

粒子追跡法と時間・空間モーメント法による取水井の物質回収評価

Particle tracking and spatio-temporal moment approaches to assess capture performance of extraction well

井上一哉*・光田和希**・Gerard J.M. Uffink***・田中勉****

Kazuya INOUE, Kazuki MITSUTA, Gerard J.M. UFFINK and Tsutomu TANAKA

*正会員 博(農) 神戸大学助教 大学院農学研究科 (〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1)

**学生会員 神戸大学大学院 農学研究科 (〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1)

***Ph.D. デルフト工科大学准教授 土木工学部 (〒 2628 CN Stevinweg 1 Delft, The Netherlands)

****正会員 農博 神戸大学教授 大学院農学研究科 (〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1)

The objective of this study is to assess the capture performance of an extraction well using particle tracking approaches. A series of chemical transport simulations with first-order reaction and retardation were conducted in physically heterogeneous stratified aquifers. Backward and random walk particle tracking approaches were applied to delineate time-related capture zone relevant to the activity of extraction well with different pumping rates and to evaluate the breakthrough curves at well linked with temporal moment analysis. Time-related capture zones depended upon spatial variability of hydraulic conductivity and pumping rate. The results indicated that first temporal moments were in considerable agreement with mean travel time under pure advection despite of physical heterogeneity of aquifer. The increase of a negative correlation between the retardation factor and the hydraulic conductivity resulted in the increase of variation associated with observed breakthrough curves at well. Spatial moment approaches exhibited the difference between the evolution processes of particles in backward and random walk particle tracking.

Key Words : *particle tracking, spatio-temporal moment, first-order reaction, retardation, hydraulic conductivity, extraction well*

1. 緒論

地下水汚染サイトに適用される水質浄化手段の1つである地下水揚水処理は簡易で実行性の高い方策であり、長年にわたる適用実績を有している^{1),2)}。地下水揚水処理では取水井から地下水を揚水することにより、帯水層に存在する汚染物質を地下水とともに回収することから、取水井の設置位置や揚水量に浄化効果は依存することとなる³⁾。地下水揚水の実施に至る過程では取水による浄化の効果や汚染物質の回収時間が議論の的となるものの、物理的・経済的側面を鑑みると、原位置トレーサ実験⁴⁾は容易に実施可能な手段であるとは言いがたい。そのため、既に汚染が進行しているサイトや将来的に汚染が懸念されるサイトを対象とした地下水揚水の効果を検討にあたり、数値解析の果たす役割は大きいと言える。また、汚染サイトの地質状態に応じて汚染物質の挙動は異なるため、種々の環境要因を想定した上で、汚染物質の存在位置と取水井での回収状況に関する議論を進めていくことが望まれる⁵⁾。

汚染物質の回収および汚染源から取水井への到達時間に寄与する物理的要因の1つとして、帯水層における透水係数の不均質性が挙げられる。透水係数の不均質性と物質移動現象に関わる研究は地盤力学や流体力学の分野において盛んになされており⁶⁾⁻⁸⁾、不均質場を対象として、一様流れ場のみならず取水井の影響を考慮した研究例も存在する⁹⁾。しかしながら、取水井

における物質回収評価に焦点を当てた研究は少ないのが現状である。一方で、保存性あるいは非吸着性の物質を除いて、多くの汚染物質は帯水層内の移行過程において化学的・生物的反応を伴う^{10),11)}ことから、透水係数分布に代表される物理的不均質性に加えて、反応定数や遅延係数が取水井の物質回収に及ぼす影響を検討することは価値のある課題と言える。

一般的に、地下水揚水により汚染物質の回収に要する時間や回収可能範囲を見積もる場合には、取水井に水が流入する領域を表す集水域の評価も合わせて検討することが望まれる¹²⁾。しかしながら、透水係数の空間分布や揚水量に依存して集水域の形状は複雑な様相を呈することから、集水域の規模および形状の把握に主眼を置く研究^{13),14)}と集水域に存在する汚染物質の取水井へ至る流入過程に着目した研究¹⁵⁾は独立してなされている事例がほとんどであり、集水域評価から物質回収に至る一連の議論は極めて少ない。井上ら^{16),17)}は空間モーメント法を用いて集水域の分布を評価し、また、実験的に取水井への物質流入を検討しているものの、フィールドへの適用には至っていない。

このような背景から本研究では、透水係数分布に対する物理的不均質性に加えて、反応定数の均質性と遅延係数の不均質性を考慮することで、定常状態にある揚水場に対して、集水域の評価から取水井への物質流入に至る一連の過程を粒子追跡モデルにより検討することを目的とする。また、取水井に流入する汚染物質

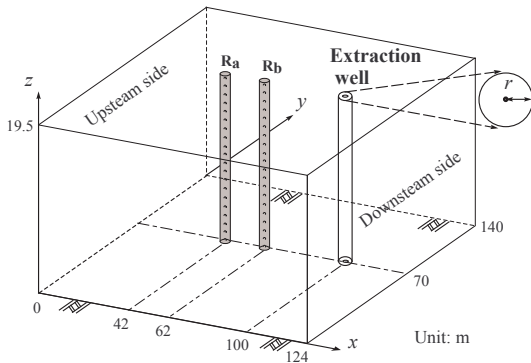


図-1 対象サイトの概要.

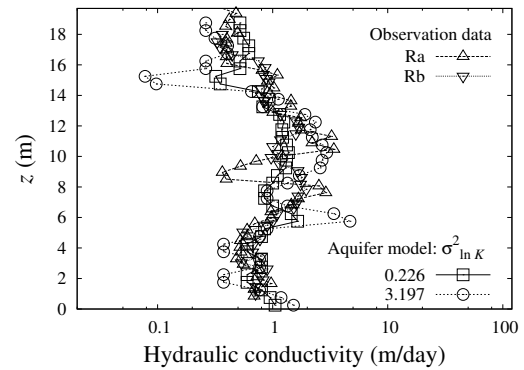


図-2 対象サイトの透水係数分布モデル.

量の経時変化を評価した研究例は少ない点を踏まえて、取水井での質量変化を基に、時間モーメント法により物質回収状況を定量化する。さらには、集水域の規模や汚染物質の空間分布の変化を空間モーメント法を用いて評価する。

2. 領域設定

2.1 対象サイトの概要

本研究では、図-1に示すように、 x 方向に約124 m、 y 方向に約140 m、帯水層の厚さは約19.5 mの規模を有するオランダ・デンハーグ近郊のサイト¹⁸⁾を対象とする。サイト内には2本のボーリング孔 R_a と R_b があり、図-2に示すように、鉛直方向の透水係数分布が測定されている。透水係数の幾何平均と幾何分散 $\sigma_{\ln K}^2$ はそれぞれ0.8213 m/day、0.226であり、間隙率は0.34と推定されている¹⁸⁾。Uffinkは対象サイトおよびサイト周辺の地質構成から判断して、各層の厚さを0.5 mとして z 軸方向に38層から成る成層地盤として領域をモデル化している¹⁸⁾。本研究においては、Uffinkの透水係数分布を採用するものの、対数透水係数の分散値は比較的小さいことから、図-2に示すように、対数透水係数の幾何平均の値を固定して幾何分散を3.197に変えることで、透水係数の不均質度を増した成層地盤についても対象とする。また、取水井における物質回収状況に及ぼす地盤の不均質度の差異について検討するため、幾何平均値を有する均質地盤を加えた3種類の透水場に対して考察する。なお対象フィールドでは、地下水の汚染は報告されておらず、地質データが存在することから、本研究での対象サイトとしている。

2.2 浸透流解析

本研究では、定常状態にある地下水流れ場を対象とし、飽和条件下にある不均質帯水層内にシンクソースの存在を考慮した浸透流方程式を扱う¹⁹⁾。

$$\sum_{i=1}^3 \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_i \frac{\partial h}{\partial x_i} \right) = Q(\mathbf{x}) \quad (1)$$

ここに、 h はピエゾ水頭、 K_i は各軸方向の透水係数、 Q はシンクソース量、 \mathbf{x} はシンクソースの位置ベクトルである。また、 x_i は座標であり、添字の1から3はそれぞれ、 x 、 y 、 z 軸を表す。

本研究では有限要素法を用いて式(1)に示す浸透流方程式を解くため、対象サイトを40365節点、36784要素に離散化し、所与の透水係数分布と境界条件の下で水頭分布を導出する。境界条件として、図-1に示す $x=0$ mならびに $x=124$ mを含む面をディリクレ境界に設定し、文献¹⁸⁾を参考にして0.1の動水勾配を与え、他の面を不透水のノイマン境界に設定する。また、サイトの状況に即して、揚水井を $(x,y) = (100,70)$ の位置に $z=2.5$ mから $z=14.5$ mの区間に設置し、取水井を構成する25箇所の節点に所与の揚水量を外力項として付与することで揚水を考慮する。

