

北港処分地（夢洲1区）における
広域処理災害廃棄物焼却灰埋立時の
放射性セシウムの挙動に関する評価報告書

平成24年6月5日

独立行政法人国立環境研究所
資源循環・廃棄物研究センター

1. 評価検討の位置付け

本評価報告書は、東日本大震災により発生した災害廃棄物の広域処理廃棄物焼却灰の北港処分地（夢洲1区）の陸域化部への埋立てによる処分地内での放射性セシウムの挙動及び放流水水質への放射性セシウムの影響を評価した結果をとりまとめたものである。

埋立期間中の放射性セシウムによる作業員の被曝については、「大阪府域における東日本大震災の災害廃棄物処理に関する指針（平成23年12月27日策定）」にて既に評価されていることから、本評価では、放流水水質のみに着目し、放射性セシウムへの影響評価を行った。具体的には、当該焼却灰を受け入れ夢洲1区の陸域化部に埋め立てた場合に最も濃度が高くなると想定される断面や埋立方法を仮定して処分地内での放射性セシウムの挙動に関するシミュレーションを行い、その結果得られる残余水面部での放射性セシウム濃度を下記の式 1.1 に示す濃度限度と比較することで、夢洲1区への当該焼却灰の埋立てによる放流水水質への影響の有無を技術的な見地から確認することとした。

（注）本評価と環境省告示との関係について

「東日本大震災により生じた災害廃棄物の広域処理に関する基準等（平成24年4月17日環境省告示第76号）」（以下「環境省告示」という。）第三第一号では、東日本大震災により生じた災害廃棄物の広域処理における海面最終処分場（法律上の水面埋立）への埋立処分の方法について、陸域化した部分への埋立処分と、水面部分への投入による埋立処分では異なる要件が示されている。

環境省告示第三第一号によれば、陸域化した部分への埋立ては通常の陸上の最終処分場と同様の方法とすることが示されており、夢洲1区での埋立ては、陸域化した部分への埋立てとなることから、通常の陸上最終処分場と同様の方法となる。したがって、1層当たりの廃棄物層の厚さがおおむね3m以下で、1層ごとに、その表面を土砂でおおむね50cm覆う方法（廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第三条第三項ハ）によって埋立てる方法が採られる。

今回の夢洲1区への広域処理廃棄物焼却灰の埋立ては陸域化部への埋立処分に該当し、環境省告示に照らすと、水面部分への投入による埋立処分の場合に適用される同号（一）の要件である、残余水面部の内水の放射性セシウムの濃度について式 1.1 に示す濃度限度に対する適合性を確認する必要はないが、本評価では、今般の夢洲1区への埋立ての成立性を技術的な見地で評価する観点から、入念的に同号（一）の要件を準用し、残余水面部の内水の放射性物質濃度が式 1.1 に示す濃度限度を下回ることを確認することとした。

$$\frac{134\text{Cs の濃度(Bq/L)}}{60 \text{ (Bq/L)}} + \frac{137\text{Cs の濃度(Bq/L)}}{90 \text{ (Bq/L)}} \leq 1 \quad \dots (1.1)$$

2. 北港処分地（夢洲1区）の概要

2.1 処分場諸元

夢洲1区の概要を表2.1に、平面図を図2.1に示す。写真2.1は、平成24年1月時点での空中写真である。焼却残滓は焼却主灰と焼却飛灰の双方を意味している。

表 2.1 北港処分地（夢洲1区）概要

所在地	大阪市此花区夢洲東1丁目地先	
敷地面積	73万 m ²	廃棄物埋立区域： 60万 m ² 排水処理区域： 4万 m ² 管理区域： 9万 m ²
埋立容量	1,169万 m ³	
埋立廃棄物の種類	焼却残滓・下水焼却灰	
年間計画量処理量	焼却残滓 212,400トン/年 下水焼却灰 10,000トン/年	※平成23年度搬入計画量
埋立免許期間	昭和60年から平成37年11月	

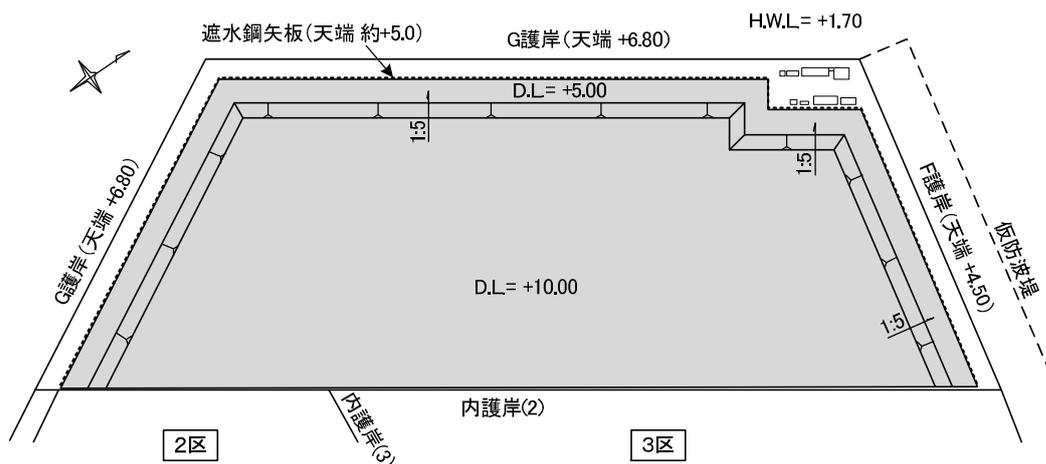
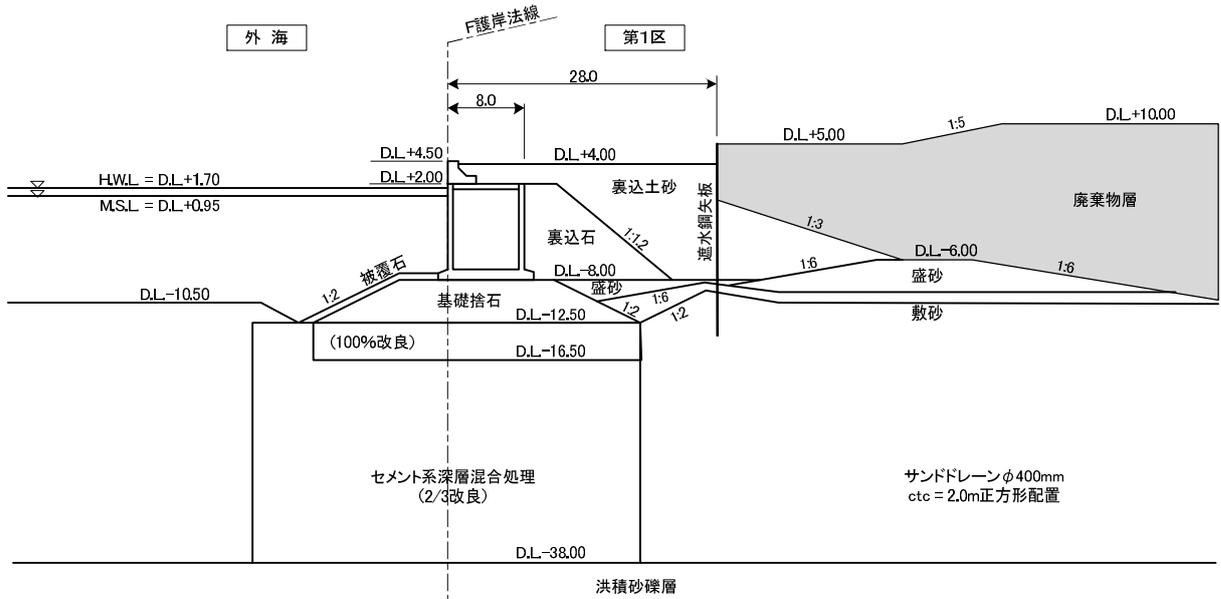


図 2.1 夢洲1区平面図（埋立終了時の予定図）

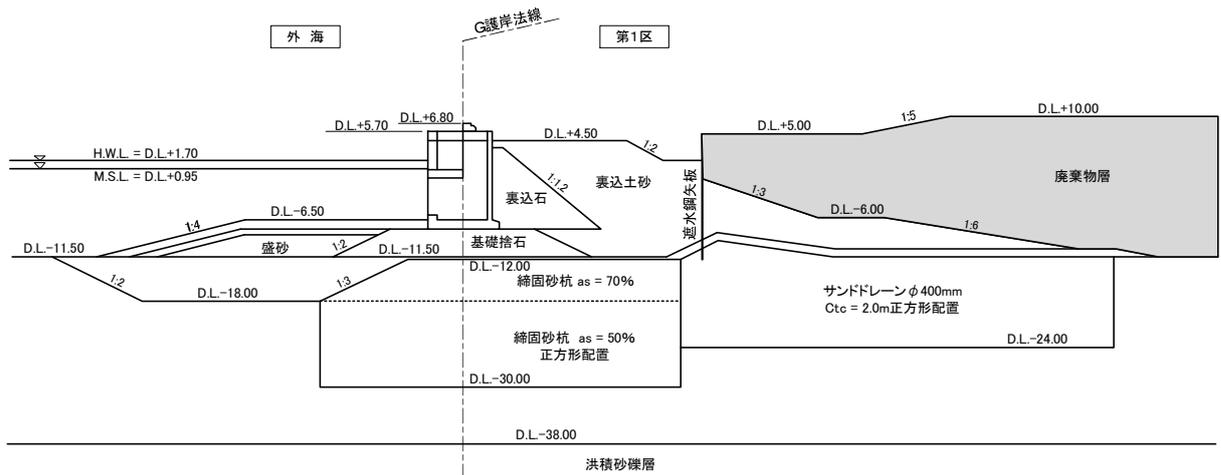


写真 2.1 北港処分地全体の空中写真（平成24年1月撮影）

夢洲1区はF護岸とG護岸に囲まれており、図2.2にそれぞれの設計標準断面を記す。F護岸とG護岸の設計時の天端高さはそれぞれD.L.^a+4.50、D.L.+6.80となっており、第2層の覆土天端高さD.L.+4.70~D.L.+5.00に比較してF護岸天端は低い位置となっている。平成24年3月の観測時には、F護岸、G護岸の天端高さは沈下等の影響によって、それぞれD.L.+3.2、D.L.+6.2となっている。また、遮水鋼矢板の天端は約D.L.+5.00であり、第2層の覆土天端高さとはほぼ同じ高さであるが、埋立のための重機や車両の搬入路のため、遮水鋼矢板には開口部があり、その最低高さはD.L.+2.80である。



(a) F護岸設計標準断面



(b) G護岸設計標準断面

図2.2 夢洲1区の護岸設計標準断面図

^a D.L.とは Datum Line を意味し、夢洲1区における基準面を表している。

標準的な廃棄物層の埋立断面を図 2.3 に示す。第 1 廃棄物層は、ほぼ水中埋立のことを指しており、廃棄物層の埋立終了後に厚さ 30 cm の鈹滓層を敷設している。これは、中間覆土である山砂を設置する際の重機の足場を確保することが目的である。鈹滓層の上に、山砂が 50 cm 厚さで敷設され、中間覆土は鈹滓と山砂層を合わせた 80 cm である。第 1 層目の埋立高さは D.L. + 2.00 で、その上に 2 層目の廃棄物層が 1.90 m 埋立てられ、中間覆土 80 cm を敷設して、第 2 層目の埋立て高さは D.L. + 4.70~5.00 となっている。広域処理廃棄物焼却灰を埋立てる予定区画の高さは D.L. + 4.70 である。廃棄物処理法上の埋立終了高さは D.L. + 10.0 であり、最終覆土厚さも中間覆土と同様の 80 cm となる予定である。公有水面埋立法上の竣功高さは、埋立終了高さから 1.5 m 上がった D.L. + 11.50 となる予定である。

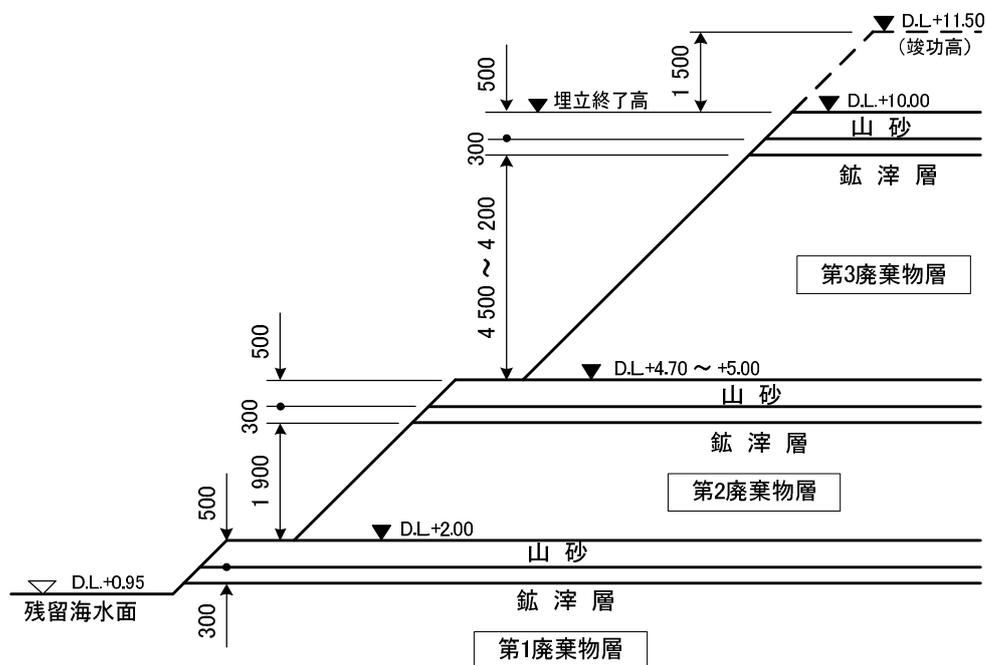


図 2.3 廃棄物層の標準的な埋立断面図

2.2 東日本大震災に伴う広域処理廃棄物焼却灰の埋立て

広域処理廃棄物の焼却灰（焼却残滓）の埋立てを想定している区域は夢洲1区の第3層目であり、天端高さ D.L.+4.70 の上部に相当する。平面図を図 2.4 に、模式断面図を図 2.5 に示す。受入予定区画の面積は 20,000 m² であり、廃棄物の埋立て高さが約 4.0 m となることから、おおよそ 80,000 m³（110,000 トン）の焼却灰を埋立て可能な領域が予定されている。

