



粒子追跡法を用いた不均質帯水層における揚水井の 集水域と汚染物質流入確率のアンサンブル推定

井上, 一哉
松山, 紗希
田中, 勉

(Citation)

土木学会論文集A2 (応用力学) , 70(2):I_51-I_62

(Issue Date)

2014

(Resource Type)

journal article

(Version)

Version of Record

(Rights)

©2014 公益社団法人 土木学会

(URL)

<https://hdl.handle.net/20.500.14094/90003322>



粒子追跡法を用いた不均質帯水層における 揚水井の集水域と汚染物質流入確率の アンサンブル推定

井上 一哉¹・松山 紗希²・田中 勉³

¹正会員 博（農） 神戸大学准教授 農学研究科食料共生システム学専攻（〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1）
E-mail: mornel@kobe-u.ac.jp

²学生会員 神戸大学大学院生 農学研究科食料共生システム学専攻（〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1）
E-mail: 130a018a@stu.kobe-u.ac.jp

³正会員 農博 神戸大学教授 農学研究科食料共生システム学専攻（〒 657-8501 神戸市灘区六甲台町 1-1）
E-mail: ttanaka@kobe-u.ac.jp

本研究では、地下水揚水に伴う揚水井の集水域を後方粒子追跡法により効率的に推定する方法を提案した。また、面積と周長の推定に加えて、移流時間の等しい集水域同士をアンサンブル推定する方法を考案した。不均質透水場を対象に、サイトデータを基に不均質度の等しい 100 通りの透水係数分布を地球統計学的に発生させ、集水域を推定した。その結果、透水係数の不均質度と揚水量の増加は集水域分布の推定確率を低下させる方向に作用する結果を得た。また、ランダムウォーク粒子追跡法を用いて、移流時間の異なる集水域ごとに、集水域から揚水井に至る汚染物質の流入確率をアンサンブル推定した。その結果、低い揚水量ほど揚水井への物質流入確率は低下し、遅延係数の空間分布を化学的不均質性として考慮すると、流入確率はさらに低下する結果を得た。

Key Words: *time-related capture zone, backward and random walk particle tracking, heterogeneity, capture probability, ensemble estimation*

1. 緒論

地下水は地表水に比べて賦存量が多く、自然のろ過作用により良好な水質が保たれている貴重な水資源である。一方で、有害物質による汚染に対する脆弱性を有しているため、一旦汚染された地下水の水質を回復するには莫大な費用と時間を要する。地下水修復の主たる対応策が地下水揚水法であることを踏まえると、地下水を利用するにしても修復するにしても井戸を介して地下水を取水することになる。そのため、地下水を汲み上げる際には、飲用や浄化などの目的に関わらず、地下水が揚水井に流入できる範囲や汚染発生時に地下水揚水にて回収可能な範囲・質量、物質回収に要する時間の見積もりなどが検討事項となる¹⁾。

均質地盤のように透水係数の空間変動を考慮しないモデル領域に対しては、集水域と非集水域の境界部を解析的に導出することが可能である²⁾。しかしながら、自然地盤は不均質性を有しており、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、数値解析を用いて水理特性に応じた集水域の変化について検討されてきた^{3),4)}。その中でも地下水に見立てた粒子の輸送を解析する粒子追跡法は集水域推定に有用な手法である⁵⁾ものの、集水域を推定するアルゴリズムの効率

化や地下水のトラベルタイムと集水域の規模に関する定量化など、議論すべき課題は残されている。

他方、地下水汚染による帯水層の浄化を考えた場合、集水域と揚水井の浄化性能は関連の深い事項である。集水域内に存在する汚染物質の大部分は揚水井に到達すると予想されるものの、汚染物質の揚水井への流入確率に関する議論^{6),7)}は少ないのが現状である。特に、汚染物質の流入確率に対する対象場の不均質特性の影響に関してはあまり議論されていない⁸⁾。

以上の点を鑑みて、本研究では、後方粒子追跡法により集水域分布の時刻歴を効率的に推定する方法を考案し、確率統計的に複数発生した不均質透水場に適用した。また、複数ある集水域の分布結果をアンサンブル評価することにより、確率的に集水域分布を捉える方法を検討した。さらには、ランダムウォーク粒子追跡法により、時刻歴の異なる集水域から放たれた汚染物質が揚水井へ到達する輸送過程を解析し、汚染物質の累積質量変動についてアンサンブル推定した。このとき、透水係数の空間分布の影響に加えて、汚染物質と土粒子の吸脱着度合いの影響についても検討対象とした。なお、本研究では、地下水揚水に伴って揚水井へ地下水が流入する範囲を集水域、揚水井に到達する汚染物質の累積質量の値を汚染物質流入確率と定義する。