流速の空間分布は有限要素解析により得られた水頭分布を用いて、ダルシー則に基づいて算定する。

$$v_i = - \sum_{i=1}^3 \frac{K_i}{n} \frac{\partial h}{\partial x_i} \quad (2)$$

ここに、 v_i は実流速ベクトル成分、 n は間隙率である。一般的に、フィールドにて取水井より揚水する場合には井戸ロス²⁰⁾の影響を受けるが、問題を簡略化するため、本解析では考慮していない。

3. 後方粒子追跡法による集水域評価

3.1 後方粒子追跡法

取水井による揚水の影響を受ける浸透場では、揚水量に応じて流速分布は異なり、特に、取水井近傍では流れの向きや大きさに変動が生じる。揚水に伴い取水井へ地下水が流入する範囲を集水域と定義する²¹⁾と、2次元場や均質地盤では解析的に集水域を導出できる²²⁾ものの、集水域の分布は揚水量や成層地盤の透水係数分布に依存することから、本研究にて対象とするような浸透場においては、数値解析の適用が有効である。

後方粒子追跡法(Backward particle tracking: BPT)は、汚染物質に見立てた粒子の位置を追跡する手法であり、

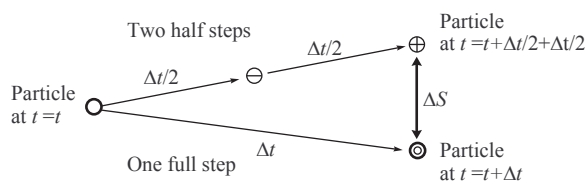


図-3 2重ステップ法.

追跡中に粒子の質量は変わらない点が後述する粒子追跡ランダムウォーク法と異なる。後方粒子追跡法では取水井の位置に粒子群を配置して、本来の流れとは逆方向に粒子群の移動軌跡を追跡する^{13),15)}ため、集水域の時間変化を表現できる点に特徴がある。本研究では、汚染物質の取水井への到達過程ならびに取水井への流入状況について検討するため、後方粒子追跡法を用いて透水係数の不均質性と揚水量に対応した集水域を算定する。

後方粒子追跡による物質移動は次式(3)に基づいて評価される²³⁾。

$$\vec{X}_p(t) = \vec{X}_p(t_0) - \int_{t_0}^t \frac{\vec{v}(\vec{X}_p(t), t)}{R(\vec{X}_p(t))} dt \quad (3)$$

ここに、 \vec{X}_p は粒子の位置ベクトル、 \vec{v} は実流速ベクトル、 R は遅延係数、 t は時間、 t_0 は基点となる時間である。右辺の第2項が逆流による移流現象を表しており、流速成分にマイナスを与えることで逆流を表現し、各粒子は流線に沿って領域を本来の流れとは逆方向に移行することになる。粒子追跡法では所与の時間ステップに基づいて各粒子の位置を導出するため、時間ステップの設定や数値積分手法に式(3)の解の精度は依存することとなる。本解析にて対象とする取水井を有する浸透場の解析にあたり、取水井の周辺部では流線形状が急変することから、流線を精度よく追跡するため、4次のルンゲ・クッタ法²⁴⁾を適用する。

一方で、数値積分手法によらず、時間ステップ Δt を十分に小さく設定することにより、粒子追跡の精度向上を図ることが可能である。しかしながら、時間ステップの設定は解析に要する時間に直接関わるため、特に、フィールド規模での解析を対象とするような場合には、演算時間が莫大になる可能性を有している。時間ステップの設定と解析精度に関するジレンマを払拭する手段として本解析では、2重ステップ法²⁴⁾を採用する。図-3に2重ステップ法の概念図を示す。1つの粒子移動を評価するにあたり、時間ステップ Δt の基で得られる粒子位置と半時間ステップを2回繰り返して到達する粒子位置の差 ΔS を算定し、所与の許容誤差 ΔS_0 を上回る場合には、次式により精度を保証できる時間ステップ Δt_0 を求める。

$$\Delta t_0 = f_s \left(\frac{\Delta S_0}{\Delta S} \right)^{0.2} \quad (4)$$

ここに、 f_s は安全係数であり、1より小さい値に設定される²⁴⁾。以上の手法により、本解析では集水域を導出する。

3.2 後方粒子追跡解析の設定

取水井における物質回収状況を評価するにあたり、取水井から幾何距離の等しい地点であっても、取水井へ到達するまでの移行時間は位置に応じて異なるため、物質回収に関する時間的な検討は困難である。そこで前述のように、本研究では純粋な移流のみに基づいた後方粒子追跡法により移流時間の等しい領域、すなわち集水域を種々の移流時間に対して導出することで、移行距離ではなく、移流時間を統一した物質回収に関して検討する。

後方粒子追跡法では風下側に初期の粒子群を配置することから、図-1に示すように、仮想的に取水井の半径 r を設定し、半径 r の円上ならびに取水井を模擬した円柱の表面にランダムに初期粒子を配置する。つまりは、取水区間を想定した $z = 2.5 \text{ m}$ から $z = 14.5 \text{ m}$ の任意区間を対象に、 $(x, y) = (100, 70)$ を中心とした半径 r の円上に 2×10^5 粒子をランダムに設定し、風上側へのすべての粒子移動を追跡する。井戸半径の値は文献^{18),25)}を参考にして 0.3 m に設定し、問題設定を簡略化するため、ストレーナなどの影響は考慮せずに、取水井の円柱側面全体から粒子を追跡できると仮定する。これにより、任意の経過時間における粒子群の分布は該当時間に対する集水域を表すこととなり、移流時間の等しい粒子群の分布を求めることができる。

粒子追跡法では粒子の位置に加えて、質量の変化を追跡することから、1つの粒子質量を 0.5 g に設定する¹⁸⁾が、本章にて実施する後方粒子追跡解析では純粋な移流条件下にて集水域を評価するため、質量は不変であり、また、吸着による粒子移動の遅れは考慮せず、式(3)の遅延係数を1として解析する。さらに、揚水量ならびに透水係数分布に応じた集水域の変化を捉えるため、3パターンの揚水量 Q を設定し、各浸透場に対して、式(1)と式(2)を解くことで場の流速分布を算定する。表-1に後方粒子追跡解析に用いるパラメータを列記する。

3.3 集水域分布

均質地盤に対する後方粒子追跡結果を検討するため、 $x-y$ 平面にて捉えた30日後から270日後までの粒子群の空間分布を図-4に示す。図の粒子群の分布は取水井から移流時間の等しい領域、すなわち各時間に対応した集水域を表している。前述のように、 2×10^5 粒子を取水井にランダムに配置して後方粒子追跡を実施しているため、すべての粒子位置を記すとプロット数が膨大になるため、図中では $z = 8 \text{ m}$ から $z = 9 \text{ m}$ の区間に存在する粒子群の一部をプロットしている。そのた

表-1 後方粒子追跡解析に用いるパラメータ

粒子数	2×10^5
粒子質量 m (g)	0.5
時間ステップ Δt (day)	0.1
安全係数 f_s	0.9
許容誤差 S_0 (m)	0.01
間隙率 n (-)	0.34
遅延係数 R (-)	1
揚水量 Q (m^3/day)	12.5, 62.5, 125
取水井の半径 r (m)	0.3
成層地盤の不均質度 $\sigma_{\ln K}^2$	0*, 0.226, 3.197

* 不均質度 0 は均質地盤を表す。

め、270日後の粒子群分布ではプロット密度が疎になっている部分がある。また、 z 軸の既定区間を取水位置に設定していることから、取水井近傍では実流速の z 方向成分はゼロにはならない。その結果、実際の集水域は図-4に示すように、比較的形状の整った楕円形で拡大するものの、深度方向に応じて集水域の規模は異なることが予想される。

鉛直方向の粒子群分布を観察するため、取水位置である $(x, y) = (99.7, 70)$ 、 $z = 2.5$ m から $z = 14.5$ m の区間に配置した粒子群の後方粒子追跡結果を図-5に示す。図には100粒子の空間分布に限定するとともに、揚水量の最も大きい $Q = 125 \text{ m}^3/\text{day}$ のケースと0.1倍の揚水量 $Q = 12.5 \text{ m}^3/\text{day}$ のケースについて、90日後と270日後の粒子群分布を初期位置とともに示している。流れの特性上、 $y = 70$ m を含む面にて浸透場の集水域形状は対称となることから、図-5に示す100粒子は $y = 70$ m の面に沿って移行する。また、 x 軸方向の流速成分は $y = 70$ m の面で最も大きくなるため、この面に位置する粒子群が取水井から最も離れた位置で集水域の一部を構成することとなる。浸透場の流速成分は揚水量に強く依存し、揚水量の変化と流速の変動は呼応するため、揚水量の小さいケースほど粒子群は取水井に近い位置に分布する結果となる。