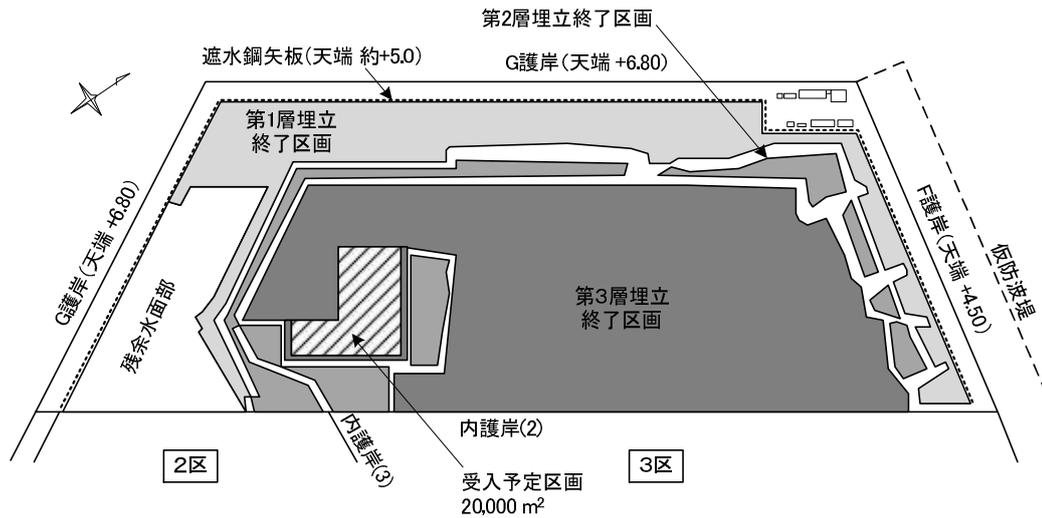


図 2.4 受入予定区画の平面図

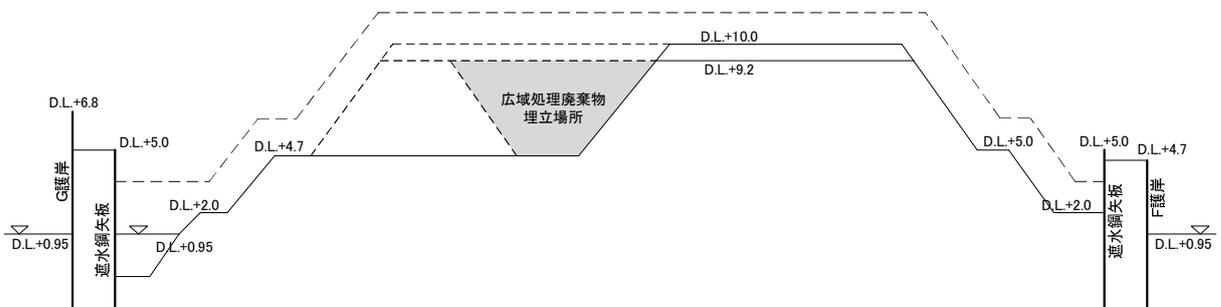


図 2.5 受入予定区画の模式断面図

平常時の夢洲1区の標準的な覆土厚さは 80 cm であり、うち、30 cm が鉍滓層、50 cm が土壌層となっている。また、災害廃棄物焼却灰の埋立て時には、大阪府の指針^aにより、即日覆土として 50 cm が規定されていることから、第3層目の想定受入区画に厚さ 50 cm の中間覆土層を設置することになる。災害廃棄物焼却灰の総埋立高さは最終的に 400 cm とな

^a大阪府域における東日本大震災の災害廃棄物処理に関する指針（平成 23 年 12 月 27 日）」

る。災害廃棄物の埋立場所における標準断面図を図 2.6 に示す。夢洲 1 区の管理水位（残余水面部の水位）は D.L.+0.95 であるが、埋立地内部の水位は管理水位よりも若干高く、D.L.+2.00 と推察されている。第 2 埋立層の覆土（第 2 覆土層）の天端は D.L.+4.70 であり、この面が災害廃棄物焼却残滓の埋立底面になることから、保有水水位との差は約 2.7 m と推定される。図 2.6 の埋立標準断面図からも読み取れるように、第 3 層埋立部に埋立てられた災害廃棄物（焼却残滓）から溶出した放射性セシウムは、覆土、鉄鋼スラグ（鉍滓）を通過し、第 2 埋立部（既に埋立てられた焼却残滓）を通過して保有水へと移動し、この保有水を経由して残余水面部へと到達し、その後、水処理施設へと移動する経路をとる。

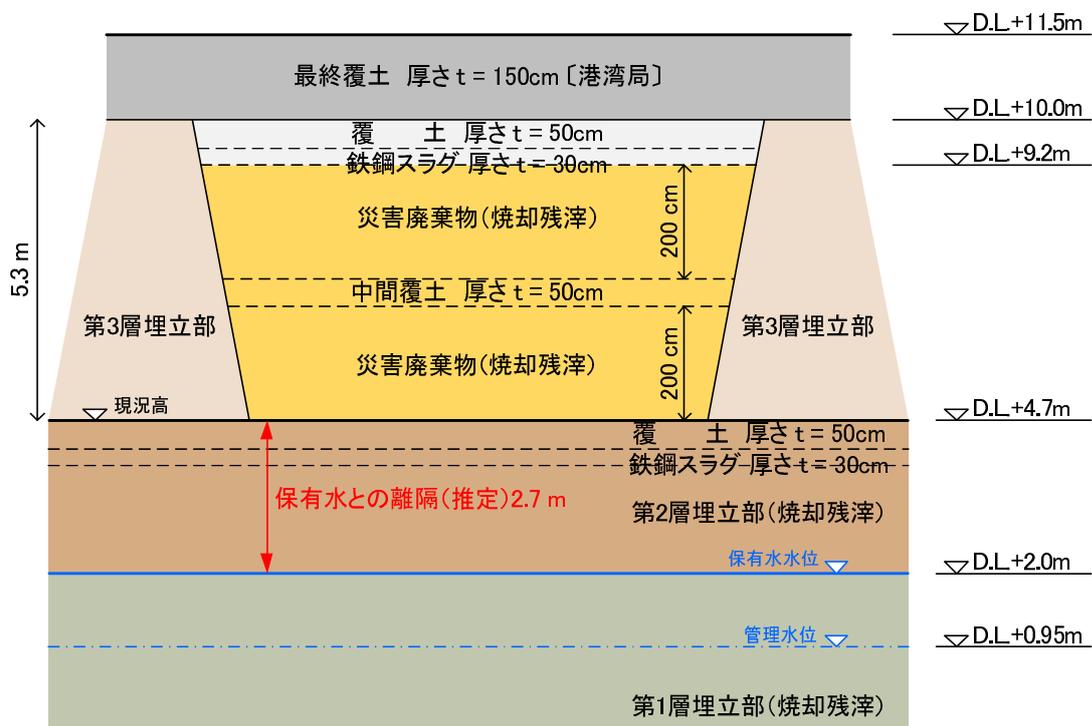


図 2.6 夢洲 1 区の第 3 層目埋立における焼却残滓の埋立標準断面図

3. シミュレーションの方法

3.1 放射性セシウムの移動評価方法

夢洲 1 区に埋立てられた災害廃棄物焼却灰に含まれる放射性セシウムの移動は下記の一次元移流分散反応方程式^{a,b}によってシミュレーションを行った。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - R\lambda C \quad \dots (3.1)$$

ここに、 R は遅延係数[無次元]であり、

$$R = 1 + \frac{\rho_d \cdot K_d}{\theta} \quad \dots (3.2)$$

によって求められる。 ρ_d は乾燥密度 (みかけ密度) [kg/m^3]、 K_d は吸脱着を表す分配係数 [$\text{m}^3/\text{kg} = 10^3 \text{ mL}/\text{g}$]、 θ は体積含水率[無次元]を表している。 C は放射性セシウムの濃度 [$\text{Bq}/\text{L} = 10^3 \text{ Bq}/\text{m}^3$]、 t は時間 [y]、 D は分散係数 [m^2/y]、 x は距離 [m]、 v は間隙内実流速 [m/y]、 λ は崩壊定数 [$1/\text{y}$] であり、崩壊定数と半減期 $T_{1/2}$ との関係は、

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \quad \dots (3.3)$$

となる。間隙内実流速 v は実際に放射性物質が移流によって移動する速度であり、ダルシー流速 q との関係は $v = q/\theta$ となる。ダルシー流速は単位断面積当たりの水フラックスを表しているので、ダルシーフラックスとも呼ばれ、多孔質体を通過する流量を計算する際は、このダルシー流速を用いるが、その水に溶けている放射性物質等の移動速度は間隙内実流速によって評価する。図 3.1 にダルシー流速と間隙内実流速の概念図を示す。

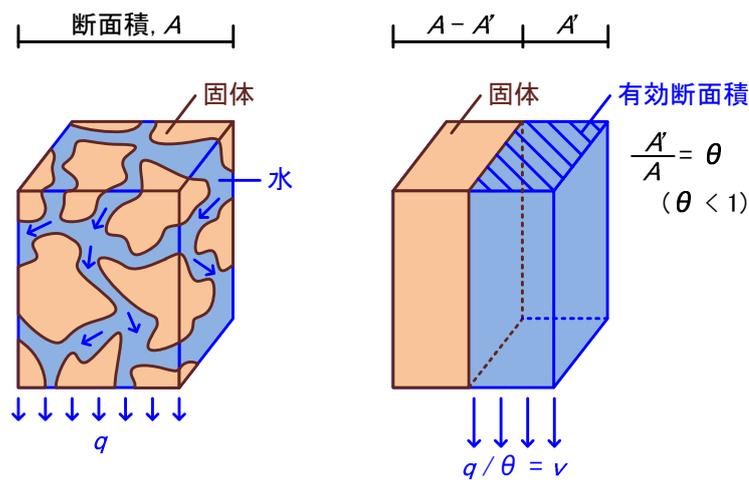


図 3.1 ダルシー流速と間隙内実流速の関係

^a Zheng, C. and Bennett, G.D. (2002): *Applied Contaminant Transport Modeling*, 2nd Ed., John Wiley and Sons, Ch. 4.

^b 長崎晋也・中山真一 (2011) : 放射性廃棄物の工学, オーム社, p. 156.

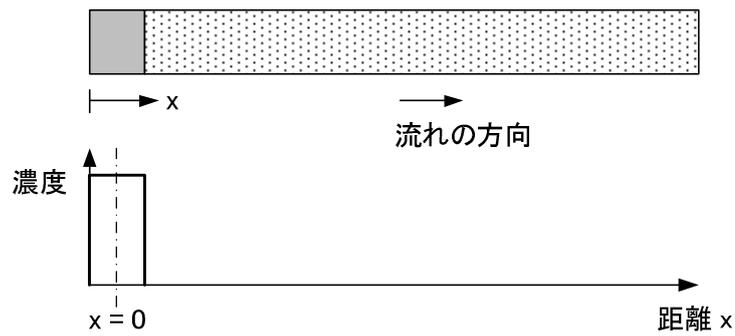
分散係数 D は、下記の式によって与えられる。

$$D = \alpha_L \cdot v + D_0 \theta^{\frac{4}{3}} \quad \cdot \cdot \cdot (3.4)$$

ここに、 α_L は縦分散長[m]、 D_0 は自由水中での分子拡散係数[m²/y]である。右辺第2項は、土壌や廃棄物層等の多孔質体内を移動する際の屈曲率を表しており、飽和条件の場合、間隙率（=体積含水率）を4/3乗する Millington-Quirk モデル^aを採用した。

放射性セシウムは¹³⁴Csと¹³⁷Csがあるが、それぞれに対して式3.1を適用してシミュレーションを実施した。式3.1の左辺の R が吸着（遅延）を表し、右辺第1項が拡散項、第2項が移流項、第3項が減衰項を表している。土壌や廃棄物層等の多孔質体内の物質移動における各項の影響を図3.2に解説する。右辺第2項の移流のみを考慮した場合、時間 t_1 の時、初期の濃度分布のまま距離 x まで実流速 v にしたがって移動する。第1項の分散の影響を考慮すると、ピーク濃度を示す位置は移流項のみを考慮したときと同じであるが、分散の影響によって濃度分布が山型の形に変化する。左辺の吸着を表す遅延係数を考慮すると、距離 x まで移動していたピーク濃度の位置が左側にずれ、同じ時間であっても移動する距離が短くなり、移動に対する時間遅れが生じる。そのため、 R は遅延係数と呼ばれており、ピーク濃度出現時期を遅らせる効果がある。分配係数で表現される遅延係数は、吸着と脱着を表現していることから、物質量自体に変化は無く（質量保存則により）、濃度分布の面積は、移流時と同じ面積である。次に、右辺第3項の減衰の効果を考慮すると、時定数である減衰定数にしたがって物質量自体が減少することになり、山型の濃度分布の高さが低くなっていく。放射性セシウムのように放射線の放出量が減衰する性質を有している場合、土壌等による吸着現象によって時間遅れが生じ、その結果、減衰の効果が働くことで放射性セシウムとしての濃度が減少することにつながる。

^a Millington, R.J. and Quirk, J.M. (1961) Permeability of porous media, *Transaction of the Faraday Society*, Vol. 57, pp. 1200-1207.



