625. 放射性廃棄物地中処分場の立地要件

井上 頼輝*, 森澤 眞輔*

(1975年 10月27日 受理)

Land Requirement for a Radioactive Waste Disposal Yard

By Yoriteru INOUE and Shinsuke MORISAWA

Land requirement for a radioactive waste disposal site was discussed for keeping a radiological safety of public citizen, which might be caused by the buried wastes through radioactive contamination of water and soil around the disposal yard in a nuclear facility. Two-dimensional transportation diffusion equation, which was used for estimating a ^{90}Sr distribution in a saturated zone around the waste disposal yard, was analyzed numerically with an aid of high speed digital computer. Those environmental parameters such as velocity of groundwater, diffusion coefficient, equilibrium distribution factor of ^{90}Sr and so on were assumed to be given at the nuclear site through a preliminary site survey.

Direct drinking of groundwater and intake of vegetables cultivated by using a groundwater were assumed as major intake routes of ^{90}Sr , which was leaked from buried wastes, and two types of land use restriction area were proposed. The first restriction area, where all kind of groundwater use was to be forbidden, were set around the disposal yard for making sure not to have internal irradiation dose caused by the wastes more than dose limit for the public. The second restriction area was set around the first restriction area and was required not to use groundwater for irrigation.

KEYWORDS: radioactive wastes, underground disposal, strontium 90, land requirement, numerical analysis, diffusion equation, land use, radionuclide migration, safety, radiation protection, internal irradiation, dose limit, nuclear facility

I. はじめに

放射性廃棄物の保管廃棄場あるいは地中処分場を立地させる場合には、廃棄物中に含まれる放射性物質が地中に漏出しても、周辺住民が著しい放射線障害を受けることがないように所定の広さの敷地を確保すべきであると考えられる。原子力発電所の立地に際しては、すでに居住制限区域、居住禁止区域等の土地利用の制約が課せられており、こうした区域の設定方法についてすでに一応の考え方が提示されている¹⁾。特に、廃棄物の地中処分場においては、放射性核種の地中での移動速度は極めて遅いため、このような土地利用の制限区域を合理的に設定することによって、潜在的な放射線障害の程度を著しく改善できることが試算によって示されている²⁾。

本報では、放射性廃棄物の地中処分場を立地させる場合に、処分場周辺の住民が限度以上の放射線障害を受けないために必要な処分場敷地の広さについて検討し、処分場敷地の広さの決定方法、土地利用制限区域の設定方法について提案する。さらに、これらの土地利用の制限区域が処分場周辺の自然環境因子の変化によってどのように変化するかを明らかにする。放射性廃棄物の地中処分に伴って生ずる地圏・水圏環境の汚染により人体が受けるであろう放射線障害を、限度以下に維持するために廃棄物処分場が有すべき最小の敷地面積を、ここでは立地要件と呼ぶことにする。

* 京都大学工学部衛生工学科教室(Dept. of Sanitary Eng., Kyoto Univ.)

II. 放射性核種の地下水中での分布

放射性廃棄物の地中処分場で処分された廃棄物から地中に漏出した放射性核種は、通気層を移動して地下水層に達する。さらに、放射性核種は地下水層を移動して、ついには人の生活環境に出現すると考えられる。ここでは、人による放射性核種の摂取は、地下水の直接飲用の経路と、地下水を灌漑用水に用いて栽培した農産物を摂取することによる経路とが主であると考へて、これら2つの経路による人体の内部被曝について検討する。地中処分された廃棄物からの空間散乱放射線による外部被曝についての検討は別の機会に譲る。

本研究で地中処分場の立地要件を検討するために想定した敷地を Fig.1 に示す。図中の位置 A, B, C, D は当該位置において放射性核種が地中に漏出した場合を想定し、計算によって推定された人体の内部被曝線量が極小になる位置である⁽³⁾。潜在的内部被曝線量の推定値は位置 A が最小で、位置 B, C, D の順に大きくなる。ここでは位置 A を原子炉等の原子力施設の立地位置にあてるとして、廃棄物の処分場(100m×100m; 面積 10,000 m²)を位置 B に立地させるものとする。