不均質地盤に対する集水域形状について検討するため、不均質度 $\sigma_{\ln K}^2$ が0.226の浸透場に対して、透水係数分布を除いて均質地盤と同様の解析条件にて浸透流ならびに後方粒子追跡解析を実施する。2つの揚水量条件の下で、 $(x, y) = (99.7, 70)$ 、 $z = 2.5$ m から $z = 14.5$ m の区間に配置した100個の粒子群に関する後方粒子追跡結果を図-6に示す。 $x-y$ 平面における集水域は図-4とほぼ同様に、楕円に近い形状で変化するため、形状変化の大きい $x-z$ 平面の粒子群分布を30日後および90日後について示す。なお、本解析ではサイト外へ移動する粒子が存在しない時間領域を対象としているため、0.226の不均質度を有する浸透場については90日を解析期間の上限としている。

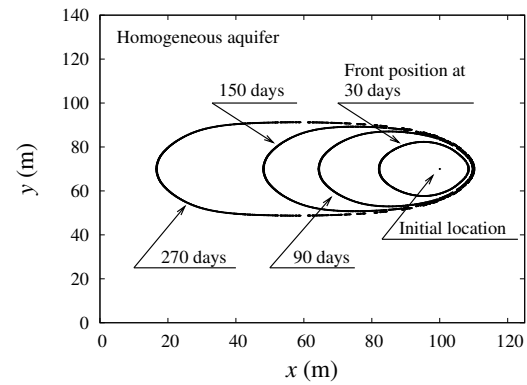


図-4 均質地盤における粒子群の時系列分布 ($x-y$ 面)。

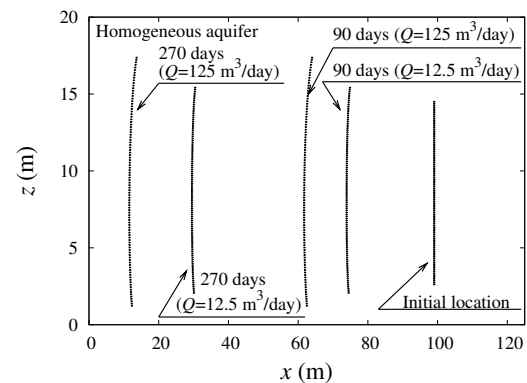


図-5 均質地盤における粒子群の時系列分布 ($x-z$ 面)。

図-6より、深度方向にばらつきのある透水係数分布を対象としていることから、透水性の良好な層ほど x 軸方向の流速成分は卓越し、結果として、粒子の移動距離は長くなるが見取れる。一方、 $z = 15$ m 付近の層では、低い透水係数であるため、90日経過しても約20 m程度の移動距離に収まっており、透水係数の差異は粒子移動に大きく影響することがわかる。

図-7には、3.197の不均質度を有する浸透場にて導出された粒子群の空間分布を示す。図-2に示すように、透水係数の最大値と最小値に約2オーダーの開きを有する場であるため、図-6と同様に、 $z = 5$ m 付近の層では粒子の移動距離が最も大きく、透水係数分布に従って粒子群の位置は変動していることがわかる。また、図-6と比べると、移流時間が同じであっても移行距離には差が生じており、不均質度に応じた集水域の時間変化が得られている。

4. 粒子追跡法による取水井の物質回収評価

4.1 粒子追跡ランダムウォーク法

本章では、取水井の物質回収について評価することを目的として、浸透場ごとに後方粒子追跡法にて得られた粒子群の空間分布を初期配置に採用し、本来の流れ場に従って取水井に至る粒子の移動過程を追跡する。

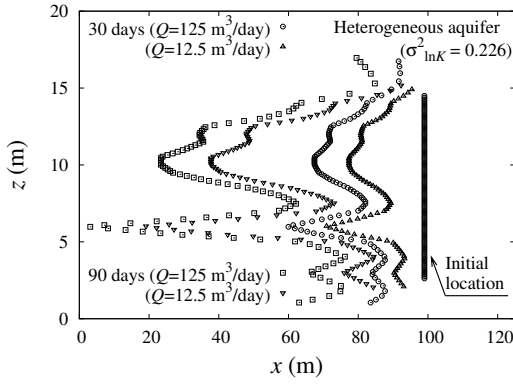


図-6 不均質地盤における粒子群の時系列分布 (x-z 面) .

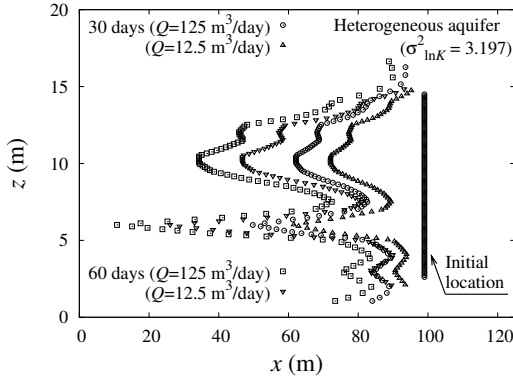


図-7 不均質地盤における粒子群の時系列分布 (x-z 面) .

物質移動解析には粒子追跡ランダムウォーク法²⁶⁾を採用し、後方粒子追跡法と同様に、粒子の視点から物質移動現象を解析する。これにより、移流時間の等しい地点に位置する 2×10^5 個の粒子群に対して、後方粒子追跡法では対象外であった分散や遅延あるいは反応定数の影響を考慮することで、流れ場の環境条件に応じた物質回収状況について考察する。

粒子追跡ランダムウォーク法では粒子の移動経路を次式により表現する^{27),28)}。

$$X_{p,i}(t + \Delta t) = X_{p,i}(t) + A_i(\vec{X}_p(t))\Delta t + \sum_{j=1}^3 B_{ij}(\vec{X}_p(t))\Xi_j\sqrt{\Delta t}, \quad i = 1, 2, 3 \quad (5)$$

ここに、 $X_{p,i}(t)$ は時間 t における粒子位置の i 成分、 Δt は時間増分、 Ξ_j は 3 つの成分を有するベクトルであり、平均 0、分散 1 の正規分布に従う変数である。また、 A_i は移流を表すドリフトベクトルであり、次式にて定義される。

$$A_i = \frac{v_i(\vec{X}_p(t)) + \sum_{j=1}^3 \frac{\partial D_{ij}}{\partial x_j}(\vec{X}_p(t))}{R(\vec{X}_p(t))}, \quad i = 1, 2, 3 \quad (6)$$

ここに、 R は遅延係数である。 D_{ij} は分散係数テンソル

であり、次式で表される²⁴⁾。

$$D_{ij} = \left(\alpha_{TH}v + \frac{v_3^2}{v}(\alpha_{TV} - \alpha_{TH}) + D_d \right) I_{ij} + (\alpha_{TV} - \alpha_{TH}) \times \left(e_i e_j v - \frac{v_3}{v}(e_i v_j + e_j v_i) \right) + (\alpha_L - \alpha_{TH}) \frac{v_i v_j}{v} \quad (7)$$

ここに、 α_L は縦分散長、 α_{TH} は水平方向横分散長、 α_{TV} は鉛直方向横分散長、 D_d は有効拡散係数、 v は流速のノルム、 I_{ij} は単位マトリクス、 e_i は z 軸の単位ベクトルである。また、 B_{ij} は分散現象に関わる変位マトリクスである²⁸⁾。

$$B_{ij} = \begin{pmatrix} \frac{v_1}{v} \sqrt{2\alpha_L v} & \frac{-v_1 v_3 \sqrt{2\alpha_{TV} v}}{v\Gamma} & \frac{-v_2 \sqrt{J}}{\Gamma} \\ \frac{v_2}{v} \sqrt{2\alpha_L v} & \frac{-v_2 v_3 \sqrt{2\alpha_{TV} v}}{v\Gamma} & \frac{v_1 \sqrt{J}}{\Gamma} \\ \frac{v_3}{v} \sqrt{2\alpha_L v} & \frac{\Gamma}{v} \sqrt{2\alpha_{TV} v} & 0 \end{pmatrix} \quad (8)$$

$$\Gamma = \sqrt{v_1^2 + v_2^2}, \quad J = 2 \left(\frac{\alpha_{TH}\Gamma^2 + \alpha_{TV}v_3^2}{v} \right) \quad (9)$$