時刻 $t_1 > 0$ での放射性物質の分布

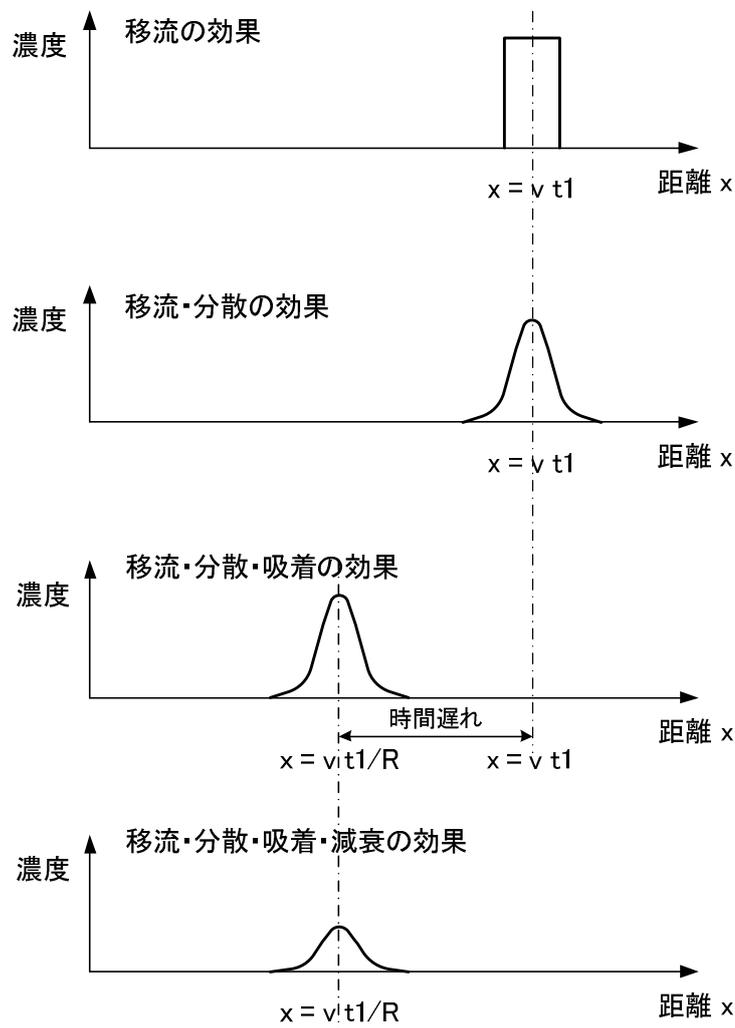


図 3.2 移流分散反応方程式における各項の効果^a

^a 上田年比古監訳 (1990): パソコンによる地下水解析, W.キンツェルバッハ著, 森北出版、第 6 章より再描写

3.2 最終処分場の水収支

移流分散反応方程式である式 3.1 を用いて放射性セシウムの移動を評価する際、右辺第 2 項の流速を決定する必要がある。そのためには、夢洲 1 区の水収支を知っておく必要があり、本節では水収支計算によって埋立層内に浸入する雨水量（以下、涵養量とする）を計算する。図 3.3 に夢洲 1 区における水収支の概念図を示す。処分場に入ってくる水は降雨量のみであり、出ていく水は蒸発量と水処理量になる。蒸発量は水面部と陸域化部では異なるが、まずは、処分場全体としての水収支を考える。したがって、

$$\text{降雨水量} = \text{蒸発水量} + \text{水処理量} \quad (3.5)$$

について考える。保有水水位は一定条件とする。

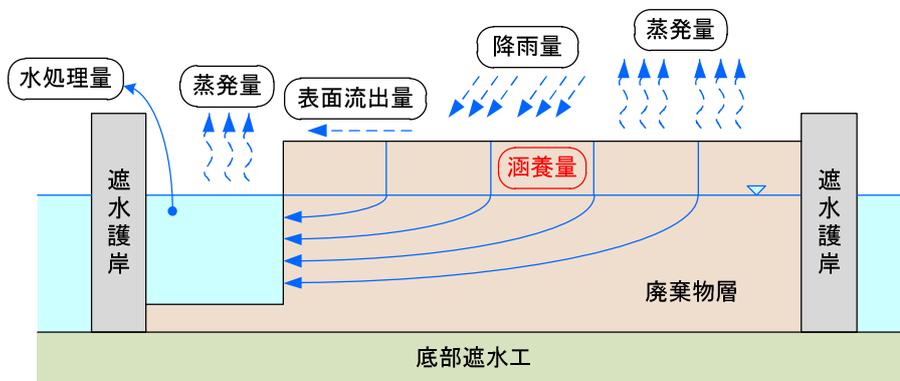


図 3.3 水収支の概念図

表 3.1 大阪市の過去 4 年間における月別降雨量 (mm)

	2008	2009	2010	2011	平均
1 月	51	73	46	0.5	42.63
2 月	60.5	95	132	113.5	100.25
3 月	95	147.5	153.5	75.5	117.88
4 月	143.5	98.5	143	92	119.25
5 月	218.5	78.5	162	307.5	191.63
6 月	190.5	121.5	222.5	200.5	183.75
7 月	123.5	162	221.5	145	163
8 月	82	41.5	37.5	189	87.5
9 月	130.5	51	161	242	146.13
10 月	62	120	172	146.5	125.13
11 月	50	130.5	32.5	90	75.75
12 月	55.5	46	84.5	12	49.5
年間	1262.5	1165	1568	1614	1402.4

過去 4 年間の大阪市における月別降水量を表 3.1 に示す。年間平均降雨量は 1402.4 mm となっている。同様に、過去 4 年間の水処理量の実測値より、処分場全体の水収支を考え

ると表 3.2 となる。これより、夢洲 1 区全体における蒸発率は過去 4 年間平均で 38.13%と計算され、平均蒸発量は 535.51 mm/年となる。

表 3.2 夢洲 1 区処分場全体の水収支

年	水処理量 の実績 (トン) ①	処分場の 面積 (m ²) ②	年間 降雨量 (mm) ③	年間の降 雨水量 (トン) ④ = ② × ③	蒸発量 (mm) ⑤ = (④ - ①) ÷ ②	蒸発率 (%) ⑤ ÷ ③
2008	620,471	730,000	1,262.5	921,625	415.54	32.68
2009	496,498	730,000	1,165	850,450	484.87	41.62
2010	704,289	730,000	1,568	1,144,640	603.22	38.47
2011	709,990	730,000	1,614	1,178,220	641.41	39.74
平均	632,812		1402.4	1,023,734	535.51	38.13

先述したが、残余水面部と陸域化部の蒸発率は異なる。水面部と陸域化部の蒸発量の違いを考慮すると、水収支式は、

$$\text{水処理量} = (\text{水面部降雨水量} - \text{水面部蒸発量}) + (\text{表面流出水量} + \text{涵養水量}) \quad (3.6)$$

となる。

残余水面部の面積 65,650 m² を用い^a、陸域化部の蒸発率を求めて涵養量を推計する。残余水面部は水のみであるので、残余水面部からの蒸発率を降雨量の 75% とすると、残余水面部の降雨量の内、水処理側に移動するのは残りの 25% となる。よって、式 3.6 の (水面部降雨水量 - 水面部蒸発量) は面積 × 年間降雨量 × 25% となり、65,650 m² × 1402.4 mm × 0.25 = 23,017 m³ と計算されるので、水処理量 632,812 m³ よりからこの値を引けば、式 3.6 の (表面流出水量 + 涵養水量) は 609,795 m³ となる。陸域化部の面積は、処分場全体から残余水面部の面積を引けば算出できるので、730,000 m² - 65,650 m² = 664,350 m² となり、(表面流出量 + 涵養量) は 917.88 mm/年と算出される。このうち、半分の 1/2 が涵養量と仮定すると、458.94 mm/年が涵養量と求められる。この値は降水量 1402.4 mm/年に対して 32.7% であり、廃棄物最終処分場整備の計画・設計要領^bに記載されている大阪の年間平均浸出係数 34% に近い値となっている。

これより、陸域化部の平均涵養量を 459 mm/年として計算を行う。この涵養量は埋立地内に入るときの水の流速 (水フラックス) であり、単位面積当たりの年間涵養水量は 0.459 m³ となる。

^a 平成 24 年 2 月 1 日時点の夢洲 1 区 CAD 図面の残余水面部より求積。

^b 社団法人全国都市清掃会議 (2001) : 廃棄物最終処分場整備の計画・設計要領, p. 338.

3.3 評価断面の設定

夢洲1区で予定されている受入予定地の形状はL字型であり、その形を反映した三次元のシミュレーションも可能であるが、本評価は埋立てに対する技術的な成立性を評価することが目的であるので、放射性セシウム濃度が最も高いと想定される二次元の評価断面を決定し、その断面について評価を行うこととする。夢洲1区の大局的な保有水の流れは、残留水面部に向かっていていることを仮定し、下流側である残余水面部到達地点に濃度限度を守るべき評価対象点（POC：Point Of Compliance）を設定する。また、適合性評価の対象断面は、最も濃度が高くなると仮定される断面を設定することとし、残余水面部から受入予定地までの距離が最も短く、かつ、受入予定地の廃棄物量が最も多い（流線方向に対する埋立延長が長い）ラインとした。図3.3に平面図上にプロットした評価断面のラインを示す。図中の距離は、1/500の平面図からスケールアップによって読み取った数値を記入している。

図中左側（南側）の遮水鋼矢板から、右側（北側）の鋼矢板までの距離は1420 mであり、受入予定地から残留水面部までの水平距離は130 m、第2層埋立部の法肩までの水平距離は60 m、評価断面における受入予定地の延長は180 m、受入予定地の右側にある既に埋立てられた領域は1220 mとなる。この評価断面における保有水は、降雨に伴って埋立地に入る涵養水によって図中左の残余水面部へと流れる

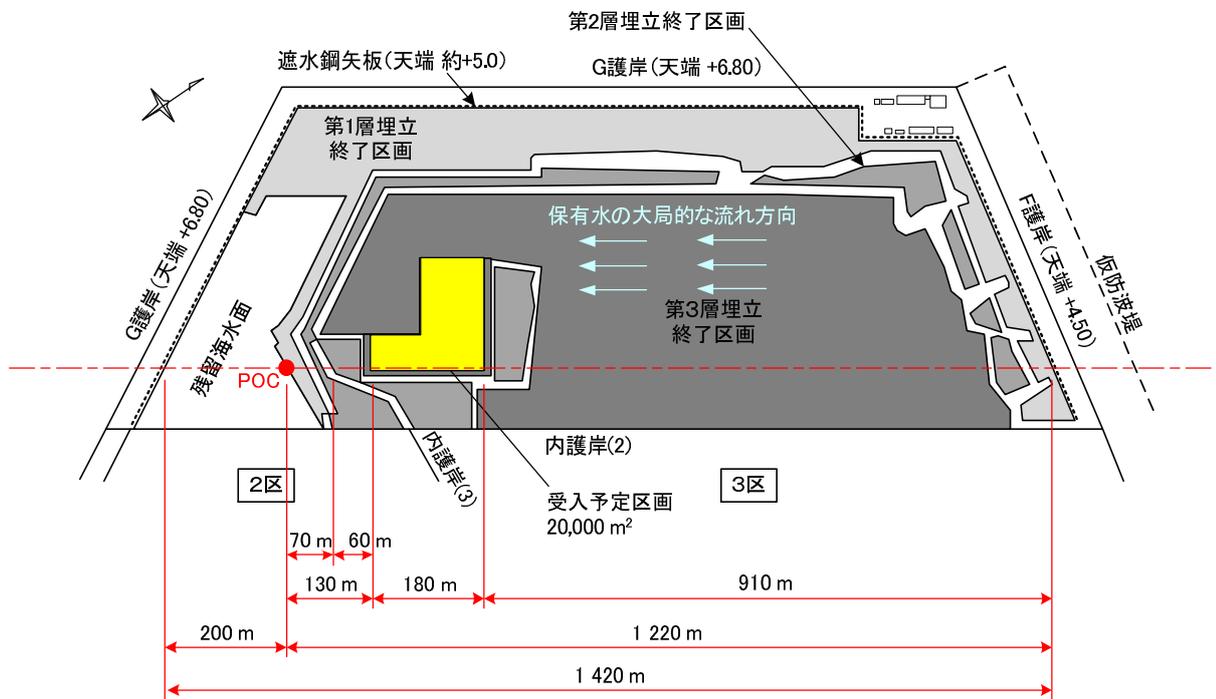


図 3.4 評価断面の設定

3.4 流速の設定

先に示した式 3.1 の移流分散反応方程式によって放射性セシウムの移動を評価する際、右辺第 2 項に示した間隙内実流速 v を決める必要がある。ある断面積 $A \text{ m}^2$ を通過する流量 $Q \text{ m}^3$ は、ダルシー流速 $q \text{ m/y}$ (ここで、 y は年を表す) を用いて

$$Q = q \cdot A \quad \dots (3.7)$$

と与えられる。先ほど述べた涵養量 0.459 m/y はダルシー流速 q に相当する。よって、単位断面積を考えれば、その流量は $0.459 \text{ m}^3/\text{y}$ となる。図 3.4 に示した標準断面図における鉛直断面模式図とその水の流れを図 3.5 に示す。