Fig.1 の敷地について想定した地下水の等水位線図を Fig.2 に、敷地の特性値を Fig.3 に示す。敷地内の各特性値は、敷地を覆う 1 辺 10m の正方形格子網の格子点における値で代表するものとする。

1. 基礎式

放射性核種の地下水中での移動を記述する基礎式として、次の 2 次元非定常輸送拡散方程式を用いる。すなわち、

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{1-f}{f} \rho \frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (v_x C) - \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) - \lambda \left\{ C + \frac{1-f}{f} \rho q \right\} \quad (1)$$

一方、放射性核種の土壌との反応を記述する式としては次式を用いる。

$$q = k_d C \quad (2)$$

ここに、 C, q : 放射性核種のおのおの地下水中・土壌中濃度

D_x, D_y : おのおの地下水中での放射性核種の拡散係数

v_x, v_y : おのおの x, y 方向の地下水流速

λ : 放射性核種の崩壊定数

The node points A, B, C and D are estimated to be locally optimum locations for waste disposal sites from a radiological safety aspects⁽³⁾.

Fig. 1 Site of a nuclear facility where the ground disposal yard of radioactive waste is selected

ρ : 地層を構成する土壌の密度

f : 地下水層の空隙率

k_d : 放射性核種の地下水と土壌との間の分配係数

Numerical values in the figure are the groundwater level above a sea level in meter.

Fig. 2 Contour map of groundwater in the nuclear facility

Fig. 3 Distribution of each environmental factor in the site which is required from determining a land requirement of waste disposal yard

本報では地下水層の空隙率 f が一定であると仮定している*ほか、 $\rho, k_d, v_x, v_y, D_x, D_y$ はおのおの位置 (x, y) の関数である。拡散係数 D_x, D_y はおのおの次式で与える⁽⁴⁾。

$$\begin{cases} D_x = D_m |v_x| + D_d \\ D_y = D_m |v_y| + D_d \end{cases} \quad (3)$$

ここに、 D_m : 標準拡散係数(定数)

D_d : 分子拡散係数(定数)

ここで、(2)式を(1)式へ代入し、さらに

$$\frac{t}{T} = K_f \equiv 1 + \frac{1-f}{f} \rho k_d \quad (4)$$

なる変数変換を施すと、次式を得ることができる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial T} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) \\ & - \frac{\partial}{\partial x} (v_x C) - \frac{\partial}{\partial y} (v_y C) - \lambda K_f C \end{aligned} \quad (5)$$

本報では、地下水中の放射性核種の濃度分布を推定する基礎式として(5)式を用いる**。

2. 数値解法

基礎式(5)は解析的に解くことができない。ここでは(5)式を Crank-Nicolson 型の差分近似をし、逐次過緩和法(SOR)によって数値的に解くことにする。輸送項の差分については、設定した座標軸に対して流速が正である場合には後進型の、負である場合には前進型の差分を採用した。以下に v_x, v_y がともに正の場合の差分近似例を示す。

当該敷地を正方形格子網で覆い、位置 (x, y) を格子点 $(i, j) = (i\Delta x, j\Delta y)$ で表わす。格子点 (i, j) における時刻 n での地下水中核種濃度を $C_{i,j}^n$ とすると、時刻 $n+1$ での核種濃度 $C_{i,j}^{n+1}$ は次のように与えられる。

$$\begin{aligned} C_{i,j}^{n+1} = & C_{i,j}^n + \omega E_{i,j} \\ E_{i,j} = & \frac{1}{k+A} \{ (k-A) C_{i,j}^n + B(C_{i+1,j}^{n+1} + C_{i+1,j}^n) \\ & + D(C_{i-1,j}^{n+1} + C_{i-1,j}^n) + F(C_{i,j-1}^{n+1} + C_{i,j-1}^n) \\ & + G(C_{i,j+1}^{n+1} + C_{i,j+1}^n) \} - C_{i,j}^{n+1} \end{aligned}$$