本解析では、後方粒子追跡解析と同様に、4 次のルンゲ・クッタ法と 2 重ステップ法を用いる。成層地盤のような不均質浸透場では、前述のように各層の流速成分は異なるため、分散係数は空間的に変化する。透水性の異なる領域を移行する物質輸送モデルとして、本解析では次式を用いて不均質領域内の粒子挙動を表す²⁹⁾。

$$P_1 = \frac{\sqrt{D_1}}{\sqrt{D_1} + \sqrt{D_2}} \quad (10)$$

$$P_2 = 1 - P_1 = \frac{\sqrt{D_2}}{\sqrt{D_1} + \sqrt{D_2}} \quad (11)$$

ここに、 P_1 は粒子の位置する層内に留まる確率、 P_2 は隣接層への移行確率、 D_1 と D_2 は各層の横分散係数である。

4.2 取水井の破過曲線

粒子追跡ランダムウォーク法を適用するにあたり、分散現象に寄与する縦分散長ならびに水平・鉛直方向横分散長は対象サイトの測定データ¹⁸⁾を基に、それぞれ 0.01 m, 0.001 m, 0.001 m に設定する。また、拡散より分散現象の方が卓越するため、有効拡散係数はゼロとする。さらには、後方粒子追跡法にて生成した 2×10^5 個の粒子群の空間分布を初期条件として配置し、1 日の時間ステップで粒子の移動を追跡する。粒子追跡ランダムウォーク解析に用いるパラメータを表-2 に記す。

粒子追跡法を用いて取水井への粒子流入を評価する際には、粒子回収の判定基準を設けることが望まれる。有限要素法を用いて浸透流解析を実施する場合、取水井と見なした有限要素節点に揚水量を与えるため、厳密には、粒子追跡解析の過程において、粒子の位置と揚水対象の有限要素節点が完全に一致した時点を取水井への粒子流入と判断することになる。しかしながら、絶えず移動する粒子が有限要素節点に重なる確率は極

表-2 粒子追跡ランダムウォーク解析に用いるパラメータ

縦分散長 α_L (m)	0.01
水平方向横分散長 α_{TH} (m)	0.001
鉛直方向横分散長 α_{TV} (m)	0.001
有効拡散係数 D_d (m^2/day)	0
粒子数	2×10^5
初期粒子質量 m (g)	0.5
時間ステップ Δt (day)	1.0
取水井の半径 r (m)	0.3
一次反応定数 λ (1/day)	0, 0.0005, 0.005, 0.05
負の相関モデル定数 b (-)	-0.3, -0.4

めて小さく、時間刻みをかなり小さく設定しても分散の影響により粒子の位置を節点上に誘導することは困難な作業となる。この点は、演算回数の莫大な増加にとどまらず、取水井の破過曲線結果にまで影響を及ぼすことから、本解析では後方粒子追跡解析と同じく、井戸半径 r を考慮することにより、粒子の流入について判定する。つまりは、図-8 に示すように、揚水量を負荷している有限要素節点を中心とした半径 r の仮想円柱を設け、円柱内部に流入した粒子を取水井への取り込み対象とする。また、粒子流入時点での粒子質量をすべて記憶することで、取水井の破過曲線を算定することができる。

図-9 に、均質地盤を対象として、2種類の揚水場に対する取水井の累積質量変化を示す。図の凡例部は後方粒子追跡法（図中ではBPTと記す）において集水域分布を得た時間を示しており、例えば、BPTの値が90に対応するプロットは後方粒子追跡法にて90日後の粒子群の空間分布を初期状態として粒子追跡ランダムウォーク解析を実施することで算定された取水井の破過曲線である。そのため、図の横軸は粒子追跡ランダムウォーク解析での経過時間を示すものの、移流時間という表記を用いている。図-9より、移流時間が長くなるほど取水井への到達に時間を要し、分散の影響により粒子群の位置がばらつくため、移流時間の増加に応じて累積質量の立ち上がりは緩くなるが見取れる。また、取水井の累積質量変化は揚水量に関わらず、ほぼ同じであることがわかる。これは移流時間の等しい集水域から取水井への流入過程を追跡している点とフィールドのスケールから考えると比較的小さい分散長⁸⁾を用いているため、移流の影響が卓越する点が要因であると推察される。さらに、 $125 m^3/day$ の揚水条件では最終的な累積質量値は1となるのに対して、 $62.5 m^3/day$ の揚水量のケースを観察すると、最終的な累積質量値は1をわずかに下回っている。いくつかの研究例^{15),16)}が指摘するように、集水域は地下水の流入範囲であることから、分散現象を考慮した場合、取水

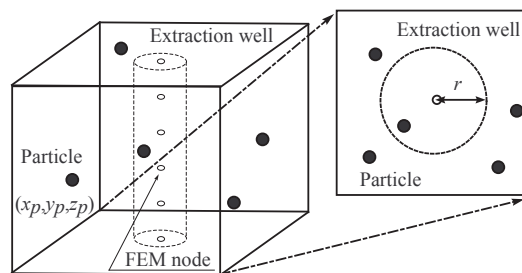


図-8 取水井による粒子回収の概略図。

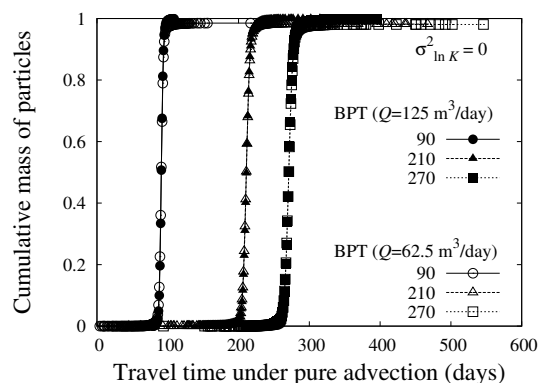


図-9 均質地盤に対する取水井の累積質量変化。

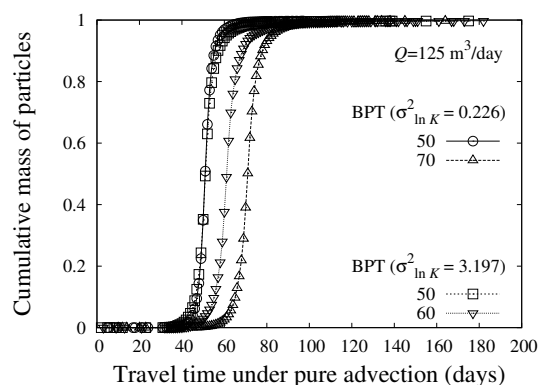


図-10 不均質地盤に対する取水井の累積質量変化。

井に取り込まれずに下流域へ移行する粒子が確率的に存在することとなる。 $62.5 m^3/day$ の揚水条件では、粒子群の約1%が取水井に回収されずに集水域外へ移動することを示しており、この点は、揚水量が小さくなると取水井に回収されない粒子数は増える傾向にある知見¹⁶⁾と符合する。

不均質透水場に対する取水井の破過曲線変動を検討するため、図-10に $125 m^3/day$ の揚水量に対する2つの不均質場にて算定された累積破過曲線を示す。後方粒子追跡にて50日後の集水域を初期状態とした結果を見ると、場の不均質具合に依らず、累積質量の変動はほぼ一致している。したがって、本解析のような移流卓越の場にあつては、取水井の累積質量は不均質性に関わらず、類似した変化となると言える。

4.3 反応定数の影響

フィールドでの物質移行を考えると、保存性の物質を除いて、多くの物質は移行過程において微生物による分解作用や化学反応による形態変化を起こすことで質量の減衰を伴う。また、原位置でのトレーサ実験として非保存性物質を使用することもある⁸⁾。一般的に移流分散方程式では、濃度あるいは質量減衰を不可逆な一次反応として扱い、次式にて表す。

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda C \quad (12)$$

ここに、 C は溶質の濃度、 λ は一次反応定数である。

本研究では質量減衰の効果を粒子追跡法に組み込むことで、質量減衰の作用を受ける浸透場に対する取水井の物質回収について評価する。式(12)にて表される分解作用や化学反応による質量変化を粒子追跡法の観点から表現すると次式となる²⁴⁾。

$$m_p^k(t + \Delta t) = m_p^k(t) e^{-\lambda \Delta t} \quad (13)$$

ここに、 m_p^k は k 番目の粒子の有する質量である。粒子追跡法では式(13)に基づき、時間ステップごとの粒子移行とともに既定の減衰量に応じて粒子の質量を減少させる。現実的な問題として、調査サンプル数や調査地点に限りのあるフィールドにて、1次反応定数の空間分布を推定することは困難である。また、定数として扱われる事例^{30),31)}がほとんどであることから、1次反応定数の空間分布については均質状態にあると仮定し、表-2に記すように、反応を考慮しないケース $\lambda = 0$ に加えて、文献を参考^{32),33)}にして、0.0005と0.005の1次反応定数の下で粒子追跡解析を実施する。さらに、極端に大きい減衰を想定して、0.05のケース³⁴⁾についても解析対象とする。本解析では溶存性物質の移動を対象としており、質量減衰を考慮するものの、物質の形態変化については対象外とする。