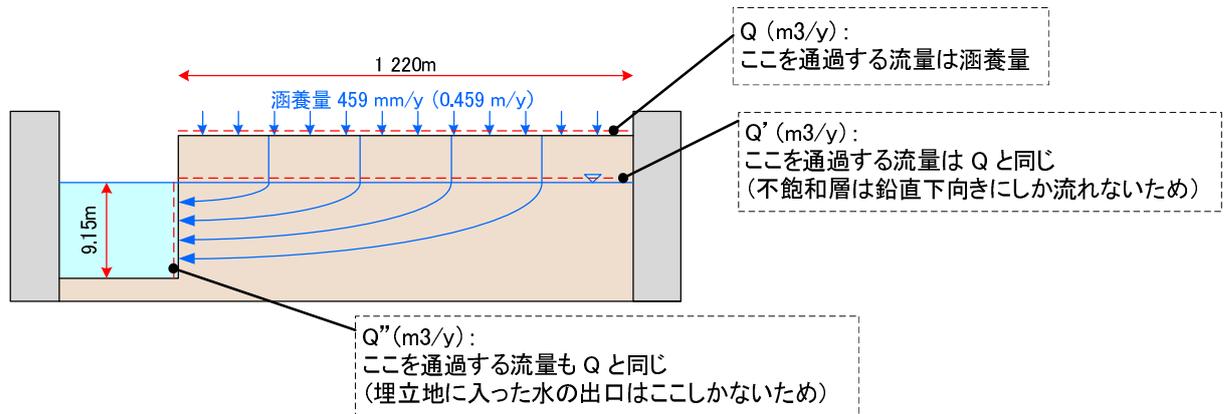


図 3.5 陸域化部埋立地における流量の考え方

夢洲 1 区の管理水位 (残余水面部の水位) は D.L.+0.95 m であるが、埋立地内の水位は D.L.+2.00 m と推定されている。したがって、埋立地の鉛直断面を考えると、不飽和帯と飽和帯 (水位より下) の 2 つの領域に分かれることになる。不飽和帯の水は鉛直下向きにしか流れないが、飽和帯に入った水は、唯一の出口である残留水面部へと向かって流れることになり、水平方向に動き出す。これは、海面処分場における一般的な水の流れである。図 3.5 における標準断面を単位奥行き 1 m で考えると、陸域化部埋立地における水の入口は涵養として入っていく地表面であり、幅 1220 m × 奥行き 1 m の 1220 m^2 の面積となるが、出口は、残余水面部の側壁しかない。夢洲 1 区の水位以下の埋立深さ 10 m に対して、残余水面部の水深は 9.15 m と観測^aされていることから、残余水面部の下面からは集水されないと仮定した (出口の面積が小さい方が流速が速いという評価となり、より安全側の評価が可能)。したがって、出口の面積は 9.15 m^2 であり、入口に比較して 0.0075 倍の面積となる。地表面から入ってくる総涵養量を $Q \text{ m}^3/\text{y}$ とすると、不飽和帯は単に鉛直下向きに流れるだけであることから、水面到達時点の水量 Q' も涵養量の Q と等しくなる。本計算では保有水水位の変動を考慮していないことから、出口である残余水面部の流量を Q'' とす

^a 平成 17 年の残余水面部水深調査結果 (大阪市) より引用。

ると、 Q'' も Q と等しくなり、 $Q = Q' = Q''$ の関係が保たれる。ただし、出口と入口の面積がことなることから、そのダルシー流速は大きく異なることになる。これは、式 3.7 の形からも想像できる。

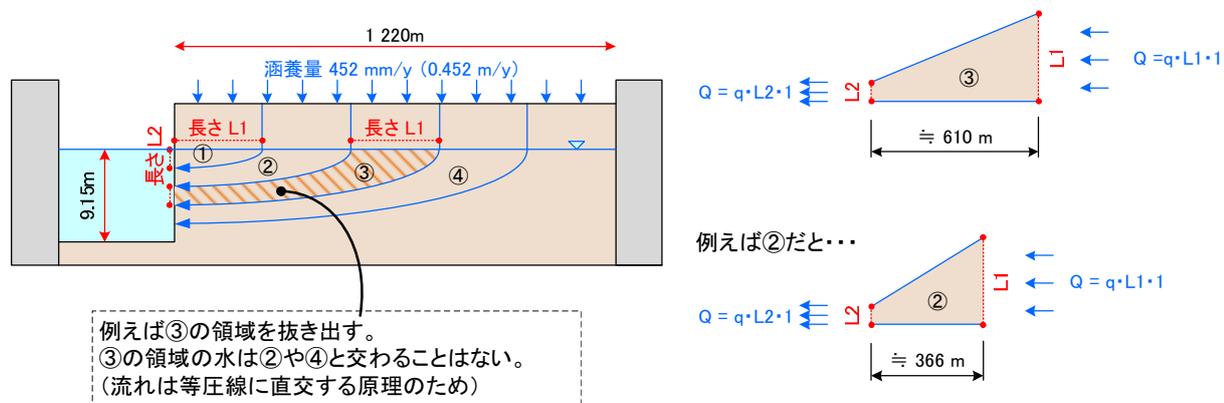


図 3.6 任意の流線束に対する流量と流速の考え方

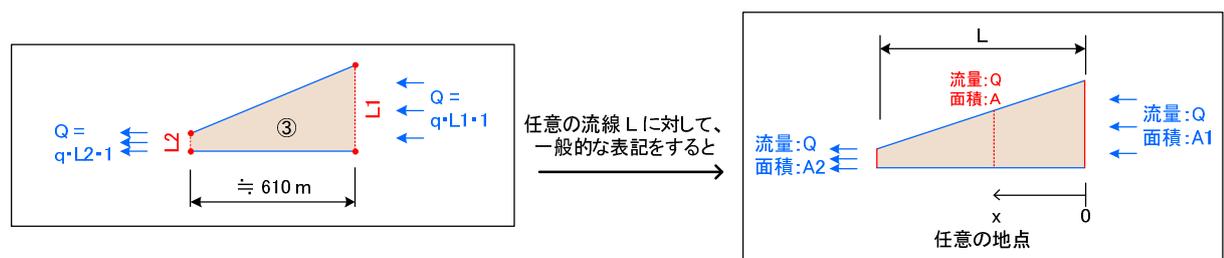


図 3.7 任意の流線束の一般的表記

入口である地表面を等間隔で分割したとする。入口側と同じ分割数で残余水面部の側壁を等間隔で分割する^aと、図 3.6 に示した台形を抜き出すことができる。この台形内を流れる水は、隣の台形部分へと移動することは無い。これは、流れが等圧線に直交する原理^bのためである。例えば、水平方向に中心である③を抜き出し、単位奥行きを考えたとき、 L_1 を 1 m とすると、 L_2 は 0.075 m となる。台形の幅は約 610 m という形状になる。この台形に入ってくる流量は $0.459 \text{ m}^3/\text{y}$ であり、その流量は L_1 部でも L_2 部でも同じである。中心部の③ではなく、②等を抜き出したとしても、 L_1 、 L_2 、 Q はどこでも同じであり、変化するのは、幅のみということになる。より一般的に表現すると、図 3.7 のように表される。上流側を起点として、任意の地点 x での断面積 A は、

$$A = \frac{A_2 - A_1}{L} \cdot x + A_1 \quad \dots (3.8)$$

^a 残余水面部の側壁部における流出速度が一様であると仮定。

^b 石原研而 (2001) : 土質力学, 第 2 版, 丸善株式会社, pp. 84-93.

となり、任意の流線 L における台形部の体積 V は、

$$V = \int_0^L A dx = \left[\frac{A_2 - A_1}{2L} x^2 + A_1 \cdot x \right]_0^L = \frac{A_2 + A_1}{2} L \quad \dots (3.9)$$

となる。断面 A_1 を通過して断面 A_2 まで到達するトラベルタイム t (y) は、体積 V m^3 の容器に一定流量 Q m^3/y で水を満たす時間と同じなので、

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{A_1 + A_2}{2Q} L \quad \dots (3.10)$$

として求めることができる。

流入側の L_1 を単位長さの 1 m、奥行きも単位長さとするれば、 A_1 は 1 m^2 となり、 A_2 は 0.0075 m^2 となる。 Q は涵養量より $0.459 \text{ m}^3/\text{y}$ で一定のため、式 3.10 を用いてトラベルタイムを求めると表 3.3 のようになる。距離 $L = 130 \text{ m}$ は受入予定地と残余水面部の最短距離、 310 m はその最長距離を表している。参考として、 610 m 、 1000 m の場合も記載した。 T' はダルシー流速 q から求められた見かけの時間であり、実際の物質移動は、体積含水率 θ で除した間隙内実流速 v であることから、実効トラベルタイム Te は T' の θ 倍となる（間隙水の実容積 V_e が $V \times \theta$ より求められるため）。これより、最短距離である 130 m 地点での物質移動時間は、吸着も分散も無く、移流のみであれば 57.1 年必要と計算される。これより、 ^{137}Cs であれば、埋立予定地から POC である残留水面部まで移動するまでには、半減期を約 2 回程度迎えることになる。

また、式 3.1 の全体を遅延係数 R で除すると、右辺第 2 項の移流項の係数が、 v/R となることが分かる。実効トラベルタイムは間隙内実流速 v によって求めたものであるから、吸着を考慮し、固相の見かけ密度（乾燥密度）、分配係数が分かっているのであれば、実効トラベルタイム \times 遅延係数が、吸着を考慮した際の実効トラベルタイムになる。

表 3.3 トラベルタイム（物質の移動時間）の計算結果

位置	A_1 (m^2)	A_2 (m^2)	Q (m^3/y)	L (m)	V (m^3)	T' years	θ -	Te years
130m	1.0	0.0075	0.459	130	65.5	143	0.4	57.1
310m	1.0	0.0075	0.459	310	156	340	0.4	136
610m	1.0	0.0075	0.459	610	307	669	0.4	268
1000m	1.0	0.0075	0.459	1000	504	1,098	0.4	439

実効トラベルタイムにより物質移動時間のおおよそを知ることができるが、放射性セシウムの移動を評価する場合、時間と同様に速度分布が重要である。式 3.7 より、流速 q は、

$$q = Q / A \quad \dots (3.11)$$

と書き換えられる。図 3.6 ならびに式 3.8 で示したように、面積の変化が線形であると仮定すると、流速 q は流入口である保有水水面部からの距離 x の一次関数である A の逆数の

変化となる。最短距離である 130 m 地点からの保有水内の物質の速度分布は、図 3.8 に示されるように、徐々に増加し、80 m 移動時に約 2 倍の速度となり、130 m 地点の残余水面部に近づくと急激に流速が上昇し、最終的には流入口での流速 0.459 m/y の 133.3 倍の 61.2 m/y の流速となる。

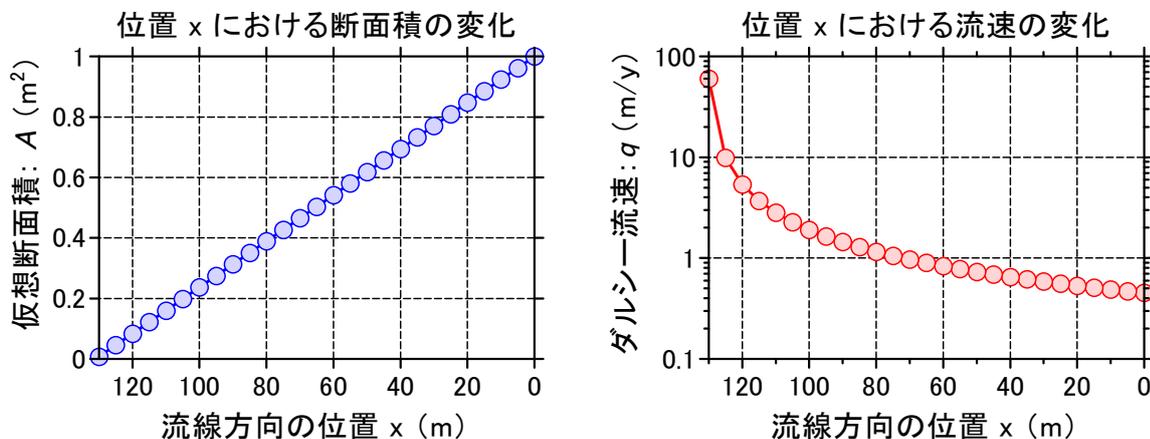


図 3.8 流線方向の位置 x に対する流線断面積と流速の変化

3.5 飽和解析による疑似シミュレーションの妥当性

夢洲 1 区の災害廃棄物焼却灰の受入区域は、陸域化部への埋立てとなり、埋立てられた焼却灰からの放射性物質の移動は不飽和帯を經由して保有水水位以下の飽和帯へと移動する。この際、不飽和帯を通過するので、本来であれば不飽和帯の計算を実施するべきであるが、その場合、日降雨量等の降雨強度によって涵養量を変え、涵養量の違いによって変化する含水率によって位置毎の流速 v を不飽和浸透方程式によって解く必要がある。本評価のシミュレーションは、シミュレーション期間が百年単位となり、年間涵養量が決まっている条件下(年間の水フラックスが決まっており、流下する放射性セシウムの量も一定)で、不飽和浸透解析を実施し、分単位で変化する流速 v を評価しても最終的な濃度評価に対する影響は極めて小さいと考えられる。

不飽和浸透によって含水率が変化するので、遅延係数 R に関する式 3.2 の体積含水率 θ が変化することになる。体積含水率 θ は、間隙率 \times 飽和度によって求められる値である。水で飽和されている場合、間隙率 $\times 100\%$ となるので、 $\theta =$ 間隙率となる。

式 3.1 全体を R で除すると、

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad \dots (3.12)$$

と書き換えられる。遅延係数 R は式 3.2 に示される通りであることから、体積含水率 θ が

変化すると表 3.4 に示される通り遅延係数 R も変化する。式 3.12 の右辺第 2 項の移流項の実流速 v も体積含水率によって変化する。また、移流項の実流速 v は R で除することになるので、 Kd が大きくなると v/R の実質的な時間遅れの値は変化が極めて小さくなる。 $Kd = 0.5 \text{ mL/g}$ のように分配係数が小さい場合、間隙率の違いによって 1.3 倍程度の違いが生じるが、分配係数の小さい材料中を通過する距離が短い場合、解析結果に及ぼす影響は微少であると判断される。以上の理由により、本安全評価で不飽和浸透解析を行ったとしても、解析結果である濃度に及ぼす影響は極めて小さいと判断されることから、飽和浸透流を仮定したシミュレーションを実施した。

表 3.4 体積含水率による遅延係数と実流速との関係

θ	—	0.4	0.3	0.2	0.1	0.4	0.3	0.2	0.1
ρ_d	kg/m ³	1600							
Kd	mL/g	300				0.5			
Kd	m ³ /kg	0.3				0.0005			
R	—	1201	1601	2401	4801	3	3.7	5	9
v	m/y	25*	33	50	100	25*	33	50	100
v/R	m/y	0.0208	0.0208	0.0208	0.0208	8.33	9.09	10.0	11.1

* 間隙内実流速 $v = 25 \text{ m/y}$ は仮定の値として入力し、この値を間隙率 0.4 の多孔質体の飽和時の基準流速として各体積含水率の流速を計算。