ここに、 ω は緩和係数、 $E_{i,j}$ は格子点 (i, j) において濃度を逐次計算する場合の補正量である。 k, A, B, D, F, G はおのおの差分近似に関する係数で、格子点 (i, j) について次のように与えられる。

$$\begin{aligned} k = & (\Delta x)^2 / \Delta t = (\Delta y)^2 / \Delta t = a^2 / \Delta t \\ A = & \frac{1}{2} \{ \lambda K_f + D_x(i + \frac{1}{2}, j) + D_x(i - \frac{1}{2}, j) \\ & + D_y(i, j + \frac{1}{2}) + D_y(i, j - \frac{1}{2}) \\ & + av_x(i - \frac{1}{2}, j) + av_y(i, j - \frac{1}{2}) \} \end{aligned}$$

$$B = \frac{1}{2} D_x(i + \frac{1}{2}, j)$$

$$D = \frac{1}{2} \{ D_x(i - \frac{1}{2}, j) + av_x(i - \frac{1}{2}, j) \}$$

$$F = \frac{1}{2} \{ D_y(i, j - \frac{1}{2}) + av_y(i, j - \frac{1}{2}) \}$$

$$G = \frac{1}{2} D_y(i, j + \frac{1}{2})$$

設定した正方形格子網の境界では、地下水中の放射性核種の濃度勾配が一定、すなわち $\partial^2 C / \partial x^2 = \partial^2 C / \partial y^2 = 0$ と仮定した。それゆえ、例えば設定した x 軸の右端境界格子点の核種濃度は次式で与えられる。

$$\begin{aligned} C_{i,j}^{n+1} = & C_{i,j}^n + \omega E_{i,j} \\ E_{i,j} = & 2(C_{i-1,j}^{n+1} + C_{i-1,j}^n) - C_{i-2,j}^{n+1} - C_{i-2,j}^n \\ & - C_{i,j+1}^{n+1} - C_{i,j+1}^n \end{aligned}$$

Fig. 4 Flow-chart of computation for estimating ^{90}Sr distribution in aquifer around the disposal yard

* 本報で行う解析において不可欠な仮定ではない。式の変形が本報とは異なるが、他の環境因子と同じく場所の関数として変化させることができる。

** (5)式によって、地下汚染物質の輸送・拡散を予測できるような地層が実際に存在することが知られている(文献(5)参照)。

核種濃度の初期条件は、処分開始時に処分場地下の地下水を除き、すべての位置の核種濃度をゼロとした。また、地中に処分した放射性固体廃棄物からは放射性核種が定期的に一定速度で地下水中へ漏出すると仮定し、処分場直下の地下水中の核種濃度は常に一定に保たれるものと想定した。

計算に用いたフロー・チャートをFig. 4に示す。

3. 計算

合計電気出力が2,000 MWeの原子力発電所の耐用年数を20年とし、同発電所から20年間に発生する放射性廃棄物の全量をセメント固化し、容器に入れずに1度に地中に埋設すると、廃棄物から地中へ移行する1年当りの放射性核種量は 2.17×10^4 Ci、うち ^{90}Sr の占める放射能量は 1.68×10^3 Ciであると推算されている⁽⁶⁾。廃棄物をセメント固化して地中処分する場合には、地中処分の安全性を支配する決定核種が ^{90}Sr となる場合が多いから、ここでは地中へ移行する放射性核種のうち特に ^{90}Sr に注目して検討する。想定した廃棄物の埋設場(面積10,000 m^2 : Fig. 1 参照)において、地中へ移行する ^{90}Sr 1.68×10^3 Ci/yr が埋設直下の地下水層(厚さ1 mとする)中で地下水によって一様に希釈され、しかもこの地下水中 ^{90}Sr 濃度は一定に保たれるものとする、この地下水中 ^{90}Sr 濃度は

$$\frac{1.68 \times 10^3 \text{ Ci}}{100\text{m} \times 100\text{m} \times 1\text{m}} = 1.68 \times 10^{-1} \mu\text{Ci/ml}$$