図-11に、0.005の反応定数を考慮した均質地盤における取水井の累積質量変化を示す。前述と同様に、揚水量の変化に伴う累積質量変化に大きな差は生じていないため、1つの揚水ケースのみをプロットする。粒子の移動過程では質量減衰を伴うことから、移流時間の増加とともに取水井にて回収される質量は減少しており、後方粒子追跡にて270日後の集水域を起点とするケースでは回収量は約25%になっている。75%に相当する汚染物質は、取水井に回収されずに下流域へ移行した結果ではなく、質量減衰により見かけ上、未回収となった結果である。図-11に示すケースでは、初期配置したすべての粒子が取水井に到達しており、反応定数の影響を受けない場に存在する粒子の場合は100%の累積質量になることを踏まえると、取水井の回収効果の評価に対する1次反応定数の影響の大きさが伺える。

図-12には、0.226の不均質度を有する透水場における取水井の累積質量変化を示す。このケースについてもすべての粒子は取水井へ到達する結果を得ている。粒

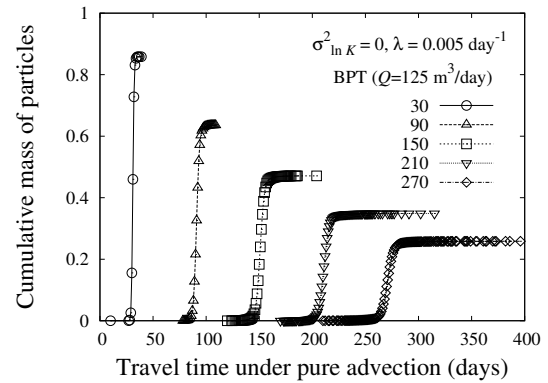


図-11 質量減衰を考慮した均質地盤に対する取水井の累積質量変化。

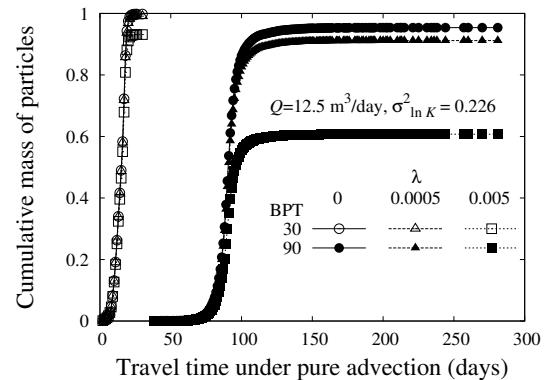


図-12 質量減衰を考慮した不均質地盤に対する取水井の累積質量変化。

子群の初期配置が同じであっても反応定数に依存して減衰量は異なることから、取水井での最終的な総回収量は反応定数に応じた差異が生じる結果となる。一方で、反応定数の値に関わらず、初期配置したすべての粒子が取水井へ流入することを考えると、本解析にて対象とした浸透場の条件に粒子挙動が従うならば、等しい移流時間に位置するすべての汚染物質を取水井にて回収可能であると言える。

4.4 時間モーメント評価

フィールドにおける取水井の回収効果を図る場合、反応定数の見積もりには多大な不確実性を伴う³¹⁾。また、取水井にて化学的・生物的作用による質量減衰と取水井の下流域への粒子移行による回収ロスを区別することは極めて困難な作業である。地下水揚水による浄化効果の見積もりを想定した場合、取水井での累積質量のみならず、浄化に要する期間について予測することが興味の対象として挙げられる。この点を踏まえて本研究では、取水井の回収状況の評価する手段の1つとして、時間モーメント法を導入し、粒子質量の破過曲線に対して時間モーメント量を算定することにより、物質回収状況の評価する物理的指標の導入を提案する。後方粒子追跡法ならびに粒子追跡ランダムウォーク法

では汚染物質に見立てた粒子に質量を与えて、粒子の移動に伴う位置と質量の変化を追跡するため、取水井の粒子の取り込みに関しても質量ベースで評価できる。したがって、質量の変化を追跡する粒子追跡法と時間モーメント法の連携は取水井へ流入する汚染物質の質量変化を的確に捉えることができる点で、有用な手段であると考えられる。

粒子的視点から時間モーメントを算出する場合、取水井にて計測された破過曲線の n 次時間モーメント $M_{n,T}$ は次式にて表される²⁸⁾。

$$M_{n,T} = \frac{\sum_{k=1}^{NP_s} m_p^k (t_p^k(\mathbf{x}))^n}{\sum_{k=1}^{NP_s} m_p^k} \quad (14)$$

ここに、 m_p^k は k 番目の粒子の有する質量、 \mathbf{x} は取水井位置、 NP_s は取水井に流入した粒子数、 t_p^k は k 番目の粒子が取水井に流入した時間である。また、 n 次中心時間モーメント $M'_{n,T}$ は二項定理を用いて次式で定義される。

$$M'_{n,T} = \sum_{r=0}^n \binom{n}{r} M_{n-r,T}(\mathbf{x}) (-M_{1,T}(\mathbf{x}))^r \quad (15)$$

なお、**図-9** から **図-12** にて示した累積質量は 0 次時間モーメントに対応する。

不均質度 0.226 の地盤を対象に、種々の反応定数に対して算定された移流時間と 1 次時間モーメントの関係を均質地盤の結果とともに、**図-13** に示す。1 次時間モーメントは粒子群の平均移流時間を表すため、横軸に設定した移流時間とほぼ一致し、線形的に増加する。また、移流時間と 1 次時間モーメントの変化は反応定数に依存しないことがわかる。これは粒子の移行過程において質量の変化は生じるものの、すべての粒子が取水井へ取り込まれることから、粒子群としての平均移動時間には影響しないためと考えられる。**図-14** には、浸透場の不均質度ならびに揚水量を変えた場に対する移流時間と 1 次時間モーメントの関係を示す。いくつかの粒子は取水井へ到達しないケースであるにも関わらず、**図-14** の結果は**図-13** と同様の傾向を示しており、場の不均質性や反応定数に関わらず、取水井にてほとんどの粒子が回収される状況下では 1 次時間モーメントは平均移流時間とよく符合すると言える。

他方、取水井にて観測される質量変動に対して、平均移行時間からのばらつき度合いの指標となる 2 次時間モーメントと移流時間の関係を**図-15** に示す。図中に記す均質地盤のケースは反応定数がゼロの状況に対応する解析結果を示している。いずれの成層地盤においても、移流時間と 2 次時間モーメントは呼応しており、不均質性の大きい透水場ほど 2 次時間モーメントは大きくなることわかる。平均的な移流時間は不均質度あまり依存しない一方で、不均質度の高い浸透場ほど透水係数の開きが大きいため、特に、低透水層を移行する粒子群の取水井に至る時間は長くなること

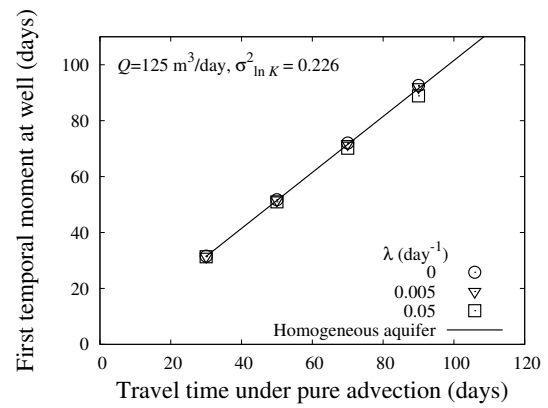


図-13 1 次時間モーメントと移流時間の関係 ($\sigma_{\ln K}^2 = 0.226$) .

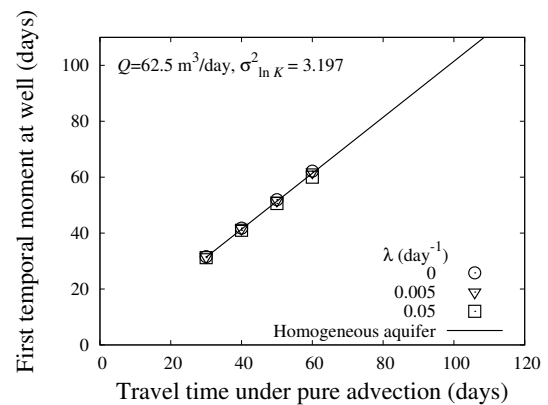


図-14 1 次時間モーメントと移流時間の関係 ($\sigma_{\ln K}^2 = 3.197$) .