4. 評価シナリオの設定と材料パラメーター

海面最終処分場は一般的に大きな沈下が生じる。埋立てた廃棄物層自体の沈下も生じるが、下部の底部遮水工である沖積粘土層の沈下の方が大きい場合がある。廃棄物を海中投入処分している期間は、水中に投入されているので、水の密度分の浮力が発生することから実荷重は小さくなるが、陸域化部の埋立てが始まると浮力が無いために水中への直接投入時に比較して沈下に与える影響が大きくなる。そのため、過去の夢洲1区における沈下観測報告書等を引用し、当該受入予定地に関する沈下量予測を行った。沈下することが確実であり、沈下した方が残余水面部までの移動距離（放射性セシウムの流線距離）が短くなることから、評価の基本シナリオを沈下時の断面とした。

4.1 沈下量の予測

保有水水位より上部の不飽和帯は、土壌や廃棄物層は、空気相、水相、土粒子等の固相の3相構造で構成されており、水位より下部の飽和帯は、空気相が無くなり、水相と固相の2相で構成されることになる。沈下には圧縮と圧密があるが、圧縮は不飽和帯での沈下、圧密は飽和帯で排水を伴いながらの沈下となる。

本沈下量予測では、両者の沈下現象を動態観測値である時間－沈下量曲線から双曲線法を用いて近似することで将来予測を行うこととした。平成22年度に取りまとめられた夢洲1区沈下観測結果^aより、受入予定地に最も近い沈下観測地点として「管-(18)」を選択した。管-(18)は既に第3層廃棄物層まで埋め立てられていることから、受入予定地の将来的な沈下量を把握可能と判断した。受入予定地と管-(18)の位置関係を図4.1に示す。

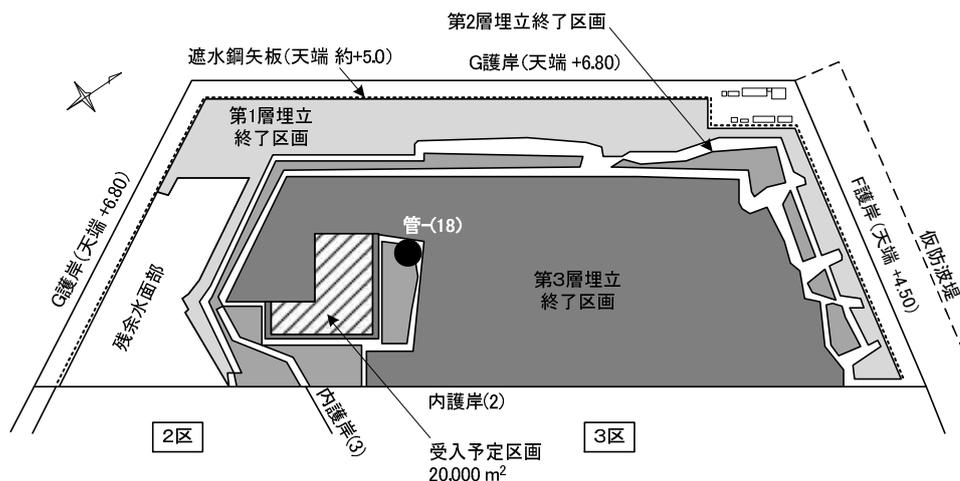


図 4.1 既存沈下観測地点「管-(18)」の位置図

^a 大阪市（2010）平成22年度夢洲1区沈下観測結果，p. 3-791より引用。

管-(18)には 5 つの沈下計が入っており、洪積砂礫層と沖積粘土層には二重管沈下計が、廃棄物層より上部には表面沈下板が設置されている。図 4.2 に沈下観測計の設置概念図を示す。受入予定区画は、第 2 廃棄物層までしか埋立てられていないため、管-(18)でいえば 18-2 の設置深さが表層となっている。問題となるのは、受入予定地の基盤面である第 2 覆土層の天端の沈下であることから、沈下予測の対象とする沈下観測データとして 18-2 に着目した。18-2 における時間－沈下量の観測結果を図 4.3 に示す。

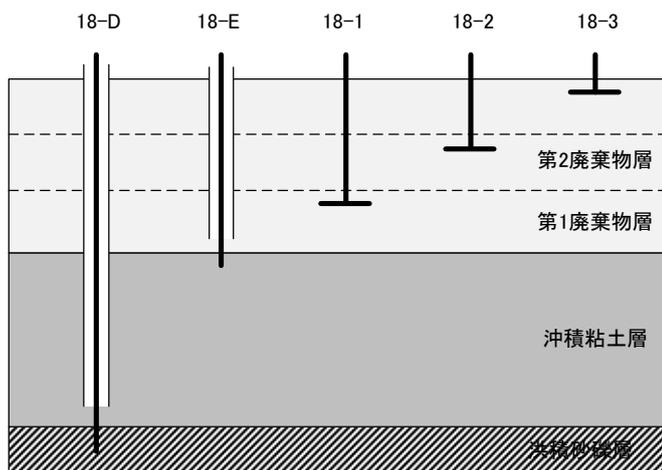


図 4.2 沈下観測計設置位置の模式図

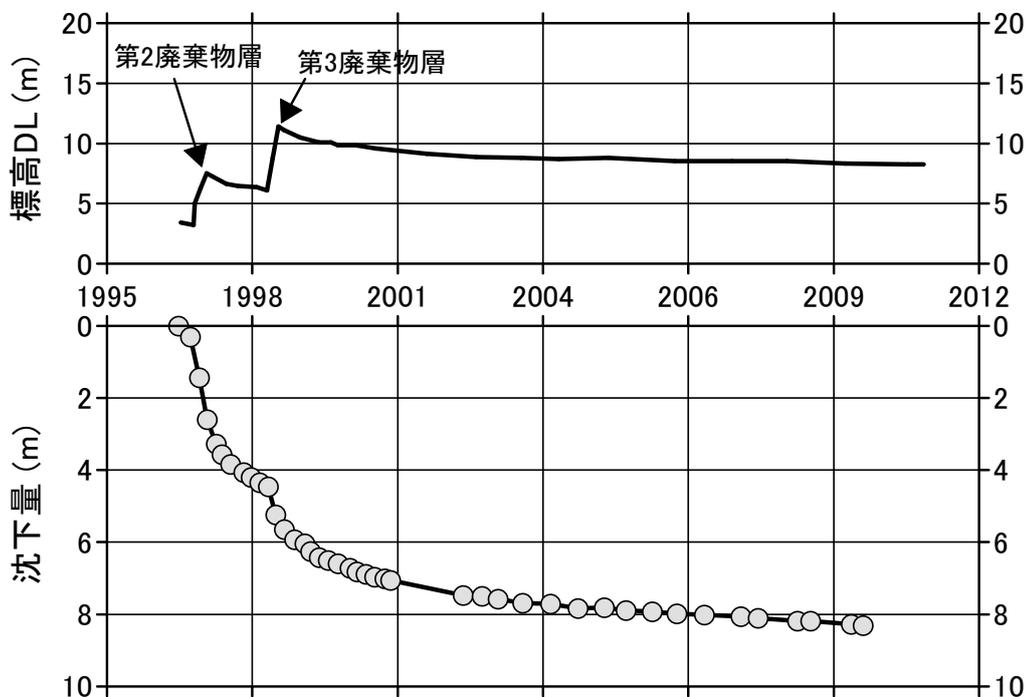


図 4.3 沈下計 18-2 における沈下観測結果（実測値）

双曲線法による最終沈下量予測^aは、まず、図 4.4 に示されるような時間－沈下量の観測データから、ある時間を t_0 とし、その時の沈下量を初期沈下量 S_0 とおいて、任意の時間 t における観測沈下量 S_t より、

$$\frac{t - t_0}{S_t - S_0} = \beta(t - t_0) + \alpha \quad \dots (4.1)$$

にて与えられる双曲線関数を解くことにより求められる。 α と β は係数であるが、 $(t-t_0)$ に着目すれば、直線回帰式の切片が α 、傾きが β となる。最終沈下量 S_f は、

$$S_f = S_0 + \frac{1}{\beta} \quad \dots (4.2)$$

によって求められ、ある沈下量 S_t に至るまでの時間 t は、

$$t = \frac{\alpha(S_t - S_0)}{1 - \beta(S_t - S_0)} \quad \dots (4.3)$$

より計算することができる。

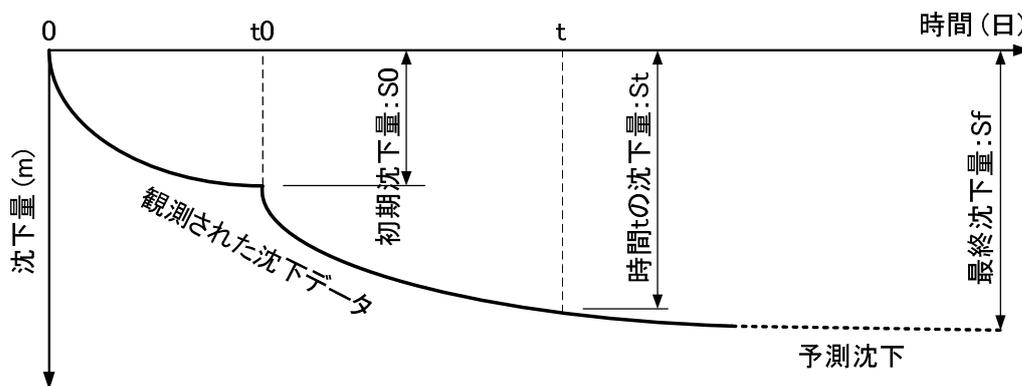


図 4.4 双曲線法による沈下予測の初期設定

受入予定区画は第 2 廃棄物層まで埋立てが終了している区画であり、現時点で第 2 廃棄物層の埋立てが完了してから約 15 年程度経過している。図 4.3 に示した 18-2 の地点は、第 2 廃棄物層の埋立てが完了したのち、約 1.5 年後には第 3 廃棄物層を埋立てていることから、第 3 廃棄物層を埋立てなかった場合の沈下量を読み取ることはできない。そこで、その 1.5 年間の沈下実測データから、第 3 廃棄物層の埋立てを行わなかった場合の沈下予測曲線を求めることとした。また、第 3 廃棄物層まで埋立てが行われた場合の最終沈下量は、受入予定区画でも同じになることが予測されることから、最終沈下量も 18-2 の実測データから計算可能である。これより、第 2 廃棄物層までの埋立てで 15 年間放置された場合の受入予定区画の沈下量を予測し、その時の高さを現況の D.L.+4.70 とすれば、受入予定区画における今後の沈下量を計算することが可能となる。

^a地盤工学会編（1988）軟弱地盤工法－調査・設計から施工まで、第 III 編。

まず、第2廃棄物層のみが埋立てられている期間のデータから、図4.4に示した方法によって初期値 $t_0 = 874$ 日、 $S_0 = 0.306$ mを読み取り、 $(t - t_0)$ と $(St - S_0)$ を計算することで、図4.5に示す分布を得ることができる。この図より直性回帰分析を行うことで $\alpha = 33.488$ 、 $\beta = 0.1739$ を得る。15年間第3廃棄物層の埋立てを行わなかった場合の沈下量を予測することが必要であるため、式4.3の時間 t が既知で、沈下量 St が未知数となることから、式4.3を St について変形すると、

$$St = S_0 + \frac{t}{\beta \cdot t + \alpha} \quad \dots (4.4)$$

となり、第3廃棄物層を埋立てなかった場合の第2廃棄物層の15年後の沈下量は5.862 mと計算される。

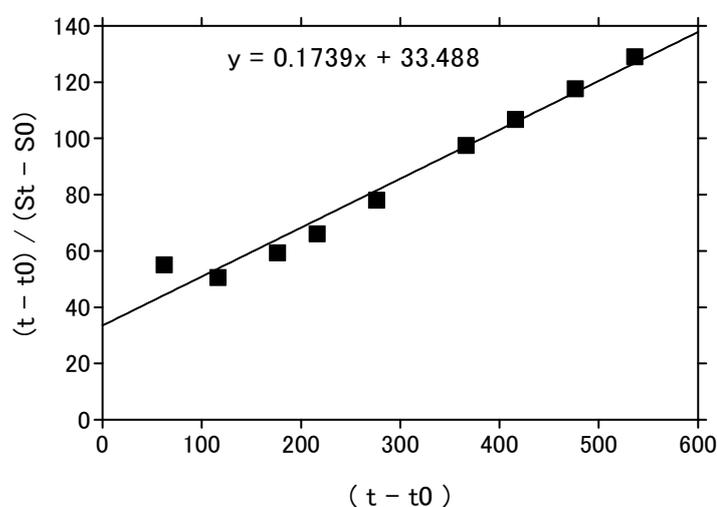


図 4.5 第2廃棄物層埋立時の双曲線法によるデータ整理

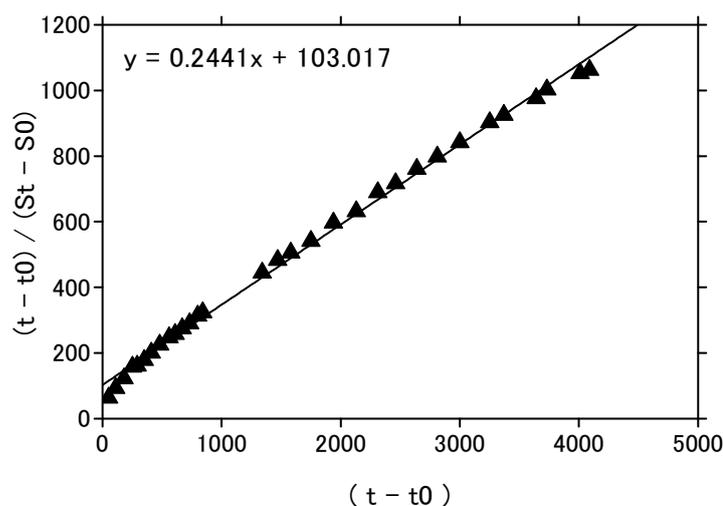


図 4.6 第3廃棄物層埋立時の双曲線法によるデータ整理

第3廃棄物層埋立後の最終沈下量を計算するため、第3廃棄物層埋立後の18-2の実測データより初期値 $S_0=4.46$ m を得て、図4.6に示すような関係をプロットすることで、 $\beta = 0.2441$ となる。式4.2より、最終沈下量 S_f は8.556 m と計算される。