Fig. 5 Estimated distribution of ^{90}Sr in aquifer after 10 yr of waste disposal operation

となる。

Fig. 3 で設定した環境因子以外の、計算に用いた環境因子の値は次のとおりである。すなわち、標準拡散係数 $D_m = 1.0 \text{ cm}$, 分子拡散係数 $D_d = 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{sec}$, 地層の空隙率 $f = 0.40$, 地層の透水係数 $k_s = 6.9 \times 10^{-2} \text{ cm/sec}$, ^{90}Sr の半減期 $t_{1/2} = 10^4$ 日である。

時間ステップ幅を0.05日、空間ステップ幅を $\Delta x = \Delta y = 10 \text{ m}$ として、すでに述べた数値解法によって計算した ^{90}Sr の廃棄物埋設場周辺地下水中の濃度分布をFig. 5およびFig. 6に示す。Fig. 5は10年後に期待される ^{90}Sr の地下水中濃度分布を、またFig. 6は海岸から250m離れた格子線($j=26$)上の ^{90}Sr の地下水中濃度の時間変化を図示したものである。処分後、時間の経過とともに増加する立地要件を整理してTable 1に示す。また、基礎式(5)の左辺をゼロとおいて定常解析することによって得た ^{90}Sr の地下水中濃度の推定定常分布をFig. 7に示す。

Numerical value (T) in the figure means the time after waste disposal operation.

Fig. 6 Change of ^{90}Sr concentration in groundwater at 250 m apart from coastal line ($J=26$ line) estimated through unsteady state analysis

Table 1 Increase of land use restriction areas with increase of time estimated through an unsteady state analysis

Elapsed time after waste burial operation (yr)	1st restriction area where groundwater use should be forbidden ($\times 10^4 \text{ m}^2$)	2nd restriction area [†] where groundwater use for irrigation should be restricted ($\times 10^4 \text{ m}^2$)
10	4.5	5.8
20	6.3	8.0
30	7.4	8.9
40	8.1	10.0
50	8.9	10.8
60	9.5	11.2
Infinite (equilibrium)	9.5	12.2

[†] 2nd restriction area includes the 1st restriction area and 10,000 m² of waste burial yard.

Each environmental factor has their standard value selected in this work (Refer to Table 2).

Fig. 7 Equilibrium ⁹⁰Sr distribution in aquifer estimated through steady state analysis