が要因であると推察される。また、小さい反応定数の場合ほど、2 次時間モーメントは増加する傾向にある。これは取水井の総回収量と関連しており、**図-12** に見られるように、質量減衰の度合いが高い状況ほど取水井での累積質量は小さくなるため、平均移流時間からのばらつきは小さくになると考えられる。したがって、粒子の質量減衰の大きい帯水層ほど、平均移流時間の長い位置にある粒子の質量は取水井に到達するまでに回収する必要の無いレベルにまで低下するため、結果として、取水井での物質回収に要する時間は短くなると言える。

時間モーメント量に関する考察を進展させるため、**図-16** に 3 次時間モーメントの変化をプロットする。2 次時間モーメントの結果と同様に、移流時間とともに 3 次時間モーメントは非線形的に増加する傾向にあり、反応が無い場合ほど、取水井への粒子流入は長引くと考えられる。一方で、高い反応定数を有する場では、3 次時間モーメント量は負の値を示しており、平均移流時間より早い時間帯にて累積総質量の半分を超える質量が回収されることを示唆している。これは初期配置での粒子質量はすべて同じであるため、取水井に早く流入した粒子の質量は後に到達する粒子よりも大きい点と反応性の高い場では質量の減衰は大きい結果、累積総質量はかなり小さくなり、早期に流入した粒子質量

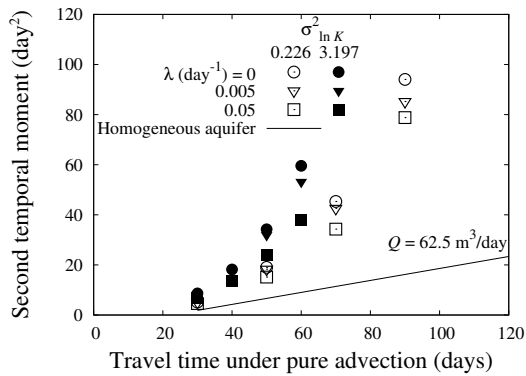


図-15 2次中心時間モーメントと移流時間の関係.

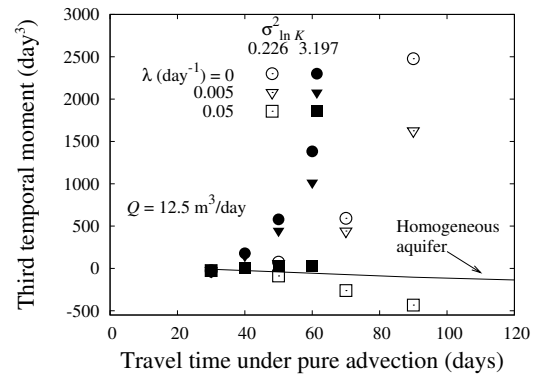


図-16 3次中心時間モーメントと移流時間の関係.

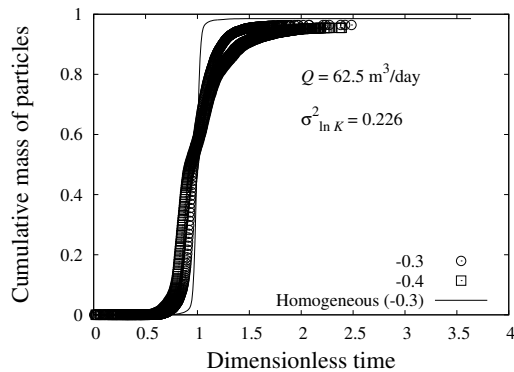


図-17 遅延を伴う取水井の累積質量変化 ($\sigma_{\ln K}^2 = 0.226$).

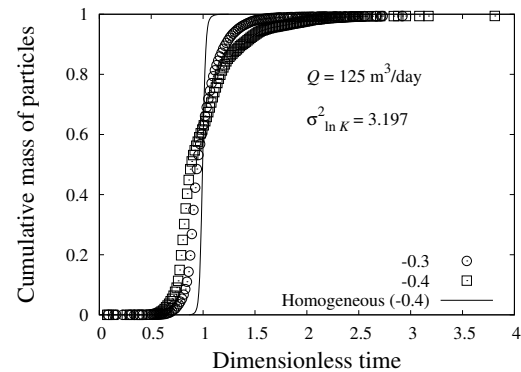


図-18 遅延を伴う取水井の累積質量変化 ($\sigma_{\ln K}^2 = 3.197$).

の時間モーメント量に対する寄与の割合が大きくなる点が必要であると推察される。

4.5 遅延係数の不均質性の影響

フィールドにおける溶質の移行過程では質量減衰以外に、溶質と土粒子間の吸着現象の発生が考えられる³⁵⁾。吸着過程は物質により多様かつ複雑であるものの、フィールド規模のようなマクロスケールでの吸着に関しては、比表面積の大きい土粒子への吸着性は高く、土粒子粒径の増加とともに吸着性は低下すると仮定する。換言すれば、透水性の高い領域ほど低い吸着効果により分配係数や遅延係数は小さく見なして、負の相関モデルが提案されている³⁵⁾。

$$R(\mathbf{x}) = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_{dg} \exp(b(\ln K(\mathbf{x}) - \langle \ln K \rangle)) \quad (16)$$

ここに、 ρ_b は乾燥密度、 K_{dg} は分配係数の幾何平均、 $\langle \ln K \rangle$ は透水係数の幾何平均、 b は分配係数と透水係数の相関性を表す定数である。本解析では、遅延係数の不均質性を表すモデルとして式(16)を採用する。また、フィールドの結果¹⁸⁾や文献²⁷⁾に基づいて、 K_{dg} は $5.26 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{g}$ 、 $\langle \ln K \rangle$ は 0.8213、比較のため、定数 b の値は -0.3 と -0.4 に設定する。

成層地盤に対する取水井での累積質量変化の結果を図-17と図-18に示す。負の相関モデルにおける定数 b の差異を明確にするため、横軸には、移流経過時間を各

ケースの1次時間モーメントにて除した無次元時間を設定し、比較のため、均質地盤のケースを併せて記す。定数 b の絶対値が大きいほど累積質量の変化は緩やかになる傾向にあり、すべての粒子を回収するには、1次時間モーメントの2.5倍から4倍程度の時間を要することがわかる。破過曲線の収束時間が長くなるテーリング現象に関しては、地下水揚水処理を実施したフィールドにおいて観察されており³⁶⁾、吸着の効果や分散の影響を反映していると言える。したがって、定数 b の絶対値が大きいほど遅延効果は強く発現し、粒子の移動速度の相違を助長する方向に作用するため、見かけ上、場の不均質性は増加することが示唆される。

遅延係数の不均質性の影響を時間モーメントの観点から考察するため、図-19に各不均質場における1次時間モーメント量の変動結果を遅延効果の無いケースと併せてプロットする。定数 b の値に応じて1次時間モーメント、すなわち平均移流時間は異なり、遅延効果を有する場では、遅延効果の無い場よりも移流時間の増加に伴って1次時間モーメントの変動量が大きくなることを示す。また、1次時間モーメントの変化は場の物理的不均質性に依存しない傾向にある。これは浸透場の透水係数分布に関わらず、定数 b の選定により、平均的な遅れ量が決まるためである。

累積質量変化のばらつきについて検討するため、2次時間モーメントの平方根を1次時間モーメントで除す

ことにより、統計学で言う変動係数を浸透場ごとに求めた結果を図-20に示す。図より、定数 b の絶対値を大きく設定するにつれて、また、同一の浸透場であっても移流時間が長くなるにつれて、累積質量のばらつきは増加することが見て取れる。前述のように、遅延係数の不均質性を表す式(16)は、定数 b の絶対値の増加に呼応して場の遅延効果を大きく見積もるモデルであることから、取水井での物質回収を評価する際には、対象物質や地質構成を示す調査結果を基にパラメータを選定することが望まれる。

4.6 粒子群の空間モーメント特性

本研究にて用いている後方粒子追跡法ならびに粒子追跡ランダムウォーク法では、移流と分散、反応のすべての過程において、粒子の質量変化を追跡するため、粒子群の空間分布を容易に把握できる点が利点の1つである。そこで、観測点における粒子の質量変動に基づく時間モーメント法とは異なる視点から粒子群の空間分布変動を捉えるため、後方粒子追跡法における取水井を起点とした粒子群の空間分布変動と集水域から取水井への流入に至る過程を空間モーメント法²⁶⁾により評価することで、浸透場と粒子群分布の関係を考察する。

粒子追跡ランダムウォーク法では、空間モーメント量を次式により求めることができる²⁶⁾。

$$X_{G,i} = \frac{1}{m(t)} \sum_{k=1}^{NP_i} \frac{m_p^k X_{p,i}^k(t)}{R(X_p^k(t))} \quad (17)$$

$$m(t) = \sum_{k=1}^{NP_i} \frac{m_p^k}{R(X_p^k(t))} \quad (18)$$

$$S_{ij}(t) = \frac{1}{m(t)} \sum_{k=1}^{NP_i} \frac{m_p^k X_{p,i}^k(t) X_{p,j}^k(t)}{R(X_p^k(t))} - X_{G,i}(t) X_{G,j}(t) \quad (19)$$