現時点での第2廃棄物層天端（受入予定区画底面）の標高は D.L.=+4.70 であり、その高さに至っている状況で既に5.862 m の沈下が完了していることになる。よって、最終沈下量8.556 m との差は $2.694 \text{ m} \approx 2.70 \text{ m}$ と算出され、将来的には D.L. = 2.00 となることが計算された。図2.6にて示した標準埋立断面図より、受入予定区画底面と保有水水位との推定距離は2.70 m となっていることから、沈下後の断面においては、水位が受入区画底面と一致することとなる。

4.2 評価シナリオ

広域処理災害廃棄物の焼却残滓の埋立ては主灰と飛灰を分けて埋立てることが予定されている。一般的に、主灰の放射性セシウム濃度は低くその溶出率も小さいが、飛灰は濃度も高く、放射性セシウムの溶出率も高いことが報告されている^a。これより、最も危険側と考えられる埋立方法は、濃度も溶出率も高い飛灰を残余水面部に最も近い位置に埋立てることであることから、図4.7に示される流線を評価の対象とした。

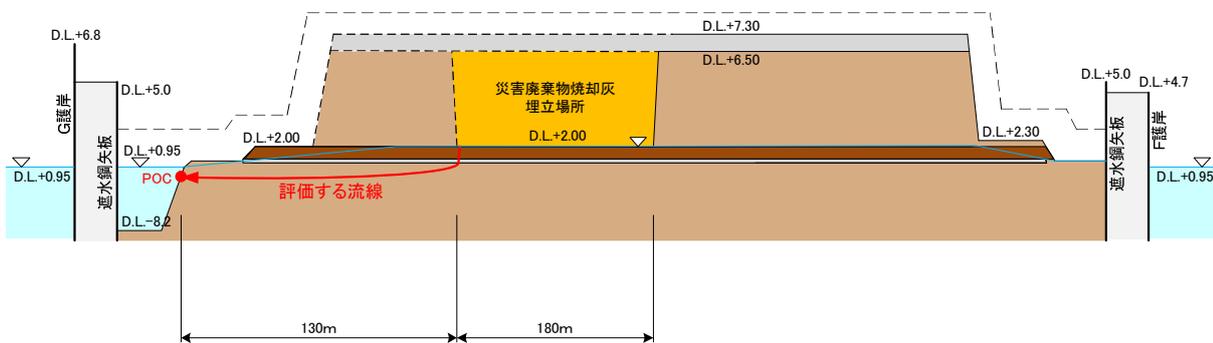


図4.7 受入予定地からの放射性セシウム移動の評価流線の決定

飛灰埋立区画から、溶出する放射性セシウムは、既に設置されている覆土層、鉍滓層を通過し、流向を横向きに変えながら、残余水面部へと移動することになる。各層における放射性セシウムへの影響は、覆土層、鉍滓層、第2廃棄物層のいずれも、吸着によって遅延された移動時間による減衰効果が生じる。実際、残余水面部の保有水による希釈効果も期待できるが、将来的に残余水面部は大阪市の一般廃棄物の焼却残滓等によって埋立てられ、残余水面部は消失することから、希釈の効果は考慮しないこととした。また、将来的

^a 独立行政法人国立環境研究所（2012）：放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分（技術資料 第二版），http://www.nies.go.jp/shinsai/techrepo_r2_120326.pdf

な残余水面部の埋立てによって評価すべき POC の位置は徐々に遠ざかっていくことになるが、距離が長くなることによって放射性セシウムの移動時間も長くなり、吸着や減衰等の影響を受けることから、濃度は減少することになる。よって、現時点での残余水面部の POC を評価することは、安全側の評価となることから、将来にわたって、POC の位置は変えずに評価を行うこととした。

沈下後の断面を想定していることから、飛灰埋立区画底面から保有水水位までの距離は 0 m であり同じ高さとなっている。保有水に到達した放射性セシウムは真横には移動せず、一度、保有水深部に潜り込んでから徐々に横方向に向きを変える^aため、水平距離よりも長い距離を移動することになるが、保守的な評価を行うため、移動距離は水平距離で移動すると仮定した。覆土層 0.5 m、鉍滓層 0.3 m を通過した後、真横に 130 m 移動するとして評価することとし、POC に到達するまでの総移動距離は 130.8 m と設定した。

評価シミュレーションでは、流速が既に決まっているため、縦方向から横方向へと移動する流線を 1 次元解析とみだてて評価した。図 4.3 にシミュレーションのための想定模式断面を示す。シミュレーションでは、受入予定区画の底面である飛灰底部から下流側の、第 2 覆土層、鉍滓層、第 2 廃棄物層を対象として評価する。

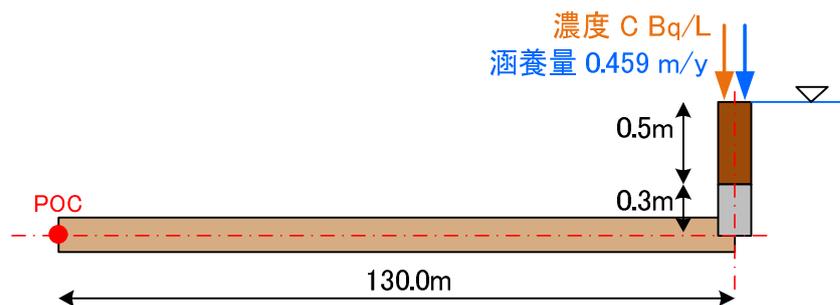


図 4.3 評価シナリオにおける解析模式断面図

4.3 シミュレーションのための材料パラメーターの設定

シミュレーションによる評価を行うにあたって、式 3.1~3.4 のパラメーターを決定する必要がある。覆土層、鉍滓層、廃棄物層のそれぞれで値は異なる。本節ではパラメーターの設定について述べる。本解析で使用したパラメーターの一覧を表 4.1 に示す。遅延係数 R を求めるための分配係数 Kd については次節で詳述する。

間隙率 θ は、一般的に 0.3~0.5 の値をとることが多いが、ここでは 0.4 に固定した。まさ

^a 財団法人日本環境衛生センター（2007）平成 18 年度広域最終処分場計画調査「海面最終処分場の閉鎖・廃止適用マニュアル策定に向けた調査」委託業務報告書，調査解析編，第 5 章，<http://www.env.go.jp/recycle/report/h21-07/index.html>

土の土粒子密度 ρ_s は、2,600~2,800 kg/m³と報告^aされていることから、約 2,700 kg/m³程度と仮定すると間隙率 0.4 より、乾燥密度（かさ密度）は約 1,600 kg/m³と計算され、この値を覆土層に適用した。ここで想定する廃棄物層は飛灰と主灰の混合理立であることから、文献値^bを参考にして 1,500 kg/m³と定めた。鈇滓層は鉄鋼スラグの粒子密度 2,500 kg/m³を想定し、間隙率 0.4 より乾燥密度 1,500 kg/m³を計算した。

表 4.1 飽和一次元解析に用いたパラメーター一覧

			覆土層	鈇滓層	廃棄物層
間隙率	θ	—	0.4	0.4	0.4
乾燥密度	ρ_d	kg/m ³	1,600	1,500	1,500
分子拡散係数	D_0	m ² /s	2.0×10^{-9}	2.0×10^{-9}	2.0×10^{-9}
縦分散長	α_L	m	0.01	0.01	1.0
¹³⁴ Cs 崩壊定数	λ_{134}	1/y	ln(2)/2.065	ln(2)/2.065	ln(2)/2.065
¹³⁷ Cs 崩壊定数	λ_{137}	1/y	ln(2)/30.17	ln(2)/30.17	ln(2)/30.17

分子拡散係数 D_0 には、安定セシウムの拡散係数の値^{c,d}を用いた。縦分散長は、解析対象領域の長さによって変化するパラメーターであり、ここでは、1m 程度までの解析領域では 0.01 m、10m は 0.1 m、100m 程度までは 1.0 m とした。実スケールにおける縦分散長は解析領域の長さの 1/10~1/100 程度であると報告^eされており、長さ 0.30 m 程度の一次元カラム試験より求められた縦分散長は 0.003~0.01 m との報告^fもあることから、1 m 未満の覆土層や鈇滓層に 0.01 m の分散長を与えていることは妥当と考えられる。また、式 3.4 より、分散長が大きくなると分散係数の値も大きくなることから、図 3.2 に示した分散の影響で濃度分布が横に広がり、結果的にピーク濃度が低下することになる。したがって、安全側の評価を行うのであれば、分散長を小さくし、ピーク濃度が高めになる条件でシミュレーションすることが望ましい。そのため、分散長が小さくなるように解析領域の 1/100 の値を採用した。

^a 社団法人地盤工学会（2009）地盤材料試験の方法と解説，丸善，p. 101.

^b 社団法人全国都市清掃会議（2001）：廃棄物最終処分場整備の計画・設計要領，p. 185.

^c Spits, K. and Moreno, J. (1996): *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*, John Wiley and Sons., p. 368.

^d Friedman, A.M. and Kennedy, J.W. (1955): The Self-diffusion Coefficients of Potassium, Cesium, Iodide and Chloride Ions in Aqueous Solutions, *J. Am. Chem. Soc.*, 77 (17), pp. 4499-4501.

^e Gelhar, L.W., Welty, C., and Rehfeldt, K.R. (1992): A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, *Water, Resour. Res.*, 28 (7), pp. 1955-1974.

^f 小橋ら（2004）：地盤汚染の影響予測に用いる分散長の決定法について，土木学会論文集，No. 764/III-67，pp. 53-67.

5. 焼却残滓の放射性セシウム濃度と土壌等の吸着性能の評価

5.1 ^{134}Cs と ^{137}Cs の濃度比

東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故から1年以上が経過しており、半減期が大きく異なる ^{134}Cs と ^{137}Cs の濃度比率は事故当初と変化していることから、本シミュレーションでは、2012年5月時点での濃度比率を求め、その値を利用することとする。 ^{134}Cs の半減期を2.065年、 ^{137}Cs の半減期を30.17年とし、事故当時の両物質の比率を1:1の同量と仮定して計算した。表5.1に計算結果を示す。これより、2012年5月現在の濃度比は、 $^{134}\text{Cs} : ^{137}\text{Cs} = 0.70 : 1.00$ となる。例えば、放射性セシウム濃度1,000 Bq/kgであれば、 ^{134}Cs が412 Bq/kg、 ^{137}Cs が588 Bq/kgと計算される。

表 5.1 放射性セシウムの濃度比

日付	経過年数	^{134}Cs 比濃度	^{137}Cs 比濃度	$^{134}\text{Cs} : ^{137}\text{Cs}$
2011年3月	0	1.00	1.00	1.00 : 1.00
2011年5月	0.14	0.9551	0.9969	0.96 : 1.00
2012年5月	1.14	0.6821	0.9742	0.70 : 1.00
2013年4月	2.06	0.4850	0.9517	0.51 : 1.00

5.2 焼却残滓の放射性セシウム濃度の設定

大阪府の指針^aによれば、焼却前の災害廃棄物受入基準は最大で100 Bq/kgと定められている。受け入れた災害廃棄物を大阪市の既存の焼却炉で混焼することを想定し、10%混焼する場合、20%混焼する場合の2ケースについて放射性セシウム濃度の算定を行った。

焼却された災害廃棄物に含まれる放射性セシウムの全てが飛灰に移行すると仮定した。大阪府域の飛灰発生実績は、焼却前の一般廃棄物の質量に対して2.86%と計算されていることから、焼却前の放射性セシウム濃度に対して、飛灰の濃度は35.0倍の濃度になる。表5.2に飛灰の放射性セシウム濃度の計算結果を示す。これより、10%混焼時の飛灰中の放射性セシウムの最大濃度は350 Bq/kg、20%混焼時の最大濃度は700 Bq/kgと計算される。また、大阪府の指針^aでは、埋立作業時の被曝限度から計算される埋立廃棄物の最大許容濃度が示されており、その値は2,000 Bq/kgである。混焼率から考慮すると、飛灰濃度が2,000 Bq/kgに到達することは考えにくい。混焼時の評価と併せて、被曝限度から示される最大許容濃度である2,000 Bq/kgの飛灰埋立についても本評価の対象とした。

飛灰中に放射性セシウムが留まるのであれば、飛灰を封じ込めることによって放射性セ

^a大阪府域における東日本大震災の災害廃棄物処理に関する指針（平成23年12月27日）

シウムの移動を抑制することが可能であるが、これまでの溶出試験等の結果より、長期的な観点で見れば、飛灰に含有する全ての放射性セシウムが水へと溶解すると考えた方がよい。すなわち、溶出率 100%を想定することが妥当と考えられる。本評価では、4.3 節で示したように、飛灰層の見かけ密度（乾燥密度）を 1500 kg/m³、飽和時の体積含水率（間隙率）を 0.40 と設定しているので、単位容積の廃棄物層を考えると、固相である飛灰が 1500 kg あり、間隙水が 400 kg (0.4 m³) あることになる。100%溶出が瞬時に生じることを仮定して、間隙水中の放射性セシウム濃度 (¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs の合計) を計算すると表 5.3 になる。10%混焼時の間隙水の最大濃度は 1,313 Bq/L、20%では 2,625 Bq/L、2,000 Bq/kg の飛灰を想定した場合は 7,500 Bq/L となる。

表 5.2 災害廃棄物を一般廃棄物と混焼した時の飛灰中放射性 Cs 濃度

受入時の災害廃棄物の最大 Cs 濃度 ① (Bq/kg)	一般廃棄物との混焼率 ② (%)	混焼時廃棄物の最大 Cs 濃度 ③ = ①×② (Bq/kg)	焼却飛灰への濃縮率 ④ (倍)	飛灰中の最大 Cs 濃度 ⑤ = ③×④ (Bq/kg)
100	10	10	35.0	350
	20	20	35.0	700
被曝限度から計算される最大許容濃度				2,000

表 5.3 飛灰濃度から求められる間隙水の放射性セシウム濃度

	飛灰濃度 (Bq/kg) ①	単位容積の間隙水量 (m ³) ②	単位容積の飛灰量 (kg) ③	間隙水濃度 (Bq/L) ①×③÷②
10%混焼時 最大濃度	350	0.400	1,500	1,313
20%混焼時 最大濃度	700			2,625
2,000 Bq/kg 想定時	2,000			7,500