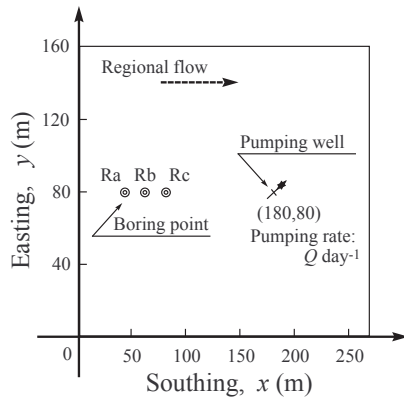


図-1 解析対象領域

2. 対象領域と流れ場

(1) 対象サイトの概要

本研究ではオランダ国デンハーグ市近郊にある砂質系サイトを対象した。フィールドデータ⁹⁾に基づいて、南北方向を x 軸、東西方向を y 軸に設定し、270 m × 160 m の領域を対象とした。図-1 に解析対象領域の概略を示す。対象サイトは x 軸の正方向への領域流れと約 20 m 厚さのある被圧帯水層であり、平面の規模に対して帯水層厚さは約 10 分の 1 である点と本研究の主目的の 1 つが揚水井の集水域の空間分布形状を推定する点にあることを踏まえて、対象サイトを平面的にモデル化した。また、揚水量と集水域の関係について検討するため、対象サイトを反映して、 $(x, y) = (180, 80)$ の位置に完全貫入井として揚水井を設けるとともに、原位置トレーサ実験⁹⁾を参考に、単位面積・単位深さあたり、 1 day^{-1} 、あるいは、 3 day^{-1} の揚水量を設定した。

(2) 透水係数に関するランダム場

サイト内には 3 箇所のボーリング孔が存在し、図-1 に示す R_a 、 R_b 、 R_c の 3 地点において深さ方向の透水係数が測定されている。データが公表されている R_a と R_b の透水係数データを図-2 に示す。本研究ではサイトの測定データに基づいて、透水係数分布の幾何平均と幾何分散 $\sigma_{\ln K}^2$ をそれぞれ 0.821 m/day と $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ 、間隙率を 0.34 に設定した。

透水係数の空間分布をモデル化するにあたり、Borden サイト¹⁰⁾ のように空間的に十分な解像度で膨大なサンプリングがなされるサイトは稀である。本研究の対象サイトにおいても、3 箇所のボーリングによる局所データであるため、対象場の透水係数分布を唯一に定めるのは極めて困難であり、不確実性の高い問題となる。そこで、空間的なばらつきを有する模擬透水場を確率統計的に発生させることとし、複数の模擬透水場より得られる結果を統合して解釈することとした。模擬透水

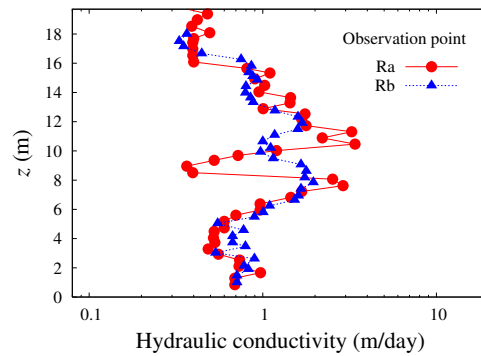


図-2 透水係数の実測結果⁹⁾

場を生成するにあたり、対象場の透水係数は対数正規分布に従い、特定のバリオグラムに従って透水係数は空間相関性をもって分布すると仮定した¹²⁾。続いて、所定の領域内に一様乱数にて、 10^3 個のソース点を生成し、各点に既定の対数正規分布に従う透水係数を乱数により発生させた¹³⁾。対象領域の分割要素の透水係数をソース点の透水係数からブロッククリギング予測¹²⁾し、複数の模擬透水場を評価できるように、1 つの不均質度に対して 10^2 個の透水場 (10^2 リアライゼーション) を生成した。このとき、要素中心で予測しているものの、後述するように、0.5 m ~ 4 m の要素サイズを採用したことから、要素サイズの影響は微小と考えられる。また、文献^{9)~11)}を参考に、相関長 λ を 13 m、場の分散を表すシルに幾何分散を設定し、透水係数の空間相関は等方として次式の指数型バリオグラムを採用した。