Ⅲ. 立地要件および土地利用の制限

1. 土地利用の制限

放射性核種を含む食物を摂取することによって、人体が受ける内部被曝線量は次式を用いて推定すること

ができる。すなわち、

地下水を飲用する場合

$$D_i = D \frac{I_a C}{2200 MPC_w} \quad (6)$$

農産物を摂取する場合

$$D_i = D \frac{I_p CF_p k_d C}{2200 MPC_w} \quad (7)$$

ここに、 D_i : 潜在的内部被曝線量の推定値

D : 公衆の構成員に対する線量限度

MPC_w : 公衆の構成員に対する放射性核種の飲料水中最大許容濃度

I_a, I_p : おのおの飲料水・農産物の日摂取量

C : 放射性核種の地下水(灌漑水)中濃度

CF_p : 農産物による放射性核種の濃縮係数

k_d : 放射性核種の土壌への分配係数

本研究では、対象核種を ⁹⁰Sr に限って検討しているから、(6)、(7)式中の各変数値は、公衆の構成員に対して $MPC_w = 4 \times 10^{-7} \mu\text{Ci/ml}$, $D = 3 \text{ rem/yr}^{(7)}$, $I_a = 2,200 \text{ ml/day}$, $I_p = 1,000 \text{ g/day}$, $CF_p = 10^*$, $k_d = 70 \text{ ml/g}$ となる。地中処分場周辺での人体の内部被曝線量の限度値を公衆の構成員に対する線量限度の 1/100、つまり 5 mrem/yr とすると、(6)式より地下水中の ⁹⁰Sr の許容濃度は $6.7 \times 10^{-10} \mu\text{Ci/ml}$, (7)式より農産物の灌漑用水として用いる地下水中の ⁹⁰Sr の許容濃度は $2.1 \times 10^{-12} \mu\text{Ci/ml}$ となる。

地下水および農産物を摂取することによって人体が受ける潜在内部被曝線量を、許容線量限度内にとどめるためには、Fig.5 および Fig.7 において期待される ⁹⁰Sr の地下水中濃度分布のうち、 $6.7 \times 10^{-10} \mu\text{Ci/ml}$ 等濃度線で囲まれる区域では地下水の飲用を禁止し、また $2.1 \times 10^{-12} \mu\text{Ci/ml}$ 等濃度線で囲まれる区域では地下水を灌漑用水として利用することを禁止する必要がある。つまり、 $6.7 \times 10^{-10} \mu\text{Ci/ml}$ 等濃度線で囲まれる区域を地下水の利用禁止区域、 $6.7 \times 10^{-10} \mu\text{Ci/ml}$ 等濃度線と $2.1 \times 10^{-12} \mu\text{Ci/ml}$ 等濃度線とで囲まれる区域を地下水の利用規制区域として、地下水を灌漑用水として利用することを規制することになる。また地下水の利用規制区域の外側に、濃度推定の誤差、環境特性値の測定誤差、規制措置の徹底不備等々による規制区域設定の誤差を補うために、適切な濃度値を設定して、安全を保障するための緩衝区域を設定するの

* 植物による核種の濃縮係数で、土壌中の核種濃度 $q (\mu\text{Ci/g})$ に対する植物中核種濃度 $q_p (\mu\text{Ci/g})$ の比の値 q_p/q で定義される。ここでは Menzel⁽⁸⁾ の報告値を用いる。

が有効であると思われる。この緩衝区域は、廃棄物埋設処分作業の開始後に行うモニタリング・データを用いて次第に狭くしていくことができるであろう。放射性廃棄物の埋設処分場は、この緩衝区域をも含めて、地下水の利用規制区域・利用禁止区域の全体をその内部に含むような敷地を確保すべきであると考え。

このような立地要件の設定には、将来にわたる安全性を現段階で確保しておくために、定常解析による ^{90}Sr 濃度分布の推定値を用いることにする。

2. 立地要件の変更

前節で設定した廃棄物埋設場の立地要件は、 ^{90}Sr の分布を推定するのに用いるモデルの種類、環境特性値の変動、測定誤差等のほか種々の因子によって変化するとと思われる。ここでは、立地要件の変化の原因となる諸因子のうち環境要因(特に、拡散係数、透水係数、分配係数および地層の空隙率)に注目して、立地要件が

どのように変化するかについて検討する。

(1) 拡散係数 D_m

現実の地下水層において拡散係数を実測した例は極めてまれである。河川・湖沼・海洋等での拡散係数の実測結果によると、その測定精度はほぼ100%つまり拡散係数の実測は係数のオーダーを定めるのが目的であるとされている。ここでは、標準拡散係数 D_m が1.0 cmの場合を標準例(Fig. 7 参照)として、 D_m が10.0, 0.1 cmの場合について定常解析を行い、得られた ^{90}Sr の地下水中濃度分布をおのおのFig. 8 (a), (b)に示す。Fig. 7 と Fig. 8 (a), (b)を比較すると、 ^{90}Sr の地下水中濃度分布がほとんど変化しないことがわかる。このことは、立地要件の設定に際しては地下水の拡散係数の実測あるいは推定精度がオーダー推定を可能にする程度でよいことを意味している。