5.3 シミュレーションにおける放射性セシウム濃度の取り扱い

先に示した図 4.3 のように、シミュレーションでは飛灰埋立層自体の浸透は評価せず、埋立層の下部である第 2 覆土層以下のみを評価する。そのため、飛灰埋立層からの放射性セシウムの流れをモデル化する必要がある。

流線方向に直交する単位断面積当たりを通過する物質質量 J はマスフラックス [$\text{Bq}/\text{m}^2/\text{y}$] と呼ばれ、

$$J = q \cdot C \quad \dots (5.1)$$

によって表される^a。 q はダルシー流速 [m/y]、 C は濃度 [Bq/L] である。ダルシー流速はダルシーフラックスとも呼ばれ、単位断面積を通過する水フラックスを表現しているため、その水フラックスと濃度の積によってマスフラックスを表現することが可能となる。ダルシー流速は涵養量に等しいので $0.459 \text{ m}/\text{y}$ であり、放射性セシウムの濃度は表 5.3 に計算した結果を用いる。

図 5.1 にシミュレーションにおけるマスフラックスの概念図を示す。飛灰埋立層の高さは 4 m であり、間隙率 0.4 と定めているので、単位面積当たりの埋立区画に存在する間隙水量は $1 \text{ m}^2 \times 4 \text{ m} \times 0.4 = 1.6 \text{ m}^3$ となる。この 1.6 m^3 の間隙水に、単位面積当たりに埋立てられた飛灰から放射性セシウムの全量が瞬時に溶出することを仮定し、この条件を解析の初期条件とする。単位面積当たりの年間涵養量はダルシー流速 \times 単位面積であるので、 $0.459 \text{ m}/\text{y} \times 1 \text{ m}^2 = 0.459 \text{ m}^3/\text{y}$ となる。よって、 1.6 m^3 の間隙水の内、毎年 0.459 m^3 が下部の既存覆土層に向かって押し出されることになる。マスフラックスはこの押し出された間隙水中に含まれる放射性セシウム量となるので、式 5.1 から計算可能であることがわかる。単位深さ 1 m 当たりに存在する間隙水は 0.400 m^3 であるので、涵養量の 0.459 m^3 より少ない。そのため、年間涵養量の浸透深さは 1 m よりも大きくなり、その値は、年間涵養量 \div 間隙率によって計算でき $1.1475 \text{ m}/\text{y}$ と算出される。飛灰埋立層は、高さが 4.0 m であるので、 $4.0 \text{ m} \div 1.1475 \text{ m}/\text{y}$ より、 3.486 年で初期条件の間隙水の全てが押し出される計算になる。よって、式 5.1 にて求められたマスフラックス J が 3.486 年の間のみ適用され、それ以降は濃度 C がゼロとなるので、マスフラックス J もゼロとなる。

^a Fetter, C.W. (1999): *Contaminant Hydrogeology*, 2nd Ed., Prentice Hall, Ch. 2.

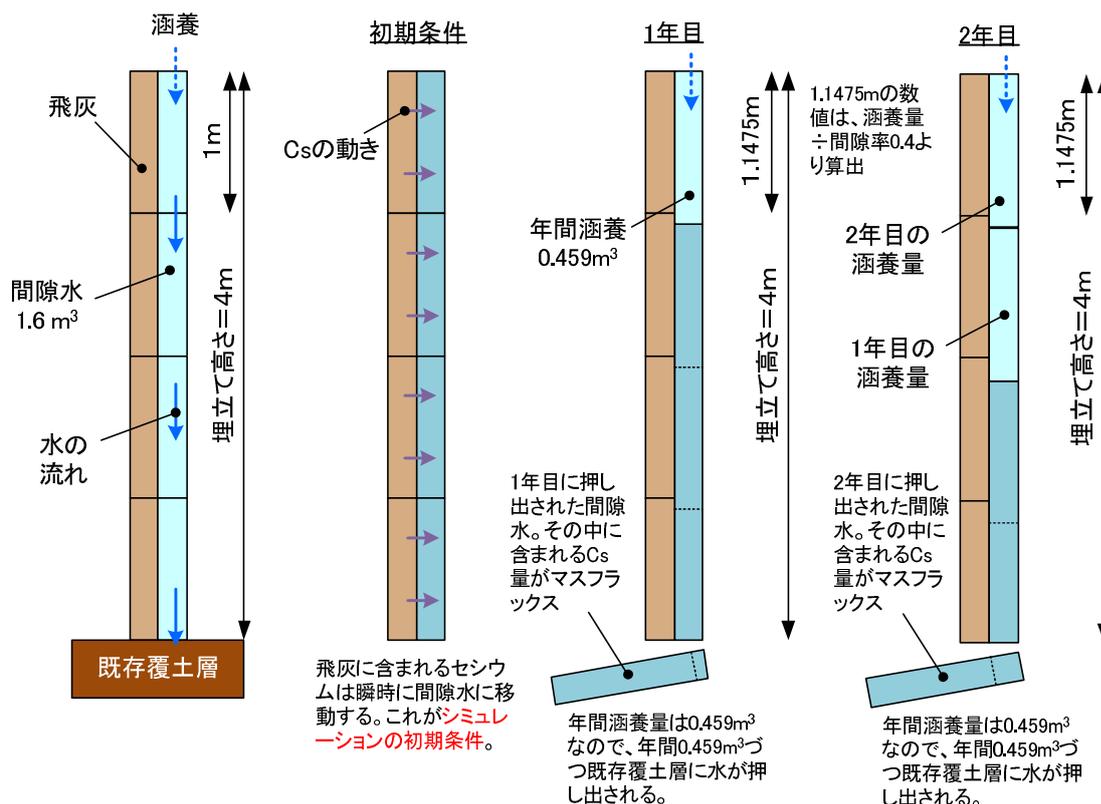


図 5.1 シミュレーションにおけるマスフラックスの取り扱い

5.4 土壌等への吸着性能試験結果

受入予定地の下部に既に設置されている第2埋立層の覆土層に期待される放射性セシウムの吸着能^aを評価するため、夢洲1区の埋立地から採取した第2覆土層と鉍滓層の2種類を対象に放射性セシウムに対するバッチ吸着試験を行い、分配係数を求めた。吸着試験の供与液には、放射性セシウムの吸着が埋立地内の共存イオンと競合することを考慮して、関東地方の一般廃棄物焼却飛灰から抽出した溶出液を用いた。その化学組成と濃度を表5.4に示す。分配係数の値として淡水と海水のデータが多く公表されていることから、本吸着試験の供与液と海水との比較を行うため、参考として海水濃度の情報も併記した。試験手順は、500 mL容のポリエチレン製容器に5 mmふるいを通した覆土または鉍滓15-60 g（写真5.1、5.2）と飛灰溶出液300 mLを加え、20℃の恒温条件下で24時間の120 rpm水平振とうを行い、その後容器内の上澄み液を0.45 μmのメンブレンフィルターで濾過し、その濾液のpH、電気伝導率、放射性セシウム濃度、および各種イオン濃度を測定した。写真5.3に吸着試験の様子を示す。吸着量は、吸着試験前後での濃度変化から算出した。

^a 吸着能としているが、実際は吸着と吸収が同時に生じる収着現象も含まれると考えられるが、ここでは吸着として表現している。

$$S_o = (c_0 - c_{eq}) \frac{L}{S} \quad \dots (5.2)$$

ここで、 S_o : 吸着量 (Bq/kg)、 c_0 : 初期濃度 (Bq/L)、 c_{eq} : 平衡濃度 (Bq/L または mg/L)、 L/S : 液固比 (L/kg) である。

表 5.4 吸着試験に用いた飛灰溶出液と海水のデータ

	単位	飛灰溶出液	海水 ¹⁾
pH		12.5	8.0
導電率	mS/m	5,000	4,640
合計 Cs 濃度	Bq/L	670	< 21.8
¹³⁴ Cs 濃度	Bq/L	305	< 11.5
¹³⁷ Cs 濃度	Bq/L	365	< 10.3
Na 濃度	mg/L	4,220	8,850
K 濃度	mg/L	4,800	324
Mg 濃度	mg/L	< 0.05	1,130
Ca 濃度	mg/L	2,640	343
安定 Cs 濃度	mg/L	0.26	< 0.001
Cl 濃度	mg/L	13,900	17,100

¹⁾ 東京湾の海水を国立環境研究所で分析した値



(a) 採取状態



(b) 5mm ふるい通過分

写真 5.1 夢洲 1 区の覆土層



(a) 採取状態



(b) 5mm ふるい通過分

写真 5.2 夢洲 1 区の鉍滓層



(a) 試料投入時 (b) 恒温槽に設置 (c) 24 時間 120rpm 振とう

写真 5.3 吸着試験の様子

吸着試験後に得た液体の濃度分析結果を表 5.5 に整理し、そこから吸着試験終了時の供与液の濃度と吸着量の関係を図 3.1 に示す。その線形勾配は分配係数であり、その値が大きいほど放射性セシウムが固相である覆土や鉍滓に分配される。すなわち、放射性セシウムに対する吸着性が高いことを意味する。本研究では異なる量の試料を供与液に投入したため、それぞれの平衡状態では共存イオンの組成が若干異なることから、得られる線形勾配を厳密には分配係数とすることはできないが、ここでは蓋然性の高い値を示すためにみかけの分配係数とした。図 3.2 に示すように、覆土層に対する ^{134}Cs の分配係数は 4.27 mL/g、 ^{137}Cs では 3.77mL/g となった。鉍滓層に対しては、それぞれ、0.45、0.52 mL/g となり、本シミュレーションではこれらの試験値を用いた。廃棄物層の分配係数はばらつきが大きいと判断されたため実施していないが、鉍滓層よりも大きな分配係数を得られている実験値もあり、分配係数は 1 mL/g 程度を期待できる可能性もある。ただし、組成にばらつきが大きいことを鑑み、鉍滓層と同様の分配係数しか期待できないと仮定し、本評価では、廃棄物層に対しても、鉍滓と同様の分配係数を与えて評価することとした。

表 5.5 吸着試験結果の一覧

	単位	ブランク	覆土層				鉍滓層		
		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	
溶媒量	mL	300	300	300	300	300	300	300	
試料量	g	0	60	30	15	60	30	15	
pH		12.63	12.38	12.46	12.48	12.71	12.74	12.73	
導電率	mS/m	4,210	3,950	4,000	4,110	4,330	4,320	4,330	
^{134}Cs	Bq/L	290	190	200	230	280	290	280	
^{137}Cs	Bq/L	400	280	270	330	400	380	390	
Na	mg/L	4,400	4,210	4,150	4,260	4,380	4,370	4,100	
K	mg/L	4,930	4,700	4,920	4,960	4,740	4,830	4,750	
Mg	mg/L	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	
Ca	mg/L	3,000	2,770	2,790	2,870	2,980	3,060	3,090	
安定 Cs	ug/L	312	214	226	256	293	296	300	
Cl	mg/L	14,200	14,000	13,800	12,700	10,900	12,600	13,900	

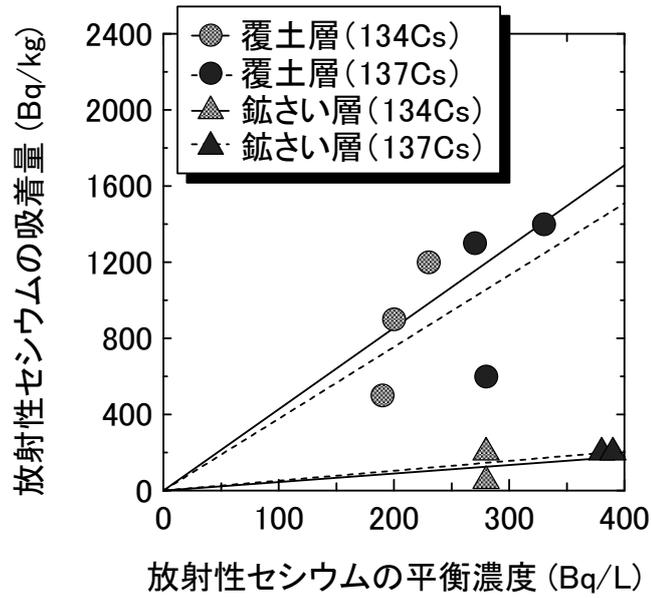
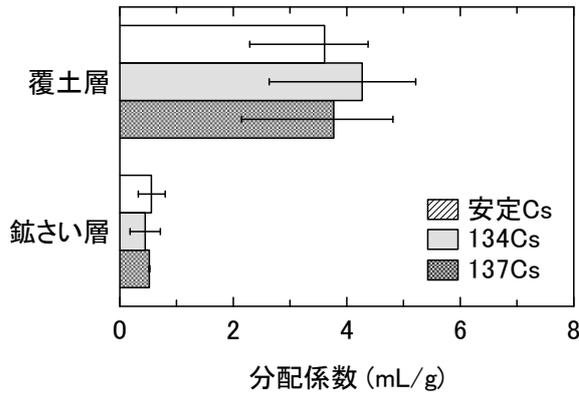


図 5.2 放射性セシウムの吸着量と平衡濃度の関係



測定された分配係数値

	覆土層	鉱滓層
¹³⁴ Cs	4.27 mL/g	0.45 mL/g
¹³⁷ Cs	3.77 mL/g	0.52 mL/g
安定 Cs	3.61 mL/g	0.55 mL/g

図 5.3 導電率 5,000 mS/m 相当の飛灰溶出液に対する覆土と鉱滓の分配係数

6. 陸域化部への埋立てを行った場合のシミュレーション結果

受入予定地のうち、最も残余水面（放流水側）に近い位置に、飛灰のみが高さ 4 m で埋め立てられた場合に、最も濃度が高くなると推定される流線をシミュレーション評価の対象（図 4.7）として、式 3.1 に示す移流分散反応方程式を COMSOL ver4.2a を使い、濃度限度（式 1.1）を守るべき評価地点（POC: Point Of Compliance）の濃度変化を計算した。シミュレーションは、表 5.3 に示した 10%混焼時最大濃度、20%混焼時最大濃度、2,000Bq/kg 想定時の 3 ケースについて行った。計算結果を図 6.1、表 6.1 に示す。