ここに、 $X_{G,i}$ は時間 t の粒子空間分布に対する重心位置を表す空間1次モーメント、 $m(t)$ は時間 t において空間内に存在する粒子の総質量、 S_{ij} は粒子空間分布に対する空間2次モーメント、 NP_i は時間 t の空間内の粒子総数である。

後方粒子追跡ならびに、粒子追跡ランダムウォーク過程における粒子群の空間分布変動について、空間1次モーメントの x 成分 $X_{G,1}$ と x 軸方向の空間2次モーメント S_{11} の関係を揚水量ごとに図-21に示す。図中の実線あるいは点線は後方粒子追跡過程における取水井位置 $X_{G,1} = 100$ を起点として、粒子群の空間分布の重心位置と空間2次モーメントの変化を表している。一方、シンボルは粒子追跡ランダムウォーク過程における取水井への粒子群の流入に伴う空間分布変動を示している。また、図示していないものの、反応定数は粒子の位置に影響を及ぼさず、後方粒子追跡と粒子追跡ランダムウォークの過程で粒子群の空間分布変動は概ね一致する結果を得たため、遅延係数の不均質性に関

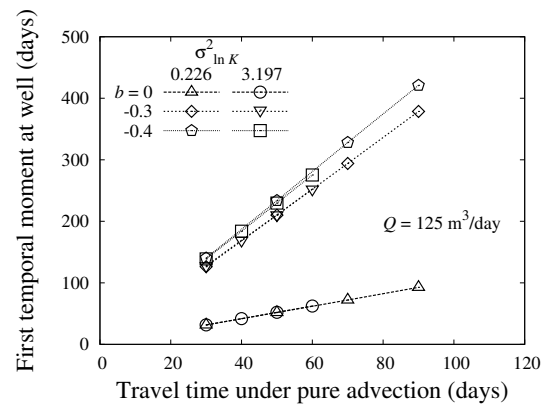


図-19 1次中心時間モーメントと移流時間の関係。

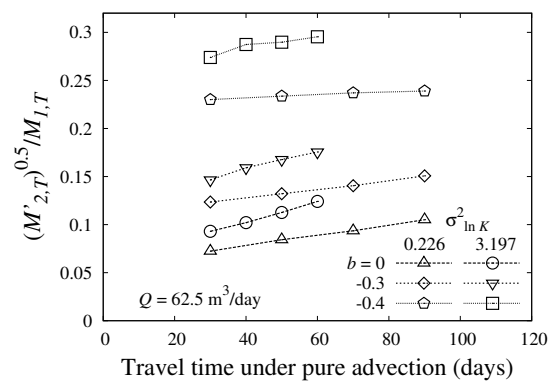


図-20 時間モーメントの変動係数と移流時間の関係。

わる定数 b を空間モーメント特性の検討対象とする。

図-21より、遅延係数の不均質性を考慮することにより、粒子追跡ランダムウォークの過程での2次空間モーメントは揚水量に関わらず、後方粒子追跡過程よりも小さくなっていることがわかる。これは図-17や図-18に示されるように、無次元時間での粒子移行を考えた場合に、遅延の影響を受ける場に存在する粒子は、遅延の影響を受けない場に存在する粒子よりも取水井へ到達する無次元時間が小さいため、 x 軸の空間2次モーメントとしては小さくなる方向に変化が生じていると推察される。

一方、図-22に示すように、空間1次モーメントの x 成分 $X_{G,1}$ と y 軸方向の空間2次モーメント S_{22} は粒子群の拡大と縮小経路がほぼ一致する結果となっている。遅延の有無に応じて x 軸方向の空間2次モーメントに変化が生じて重心からの y 軸方向へのばらつきはあまり変わらない点は興味深い現象と言える。これは横分散長の値を小さく設定しているため、 y 軸方向への粒子移動のぶれは小さい点と流れの特性上、 y 軸方向の重心位置は $y = 70$ m の面に沿って移動する点が影響していると推量される。なお、図示していないものの、0.226の不均質度を有する成層地盤においても図-22と同様の傾向が得られている。

4.7 粒子群の見かけの体積変化

後方粒子追跡法を用いた取水井を起点とする上流方向への粒子群移動や粒子追跡ランダムウォーク法による取水井への粒子群の流入過程では、粒子群の移動とともに3次元的に質量分布は変化している。質量分布を評価するため、各軸方向での空間2次モーメントを用いて、粒子群の質量分布を見かけの体積として求め、取水井へ流入する粒子群の質量分布の変化を見かけの体積の観点から観察する。

見かけの体積は各軸の空間2次モーメントの平方根同士を乗じて算出し、その値を2/3乗することで、体積を面積に換算する。図-23に2/3乗した見かけの体積と空間1次モーメントの関係を示す。いずれの揚水場においても後方粒子追跡と粒子追跡ランダムウォーク過程の体積差は明確に現れており、特に、揚水量の大きい場になるほど開きは顕著である。これは分散と遅延の複合効果により、移流単独の場合よりも取水井へ到達する粒子数が多くなることが要因と考えられる。以上の議論より、吸着性を有する物質を対象とする場合、取水井に至る粒子群の空間分布変動に関する見かけの体積は、後方粒子追跡に際して導出される集水域の見かけの体積よりも小さい範囲で推移すると言える。取水井による物質回収を評価する際には、回収時間や回収量に関する検討に加えて、領域内における物質の空間分布状態についても議論を進展することができれば、帯水層の水質浄化対策を勘案する上で、1つの有効な情報になると期待される。そのような場面において、時間・空間モーメント法は有益であると考えられる。

5. 結論

本研究では、フィールドの透水係数分布を対象として粒子追跡解析を実施することにより、集水域ならびに取水井の物質回収状況について評価した。また、取水井での物質回収量や回収時間を時間モーメント法にて定量化し、粒子群の空間分布変動を空間モーメント法により評価した。本研究にて得られた知見をまとめると以下ようになる。

1. 後方粒子追跡法を用いて、透水係数分布や揚水量の異なる場の集水域を時系列で求めた。
2. 場の不均質性や反応定数に関わらず、取水井にてほとんどの粒子が回収される状況下では1次時間モーメントは平均移流時間とよく符合した。
3. 同一の透水場であっても反応定数の大きい場ほど、取水井での累積質量は減少するとともに、物質回収に要する時間は短くなった。
4. 遅延係数の不均質性を表すため、透水係数と遅延係数の関係に負の相関を仮定するモデルを採用した。その結果、定数 b の絶対値が大きいほど遅延効果は強く発現し、粒子の移動速度の相違を助長

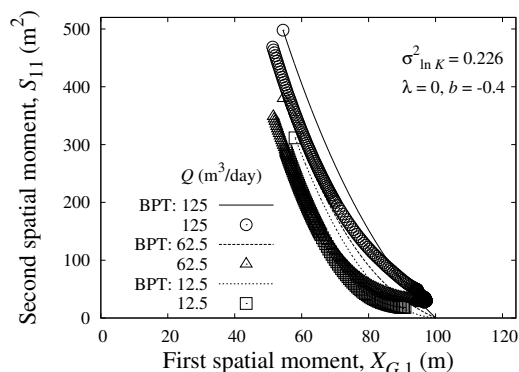


図-21 x 軸方向の空間モーメント変動結果。

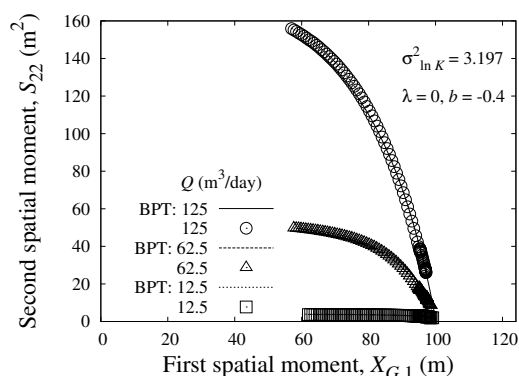


図-22 y 軸方向の空間モーメント変動結果。

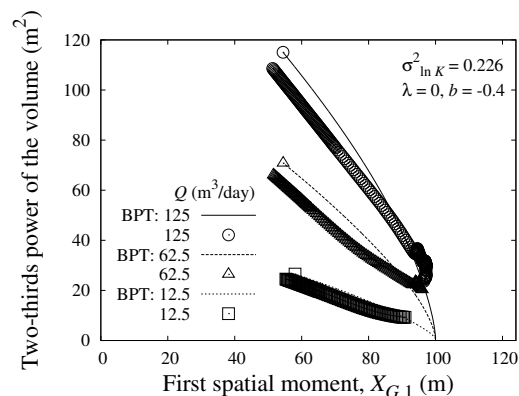


図-23 粒子群分布の2/3乗体積に関する変動結果。

する方向に作用した。そのため、定数 b の絶対値を大きく設定するほど、また、移流時間が長くなるほど、取水井の累積質量のばらつきは増加する結果を得た。

5. 本研究にて対象とした成層地盤の場合、遅延の影響を受ける場においては、x 軸方向の空間2次モーメントは遅延効果の無い場よりも低下する一方で、y 軸方向の空間2次モーメントは変化しないことがわかった。
6. 平均移流時間の等しい領域を起点として、取水井の累積質量変化を時間モーメント法の適用により定量化した。粒子追跡法と時間モーメント法の連