Fig. 8 Equilibrium ^{90}Sr distribution in aquifer

(2) 透水係数 k_s

地層の透水係数は、現場揚水試験等によって精度・信頼度ともに比較的よく測定することができる。また、水位のデータを用いて透水係数の面的分布を推定する方法も報告されている⁽⁹⁾。ここでは k_s が $6.9 \times 10^{-2} \text{ cm/sec}$ の場合を標準例として、 k_s が 1.4×10^{-1} , 3.5×10^{-2} , $6.9 \times 10^{-3} \text{ cm/sec}$ の場合について定常解析した。透水係数が変化すれば地下水の流速が変化するため、(3)式に従って拡散係数も変化する。地層の透水

係数が上記の値をとる場合の地下水利用禁止区域、規制区域の面積を整理してTable 2に示す。同表を見ると、透水係数が変化することによって処分場の立地要件がかなり変化することがわかる。地下水の利用規制区域は透水係数の増加に伴って広がる。透水係数は比較的精度よく測定することができるから、立地要件の設定に際しては透水係数の測定箇所を増すなどして、透水係数値の代表性・信頼性等を高めることが必要であると思われる。本研究では、便宜上全敷地にわ

たって透水係数は一定と仮定しているが、透水係数が位置によって変化するとしても解析には支障がない。

Table 2 Comparison of land use restriction area estimated numerically through a steady state analysis depending on each different environmental factor (Each restriction area is estimated supposing that only one environmental factor would deviate from the standard state)

Environmental factor	1st restriction area where groundwater use should be forbidden ($\times 10^4 \text{ m}^2$)	2nd restriction area† where groundwater use for irrigation should be restricted ($\times 10^4 \text{ m}^2$)
Standard††	9.5	12.2
$f=0.3$	8.4	10.1
$f=0.5$	10.1	13.4
$k_s=6.9 \times 10^{-3} \text{ cm/sec}$	3.6	4.5
$k_s=3.5 \times 10^{-2} \text{ cm/sec}$	7.3	9.1
$k_s=1.4 \times 10^{-1} \text{ cm/sec}$	11.7	15.0
$k_d=(25, 30, 35, 40) \text{ ml/g}$	11.8	14.6
$k_d=(70, 90, 105, 120) \text{ ml/g}$	8.4	10.4

† 2nd restriction area includes the 1st restriction area and 10^4 m^2 of waste burial yard.

†† At the standard state each environmental factor has a respective value, that is, porosity $f=0.4$, permeability coeff. $k_s=6.9 \times 10^{-2} \text{ cm/sec}$, distribution factor $k_d=(45, 60, 70, 80) \text{ ml/g}$ (Refer to Fig. 3).

(3) 分配係数 k_d

放射性核種の分配係数値は地下水と土壌とを定めれば同一核種についてはほぼ一定値となり、あまり変化することはない。しかし、多量の廃棄物を埋設したりすれば、特にセメント固化体等を埋設すると地下水中の Ca, Mg 等の共存イオン濃度が変化するため⁽⁵⁾、分配係数値も変化する⁽⁶⁾。ここでは、Fig. 3 で与えた分配係数値を標準例として、分配係数値が 0.5 倍の場合と 1.5 倍の場合とについて定常解析した。おのおのの場合の立地要件を整理して Table 2 に示す。分配係数値が変化することによって、立地要件がかなり変化することがわかる。地下水の利用規制区域は分配係数値の増加に伴って狭くなる。

