブモデルをリンクして全体モデルを仕上げていくわけである。

また、特に高レベル放射性廃棄物キャニスター周辺の near field では、残留放射能による崩壊熱が応力や地下水流に与える影響を加味した評価がなされる必要がある^{16),17)}。

さらに、地表近傍の土壌水・地下水に含まれる核種が太陽や風によって乾燥する過程に伴って濃縮される現象および降雨によりブリーチングされる現象についても今後の課題であろう¹⁸⁾。

4. む す び

原子力利用によって生み出される放射性廃棄物の陸地・地中処分は諸外国で活発に研究されつつある。処分方法は、各国の地形・地質、国情および放射能レベルによって固有の方法が提案され、実際に現地に地下研究施設を建設し、関係した実験・試験、計測、および調査が行われている。地中処分にかかわる研究では従来なかった新しい問題・技術が注目されているが、中でも岩盤割れ目系・脈絡、岩盤浸透流、放射性核種の移行および熱輸送現象は特に重要である。本論は、これら重要問題に着目し、環境地盤水理解析へのアプローチを述べた。しかし、これらは時間を静的に捕えたものであり、さらに超長期的な時間というファクターを加えていくと、処分中の事故、災害（洪水氾濫など）、地殻変動の影響や地質・水質等の化学的環境が与える人工バリア劣化や核種の吸着性への影響等も無視し得ないものとなる。

放射性廃棄物の問題は、単に特殊な廃棄物ではなく、将来のエネルギー展望を左右するほど重要なものであり、今後我々土木技術者にゆだねられる役割は大きい。

参 考 文 献

- 1) 例えば、通産省資源エネルギー庁公益事業部監修：電気事業の現状、日本電気協会年報委員会、1983。
- 2) 例えば、IAEA: Underground disposal of radioactive wastes. Basic guidance, Safety Series, No. 54, Vienna, IAEA, 1981。

- 3) 佐藤邦明ほか：放射性廃棄物の地層処分に係わる地下水問題の論点、土木学会誌、pp. 41~44, 1989. 3.
- 4) D.G. ブルッキンス（石原健彦・大橋弘士訳）：放射性廃棄物処分の基礎、現代工学社、pp. 229~259, 1987.
- 5) Matsuzuru, H. & Suzuki, H.: Modeling of release of radionuclides from an engineered disposal facility for shallow-land disposal of low-level radio-active wastes, Waste Management, Vol. 9, pp. 45~56, 1989.
- 6) 寺島 泰ほか：セメント固化体中 ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co の溶出機構について、土木学会論文報告集、第201号、pp. 51~60, 1972. 5.
- 7) 石原健彦監修：地下環境工学、(社)日本工業技術振興協会、pp. 155~157, 1988. 6.
- 8) D.H. Tang et al.: Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solution for a single fracture, Water Resour. Res., Vol. 17, No. 3, pp. 555~564, 1981. 6.
- 9) 佐藤邦明・伊藤 洋：岩塊モデルによる地下空洞の地下水解析、土木学会論文集、第369号、pp. 51~60, 1986. 5.
- 10) Gale, J.F.: Fundamental hydraulic characteristics of fracture from field and laboratory investigations, AWRC. Conf. Groundwater in Fractured rock, Camberra, pp. 79~94, 1982.
- 11) 佐藤邦明・伊藤 洋：地下空洞周辺の伝熱に関する研究、土木学会論文集、第 363 号、pp. 97~106, 1985. 11.
- 12) Project Report, NGB85-09, 1985. 6.
- 13) Sheidegger, A.E.: The physical of flow through porous media, Univ. Toronto Press., pp. 127~135, 1957.
- 14) Bear, J.: Hydraulics of groundwater, McGraw-Hill, pp. 436~462, 1979.
- 15) Offink, G.J.M.: Modeling of solute transport with the random walk method, Groundwater Flow and Quality Modelling, Edited by E. Custodio, A. Gurgui & J. P. Lodo Ferrira, D. Reidel Pub. Comp., pp. 247~265, 1987.
- 16) 大西有三ほか：有限要素法による応力-浸透-熱移動連成問題解析手法、土木学会論文集、第 370 号、pp. 151~158, 1986. 6.
- 17) K. Sato et al.: Applied study on transfer of radioactive nuclides and heat diffusion around radioactive waste disposal cavern in deformable fractured rock mass, 6th ISRM, pp. 245~248, 1987. 8.
- 18) 佐藤邦明ほか：低レベル放射性廃棄物の浅層処分における溶質移行に関する基礎研究、第33回水理講演会論文集、pp. 253~258, 1989.

(原稿受理 1990. 3. 5)