携は質量の変化を追従できる点で有用であり、0 次量により総回収量、1 次量により平均回収時間、2 次と 3 次量により回収に要する期間を見積もる指標になり得ると言える。

参考文献

- 1) Mackay, D.M. and Cherry, J.A.: Groundwater contamination: pump-and-treat remediation, *Environ. Sci. Technol.*, 23(6), pp.630–636, 1989.
- 2) U.S. Environmental Protection Agency: *Pump-and-treat groundwater remediation: a guide for decision makers and practitioners*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/625/R-95/005, 74p., 1996.
- 3) Boice, R.: Extraction rate problems lead to increased costs at pump-and-treat facilities, *Ground Water Monitor. Remed.*, 22, pp.76–81, 2002.
- 4) Brusseau, M.L. and Srivastava, R.: Non-ideal transport of reactive solutes in heterogeneous porous media, 2. Quantitative analysis of the Borden natural-gradient field experiment, *J. Contam. Hydrol.*, 28, pp.115–155, 1997.
- 5) Russell, K.T. and Rabidean, A.J.: Design analysis for pump-and-treat design, *Ground Water Monitor. Remed.*, 20, pp.159–168, 2000.
- 6) Dagan, G.: Solute transport in heterogeneous porous formations, *J. Fluid Mech.*, 145, pp.151–177, 1984.
- 7) Neuman, S.P., Winter, C.L. and Newman, C.M.: Stochastic theory of field-scale Fickian dispersion in anisotropic porous media, *Water Resour. Res.*, 23(3), pp.453–466, 1987.
- 8) Gelhar, L.W., Welty, C. and Rehfeldt, K.R.: A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resour. Res.*, 28(7), pp.1955–1974, 1992.
- 9) Barry, F., Ophori, D., Hoffman, J. and Canace, R.: Groundwater flow and capture zone analysis of the Central Passaic River Basin, New Jersey: *Environ. Geol.*, 56, pp.1593–1603, 2009.
- 10) Rajaram, H. and Gelhar, L.W.: Three-dimensional spatial moments analysis of the Borden tracer test, *Water Resour. Res.*, 27(6), pp.1239–1251, 1991.
- 11) Thorbjarnarson, K.W. and Mackay, D.M.: A field test of tracer transport and organic contaminant elution in a stratified aquifer at the Rocky Mountain Arsenal (Denver, Colorado, U.S.A.), *J. Contam. Hydrol.*, 24, pp.287–312, 1997.
- 12) U.S. Environmental Protection Agency: *Guidelines for delineation of wellhead protection areas*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/440-593001, 192p., 1987.
- 13) van Leeuwen, M., Butler, A.P., te Stroet, C.B.M. and Tompkins, J.A.: Stochastic determination of well capture zones conditioned on regular grids of transmissivity measurements, *Water Resour. Res.*, 36(4), pp.949–957, 2000.
- 14) Kunstmann, H. and Kinzelbach, W.: Computation of stochastic wellhead protection zones by combining the first-order-second-moment method and Kolmogorov backward equation analysis, *J. Hydrol.*, 237, pp.127–146, 2000.
- 15) van Kooten, J.J.A.: Groundwater contaminant transport including adsorption and first order decay, *Stochastic Hydrol. Hydraul.*, 8, pp.185–205, 1994.
- 16) 井上一哉, Uffink, G.J.M., 田中勉: 粒子追跡法による集水域の時間変動と粒子捕獲確率に関する評価, 水工学論文集, 53, pp.523–528, 2009.
- 17) 井上一哉, 高尾幸宏, 田中勉: 地下水揚水処理と汚染防護領域評価に向けた取水井の集水域分布と物質捕獲率に関する検討, 環境工学研究論文集, 46, pp.287–298, 2009.
- 18) Uffink, G.J.M.: Analysis of dispersion by the random walk method, *Doctoral Dissertation, Delft University of Technology*, 150p., 1990.
- 19) Bear, J.: *Dynamics of fluids in porous media*, Dover Publications, 764p., 1972.
- 20) 星田義治, 市川勉: 揚水における井戸ロスの評価に関する考察, 土木学会論文報告集, 313, pp.37–46, 1981.
- 21) Bear, J. and Jacobs, M.: On the movement of water bodies injected into aquifers, *J. Hydrol.*, 3, pp.37–57, 1965.
- 22) Christ, J. and Goltz, M.: Hydraulic containment: analytical and semi-analytical models for capture zone curve delineation, *J. Hydrol.*, 262, pp.224–244, 2002.
- 23) Nahum, A. and Seifert, A.: Technique for backward particle tracking in a flow field, *Physical Review E*, 74, pp.016701-1–016701-10, 2006.
- 24) Zheng, C. and Bennett, G.D.: *Applied contaminant transport modeling*, Wiley Interscience, 621p., 2002.
- 25) Roelsma, J.: *Vergelijkende modelstudie naar de belasting van het grondwater met nitraat voor het intrekgebied 't Klooster*, Open Universiteit, 186p., 2001 (in Dutch).
- 26) Tompson, A.F.B. and Gelhar, L.W.: Numerical simulation of solute transport in three-dimensional, randomly heterogeneous porous media, *Water Resour. Res.*, 26(10), pp.2541–2562, 1990.
- 27) Tompson, A.F.B.: Numerical simulation of chemical migration in physically and chemically heterogeneous porous media, *Water Resour. Res.*, 29(11), pp.3709–3726, 1993.
- 28) Salamon, P., Fernández-García, D. and Gómez-Hernández, J.J.: A review and numerical assessment of the random walk particle tracking method, *J. Contam. Hydrol.*, 87, pp.277–305, 2006.
- 29) Hoteit, H., Mose, R., Younes, A., Lehmann, F. and Ackerer, Ph.: Three-dimensional modeling of mass transfer in porous media using the mixed hybrid finite elements and the random-walk methods, *Math. Geol.*, 34(4), pp.435–456, 2002.
- 30) Stenback, G.A., Ong, S.K., Rogers, S.W. and Kjartanson, B.H.: Impact of transverse and longitudinal dispersion on first-order degradation rate constant estimation, *J. Contam. Hydrol.*, 73, pp.3–14, 2004.
- 31) Beyer, C., Chen, C., Gronewold, J., Kolditz, O. and Bauer, S.: Determination of first-order degradation rate constants from monitoring networks, *Ground Water*, 45(6), pp.774–785, 2007.
- 32) Nielsen, P.H., Albrechtsen, H.-J., Heron, G. and Christiansen, T.H.: In situ and laboratory studies on the fate of specific organic compounds in an anaerobic landfill leachate plume, 1. Experimental conditions and fate of phenolic compounds, *J. Contam. Hydrol.*, 20, pp.27–50, 1995.
- 33) Essaid, H.I., Cozzarelli, I.M., Eganhouse, R.P., Herkelrath, W.N., Bekins, B.A. and Delin, G.N.: Inverse modeling of BTEX dissolution and biodegradation at the Bemidji, MN crude-oil spill site, *J. Contam. Hydrol.*, 67, pp.269–299, 2003.
- 34) Wiedemeier, T.H., Swanson, M.A., Wilson, J.T., Campbell, D.H., Miller, R.N. and Hansen, J.E.: Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water, *Ground Water Monitor. Remed.*, 16(3), pp.186–194, 1996.
- 35) Robin, M.J.L., Sudicky, E.A., Gillham, R.W. and Kachanoski, R.G.: Spatial variability of strontium distribution coefficients and their correlation with hydraulic conductivity in the Canadian forces base Borden aquifer, *Water Resour. Res.*, 27(10), pp.2619–2632, 1991.
- 36) Rivett, M.O., Chapman, S.W., Allen-King, R.M., Feenstra, S. and Cherry, J.A.: Pump-and-treat remediation of chlorinated solvent contamination at a controlled field-experiment site, *Environ. Sci. Technol.*, 40(21), pp.6770–6781, 2006.

(2010年3月9日受付)