(4) 地層の空隙率 f

地下水層の空隙率を直接に実測することは非常に困難である。通常は透水係数を実測する場合の揚水試験によって得られる水位変化のデータから計算によって

推定したり、あるいは空隙率を透水係数に加味させた有効透水係数を用いたりする。地層の透水係数はあまり広範囲には変動することがない。ここでは、空隙率が 0.40 の場合を標準例として (Fig. 7 参照)、空隙率が 0.50, 0.30 の場合について定常解析した。得られた立地要件を整理して Table 2 に示す。同表をみると、空隙率が大きくなるほど地下水の規制区域も広くなることがわかる。

ここで検討した以外の因子、例えば食習慣に関する因子、処分場周辺の人口分布に関する因子、さらに環境因子のうちでも気候・天候に関する因子、水理・地質的因子等々多くの因子によって処分場の立地要件は変わるものと考えられる。しかしながら、処分場の位置を設定した後では、環境因子のうちでは、上で検討した因子が特に大きな影響をもつものと考えられる。地下水を利用するために多量の地下水を汲み上げたりする場合には、井戸の設置位置が規制区域の外側であっても、地下水の流線網が変化してしまう場合が多いから、規制区域の設定が妥当であるか否かを再検討する必要がある。本研究では、廃棄物の埋設処分場は、あらかじめ実施された安全性の検討において、放射性物質が環境中へ漏出して安全性を確保する上で望ましいとされた位置に立地させられるとした。検討した条件下では、環境因子がどのような値をとる場合でも、地下水の利用規制区域が敷地の外側にまで及ばないように選定されていた。規制区域が敷地の外側にまで及ぶ場合には、敷地面積を増加させる、処分場の立地位置を変更する、処分量を減少させる、処分の方式を変更する、あるいは処分環境を改善する等の対策が必要になる。また、 ^{90}Sr 以外の核種が決定核種になる場合には、他の核種について同様の検討を実施する必要がある。

IV. 結 論

地中に処分した放射性廃棄物に由来する放射性物質によって受けると考えられる潜在的放射線障害が小さくなる位置に立地した想定した廃棄物埋設処分場を例に用いて、地下水中の ^{90}Sr 濃度分布に注目して処分場の立地要件を定める考え方とその方法について検討した。本研究によって得られた結論を整理すると次のようになる。なお、本研究の計算には京都大学大型計算機センターの FACOM 230-75 を用いた。

- (1) 本研究で検討した方法によれば、実用に際しては設定した仮定等についてさらに吟味を深める必要はあるものの、放射性廃棄物地中処分場の立地

要件, つまり放射線学的安全を確保する上に必要な処分場の必要面積を合理的に設定することができる。

- (2) 放射性廃棄物の地中処分場を安全に立地させるためには, 処分場の周囲に, 地下水の利用禁止区域, 利用規制区域(地下水を灌漑用水として利用することの規制)および緩衝区域を設定して, これらの区域が処分場の敷地内に含まれるようにすることが望ましい。
- (3) 放射性廃棄物地中処分場の立地要件は種々の条件によって変化する。本研究で検討した環境因子については, 透水係数が大きく, 分配係数が小さく, 地層の空隙率が大きいほど, 地中処分場の立地に必要な敷地面積(立地要件)は大きくなる。地下水の拡散係数の変化は立地要件の変化にあまり大きな影響を及ぼさない。
- (4) 本研究で設定した条件, 処分場の立地場所等の下では, 地下水利用の規制区域はほぼ設定された