10%混焼時最大濃度にて計算した結果、POC において最も高くなる濃度（以下、ピーク濃度とする）は ^{137}Cs で 0.944 Bq/L と計算され、そのピーク濃度の出現年は 166 年後と計算された。20%混焼時のピーク濃度は 1.89 Bq/L、被曝限度から計算された許容濃度限度 2,000 Bq/kg が埋立てられた場合を想定すると 5.39 Bq/L と計算され、濃度限度を大きく下回ることが確認された。なお、 ^{134}Cs の濃度は全てのケースにおいて 0.0001 Bq/L を大きく下回っている。

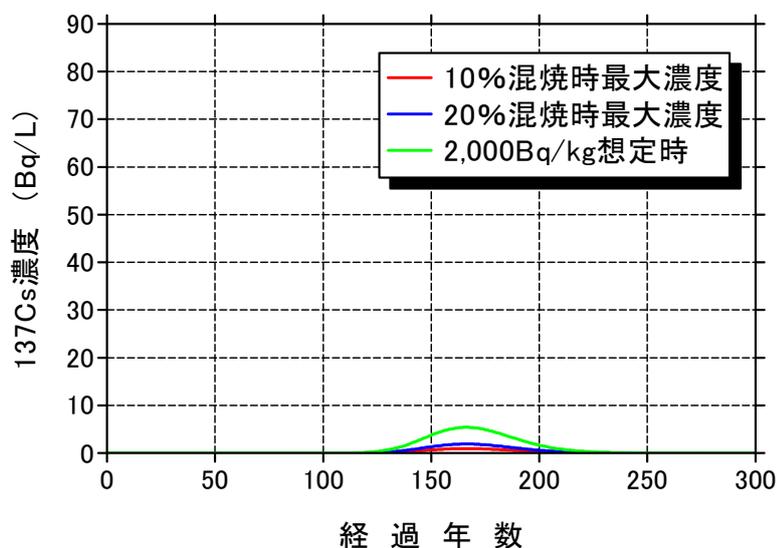


図 6.1 POC における濃度変化

表 6.1 POC におけるピーク濃度とその出現年

	10%混焼時 最大濃度	20%混焼時 最大濃度	2,000Bq/kg 想定時
^{137}Cs 濃度(Bq/L)	0.944	1.89	5.39
濃度限度比	0.0105	0.0210	0.0559
ピーク濃度出現年	166	166	166

7. 残余水面部に直接投入処分した場合の適合性評価

夢洲1区での東日本大震災に伴う広域処理災害廃棄物の焼却灰の埋立予定区画は陸域化部であるため、環境省告示第76号（平成24年4月17日）にしたがえば、水面部に直接投入処分する場合の計算は必要ないが、ここでは、参考として、残余水面部に直接投入した場合についての想定計算を行った。

大阪府の指針^aにより、焼却前の災害廃棄物の受入時最大濃度は100 Bq/kgと定められていることから、本計算では、この最大濃度が入ってくることを仮定した。埋立可能容量は110,000トンであるので、最大限埋立てるとした場合、大阪市の残渣率18.3%を考慮すると、焼却量は $110,000 \text{ トン} \div 0.183 = 600,000 \text{ トン}$ である。混焼率10%とした場合の受入可能な災害廃棄物は60,000トンとなり、これを2年間で受け入れる場合、年間30,000トンとなる。混焼率20%では年間60,000トンを受け入れることになる。受入期間は平成24年度を含めた2年間で予定されていることから、残余水面部の濃度が増加する2年目までを計算対象とした。5.2節で計算した通り、災害廃棄物に含まれる放射性セシウムの全てが飛灰へと移行し、飛灰からの溶出率は100%としているので、受入時の放射性セシウムの総量が残余水面部に溶出する計算と同じことになる。表7.1に1年間に溶出する放射性セシウムの総量計算結果を示す。10%混焼時の最大濃度のケースでは、1年目に年間で溶出する¹³⁴Csは1,235,294,118 Bq、¹³⁷Csは1,764,705,882 Bqとなる。2年目は¹³⁴Csと¹³⁷Csの存在比が変化するため、溶出するそれぞれの濃度は変化する。

表 7.1 1年間に溶出する放射性セシウムの総量

			10%混焼時最大濃度	20%混焼時最大濃度
年間受入 災害廃棄物量	トン	①	30,000	60,000
焼却前の最大 放射性 Cs 濃度	Bq/kg	②	100	100
年間に溶出する 放射性 Cs 総量	Bq	③ = ① × ②	3,000,000,000	6,000,000,000
うち1年目の ¹³⁴ Cs 総量	Bq	③ ÷ 1.70 × 0.70	1,235,294,118	2,470,588,235
うち1年目の ¹³⁷ Cs 総量	Bq	③ ÷ 1.70 × 1.00	1,764,705,882	3,529,411,765
うち2年目の ¹³⁴ Cs 総量	Bq	③ ÷ 1.51 × 0.51	1,013,245,033	2,026,490,066
うち2年目の ¹³⁷ Cs 総量	Bq	③ ÷ 1.51 × 1.00	1,986,754,967	3,973,509,934

※ ¹³⁴Cs : ¹³⁷Cs の存在比が平成24年5月に0.70 : 1.00、平成25年4月では0.51 : 1.00として計算した（表5.1参照）

^a 大阪府域における東日本大震災の災害廃棄物処理に関する指針（平成23年12月27日）

残余水面部に直接投入処分する場合の放射性セシウム濃度を計算する考え方を以下に示す。

$$\text{残余海水面における放射性セシウム濃度 (Bq/L)} = \frac{\text{焼却灰から溶出する放射性セシウム総量 (Bq)}}{\text{総水量 (L)}}$$

焼却灰から溶出する放射性セシウム総量 (Bq) は、表 7.1 で計算した値を用いる。総水量 (L) は、

$$\text{総水量} = \text{残余水面部の容積} + \text{年間水処理量} \quad \dots (7.1)$$

から求められる。残余水面部の容積は、残余水面部の面積^a×平均深さ^b=65,650 m²× 9.15 mより求めることができる。ただし、残余水面部の面積は埋立ての進捗によって減少していくことから、片押しによる埋立て(残余水面の深さは一定で、面積が小さくなる埋立て方法)を想定して評価した。残余水面部には災害廃棄物焼却灰のみが埋立てられ、それに伴って残余水面部の容積が小さくなる計算を行った。焼却灰(主灰と飛灰の合計)の発生率(残渣率)は、大阪市における実績値である 18.3%を用いた。また、焼却灰発生量はトンで計算されていることから、残余水面減少量である容積に変換する必要がある。この完全係数には、大阪市内で示された災害廃棄物焼却灰の受入予定区画の数値(第 2 節)である 80,000 m³、110,000 トンの予定数値から 1.375 kg/m³を算出し、この値を用いることとした。年間水処理量は、表 3.2 に示した過去 4 年間の平均水処理量である 632,812 トン(比重 1.0 として 632,812 m³)を計算に用いた。

受け入れる災害廃棄物の全てが最大濃度である 100 Bq/kg を有していると仮定し、大阪市内の一般廃棄物に 10%の割合で混焼する場合について計算した結果を表 7.2 に示す。1 年目の残余水面部における ¹³⁴Cs 濃度は 1.00 Bq/L、¹³⁷Cs は 1.44 Bq/L となった。2 年目は 1 年目の放射性セシウム濃度が残っている状態から、さらに直接投入処分されることになるので、¹³⁴Cs で 1.83 Bq/L、¹³⁷Cs で 3.06 Bq/L と計算される。

同様にして 20%混焼時の最大濃度で計算した結果を表 7.3 に示す。2 年目の残余水面部における ¹³⁴Cs 濃度は 3.68 Bq/L、¹³⁷Cs 濃度は 6.14 Bq/L と計算され、式 1.1 に示した濃度限度比の計算を行うと 0.129 となり、濃度限度である 1.0 を下回る結果となった。

^a 平成 24 年 2 月 1 日時点の夢洲 1 区 CAD 図面の残余水面部より求積

^b 平成 17 年の残余水面部水深調査結果(大阪市)より引用

表 7.2 水面部直接投入時の残余水面部放射性セシウム濃度（10%混焼時最大濃度）

			初期状態	1年目	2年目
災害廃棄物受入量	トン	①		30,000	30,000
残余水面部面積	m ²	② = 前年② - ⑧	65,650	65,214	64,778
残余水面部深さ	m	③	9.15	9.15	9.15
残余水面容積	m ³	④ = ② × ③	600,698	596,708	592,719
投入廃棄物量	トン	⑤ = ① × 0.183		5,490	5,490
投入廃棄物量	m ³	⑥ = ⑤ ÷ 1.375		3,993	3,993
残余水面減少容積	m ³	⑦ = ⑥		3,993	3,993
残余水面減少面積	m ²	⑧ = ⑦ ÷ ③		436	436
年間水処理量	m ³	⑨	632,812	632,812	632,812
総水量	m ³	⑩ = ④ + ⑨		1,229,520	1,225,531
溶出 ¹³⁴ Cs 総量	Bq	⑪		1,235,294,118	1,013,245,033
溶出 ¹³⁷ Cs 総量	Bq	⑫		1,764,705,882	1,986,754,967
残余水面部 ¹³⁴ Cs 濃度	Bq/L	⑬ = ⑪ ÷ ⑩ + 前年⑬	0.00	1.00	1.83
残余水面部 ¹³⁷ Cs 濃度	Bq/L	⑭ = ⑫ ÷ ⑩ + 前年⑭	0.00	1.44	3.06
¹³⁴ Cs 濃度 ÷ 60	—	⑮ = ⑬ ÷ 60		0.017	0.031
¹³⁷ Cs 濃度 ÷ 90	—	⑯ = ⑭ ÷ 90		0.016	0.034
濃度限度比	—	⑰ = ⑮ + ⑯		0.033	0.065

※ 焼却残渣率は 18.3% の実績値を用いた (⑤)

※ 水中投入処分時の廃棄物密度には 1.375 t/m³ を用いた (⑥)

表 7.3 水面部直接投入時の残余水面部放射性セシウム濃度（20%混焼時最大濃度）

			初期状態	1年目	2年目
災害廃棄物受入量	トン	①		60,000	60,000
残余水面部面積	m ²	② = 前年② - ⑧	65,650	64,777	63,904
残余水面部深さ	m	③	9.15	9.15	9.15
残余水面容積	m ³	④ = ② × ③	600,698	592,710	584,722
投入廃棄物量	トン	⑤ = ① × 0.183		10,980	10,980
投入廃棄物量	m ³	⑥ = ⑤ ÷ 1.375		7,985	7,985
残余水面減少容積	m ³	⑦ = ⑥		7,985	7,985
残余水面減少面積	m ²	⑧ = ⑦ ÷ ③		873	873
年間水処理量	m ³	⑨	632,812	632,812	632,812
総水量	m ³	⑩ = ④ + ⑨		1,225,522	1,217,534
溶出 ¹³⁴ Cs 総量	Bq	⑪		2,470,588,235	2,026,490,066
溶出 ¹³⁷ Cs 総量	Bq	⑫		3,529,411,765	3,973,509,934
残余水面部 ¹³⁴ Cs 濃度	Bq/L	⑬ = ⑪ ÷ ⑩ + 前年⑬	0.00	2.02	3.68
残余水面部 ¹³⁷ Cs 濃度	Bq/L	⑭ = ⑫ ÷ ⑩ + 前年⑭	0.00	2.88	6.14
¹³⁴ Cs 濃度 ÷ 60	—	⑮ = ⑬ ÷ 60		0.034	0.061
¹³⁷ Cs 濃度 ÷ 90	—	⑯ = ⑭ ÷ 90		0.032	0.068
濃度限度比	—	⑰ = ⑮ + ⑯		0.066	0.129

※ 焼却残渣率は 18.3% の実績値を用いた (⑤)

※ 水中投入処分時の廃棄物密度には 1.375 t/m³ を用いた (⑥)

8. まとめ

夢洲 1 区の陸域下部への広域処理災害廃棄物焼却灰の埋立てによる処分地内での放射性セシウムの挙動とその影響についてシミュレーションを行い、残余水面部での放射性セシウム濃度を式 1.1 に示す濃度限度と比較することにより、当該焼却灰の埋立てによる放流水水質への影響の有無を技術的な見地から確認した。

受け入れる災害廃棄物の全てが受入可能な最大濃度である 100 Bq/kg である場合を想定し、大阪市の一般廃棄物に対して災害廃棄物を 10% 混焼する場合、20% 混焼する場合について評価した。併せて、埋立作業時の被曝限度より求めた 2,000 Bq/kg の焼却灰を埋立てた場合についても評価した。焼却灰は、主灰と飛灰があるが、溶出率の高い飛灰のみが、縦方向に 4 m 積み上げられる場合を想定し、受入予定区画のうちで残余水面部に最も近い位置（水平距離 130 m）に埋立てられた断面を評価シナリオとして設定した。シミュレーションにより評価した結果を表 8.1 に示す（表 6.1 の再掲）。

表 8.1 残余水面到達地点における放射性 Cs ピーク濃度とその出現年

	10%混焼時 最大濃度	20%混焼時 最大濃度	2,000Bq/kg 想定時
¹³⁷ Cs 濃度(Bq/L)	0.944	1.89	5.39
濃度限度比	0.0105	0.0210	0.0559
ピーク濃度出現年	166	166	166

10%混焼時の最大濃度を用いた場合、残余水面部の ¹³⁷Cs のピーク濃度は 0.944 Bq/L と計算された。2,000 Bq/kg の飛灰が埋立てられたケースを想定しても、ピーク濃度は 5.39 Bq/L となり、濃度限度である 90 Bq/L を下回る結果となった（ピーク濃度出現時点での ¹³⁴Cs 濃度は 0.0001 Bq/L を大きく下回る）。

受入予定地のうち、最も遠い 310 m 地点に 2,000 Bq/kg の飛灰の埋立てを想定した場合、POC での ¹³⁷Cs 濃度は 0.0196 Bq/L となり最も近い区画に埋立てた場合に比較して 0.004 倍程度までピーク濃度を低くすることが可能であることから、埋立場所や埋立方法によって、本評価結果よりも安全な埋立管理が可能といえる。