敷地内に含まれている。地下水利用の規制区域が敷地内に含まれない場合には, 敷地の拡張, 工学的防護処置の施工等の対策が必要になる。

— 参 考 文 献 —

- (1) 原子力委員会: 原子炉立地審査指針およびその適用に関する判断のめやすについて, 38 原委第 99-(2)号, (1964).
- (2) 井上頼輝, 森澤真輔: 本誌, 14[12], 652~660 (1972).
- (3) 同上: 同上, 15[2], 126~135 (1973).
- (4) AHLSTROM, S.W., et al.: BNWL-1717, (1974).
- (5) 井上頼輝, 他: 土木学会第 11 回衛生工学研究討論会論文集, 47~52 (1975).
- (6) INOUE, Y., MORISAWA, S.: *Health. Phys.*, 26[1], 53~63 (1974).
- (7) ICRP: “体内放射線の許容線量”, (1959), 日本アイソトープ協会訳.
- (8) MENZEL, R.G.: *Health Phys.*, 11, 1325~1332 (1965).
- (9) NELSON, R.W., et al.: “Transient Energy Dissipation Methods of Measuring Permeability Distributions in Unconfined Heterogeneous Porous Materials”, (1972), Computer Sciences Co., U.S.A.
- (10) 井上頼輝, 森澤真輔: 本誌, 掲載予定.

◎既刊・専門委員会成果報告書◎ ▲は品切れ

1. ▲原子炉物理実験。(臨界実験専門委編)
A 5 判, 244 p.(1968. 8 月再版), コロナ社。
2. ▲「高速炉技術」研究専門委員会成果報告書。
(1968. 11. A 4 判, 3 分冊)
(1)高速炉におけるドブラー係数の研究の現状
(2)高速炉燃料のスウェリング研究の現状
(3)高速炉用液体 Na 技術の基礎
3. ▲核燃料の臨界安全。
(「核燃料臨界安全性」研究専門委編)
B 5 判, 365 p.(1969. 4.), 原安協発行。
4. ▲「高速炉 Na 技術」特別専門委員会成果報告書。
A 4 判, 266 p.(1969. 7.)
5. ▲パルス炉調査報告。
(「パルス炉設計」研究専門委編)
A 4 判, 96 p.(1970. 3.)
6. ▲高速増殖炉技術の現状。
(高速炉パネル討論会講演・討論集)
B 5 判, 92 p.(1970. 11.)
7. ▲「放射線微視的效果」研究専門委員会報告書。
B 5 判, 151 p.(1971. 2.)
8. ▲繰返し型高速パルス炉総合調査報告。
(「パルス炉開発利用」研究専門委編)
A 4 判, 114 p.(1971. 3.)
9. ▲ナトリウムの流動伝熱に関する調査研究。
(「高速炉 Na 技術」特別専門委編)
A 4 判, 322 p.(1971. 7.)
10. 原子炉システムの最適化技術。
(「原子炉システム最適化技術」研究専門委編)

- A 4 判, 104 p.(1972. 1.)
定価 2,000 円(会員 1,200 円)。(〒160 円)
11. トリチウム: その性質と挙動。
(「トリチウム」研究専門委編)
A 4 判, 190 p.(1972. 10.)
定価 3,000 円(会員 2,000 円)。(〒200 円)
12. ▲高速炉用燃料集合体の流動伝熱に関する調査研究。
(「高速炉 Na 技術」特別専門委編)
A 4 判, 436 p.(1972. 6.)
13. ▲相変化を伴うナトリウムの伝熱流動。
(「高速炉 Na 技術」特別専門委編)
A 4 判, 208 p.(1973. 3.)
14. ▲ナトリウム冷却高速増殖炉。
(「高速増殖炉」研究専門委編)
A 4 判, 106 p.(1974. 2.)
15. 高速増殖炉技術の最近の進歩。
(「高速増殖炉」研究専門委編)
A 4 判, 290 p.(1975. 6.)
定価 4,000 円(会員 3,000 円)。(〒200 円)
16. 環境被曝線量評価。
(「環境被曝線量評価」研究専門委編)
B 5 判, 276 p.(1975. 9.)
定価 4,000 円(会員 3,000 円)。(〒200 円)
17. 炉中性子研究の現状と今後の課題。
(「炉中性子利用」研究専門委編)
B 5 判, 250 p.(1976. 3.)
定価 3,000 円(会員 2,000 円)。(〒200 円)

◎ご希望の方は学会事務局へ。