$$\gamma(h) = \sigma_{\ln K}^2 (1 - \exp(-h/\lambda)) \quad (1)$$

ここに、 γ はバリオグラム、 h は観測点間距離である。便宜上、本研究では幾何分散のことを不均質度と称する。対象サイトの透水係数分布の幾何分散は大きくないため、比較として、透水係数の幾何分散、すなわち不均質度を $0.5 \text{ m}^2/\text{day}^2$ と $1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ にした場も 10^2 個生成した。透水係数の空間分布例を図-3 に示す。

(3) 浸透流解析

飽和条件下にある不均質帯水層内の地下水流れ場において揚水井からの地下水揚水を考慮した浸透流方程式は次式のように表される¹⁴⁾。

$$\sum_{i=1}^2 \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_i \frac{\partial h}{\partial x_i} \right) = Q(x) \quad (2)$$

ここに、 \mathbf{x} は揚水井の位置ベクトル、 h は全水頭、 K_i は各軸方向の透水係数であり等方性を仮定する。また、 Q は単位面積・単位深さあたりの揚水量、 x_i は座標であり、添字の 1 と 2 はそれぞれ x 軸と y 軸を表す。

境界条件として、図-1 に示す $x = 0 \text{ m}$ と $x = 270 \text{ m}$ の地点をディリクレ境界に設定し、文献⁹⁾を参考にして

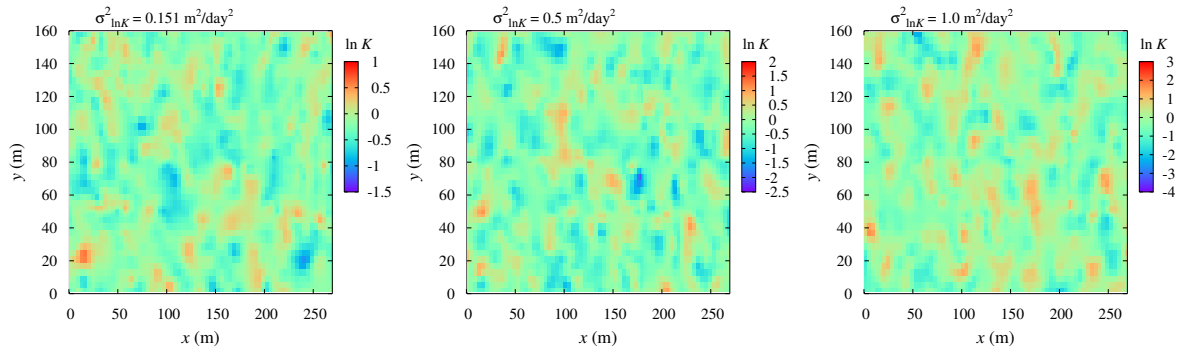


図-3 各不均質度に対する透水係数の空間分布の一例

0.05 の動水勾配を与えた。また、 $y = 0$ m と $y = 160$ m の地点を不透水条件としてノイマン境界に設定し、揚水井の位置と重なる有限要素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した。揚水井の近傍は試行錯誤により 0.5 m の要素サイズを採用し、最大 4 m の要素サイズにて空間を離散化した。さらに、前述した透水係数分布のリアライゼーションの結果を用いて、有限要素法により式 (2) の浸透流方程式を解き、揚水条件と透水係数分布に応じた水頭分布を導出した。

得られた水頭分布を基に、ダルシー則より地下水流速の空間分布を次式にて導出した。

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

ここに、 n_p は間隙率、 v_i は実流速ベクトル成分であり、地下水はすべての空隙を通ると仮定した。一般的に、揚水する場合には井戸ロス¹⁵⁾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. 粒子追跡法による集水域推定

(1) 後方粒子追跡法

帯水層の管理に際して有益な情報は、集水域と非集水域の境界に加えて、揚水井から離れた点にある地下水が揚水井に至るまでの所要時間や同一の所要時間となる面的領域など、数値解析を必要とする状況が多くある¹⁶⁾。後方粒子追跡法は流速分布に基づいて地下水に見立てた粒子の移行を本来の流れ方向とは逆方向に追跡する方法¹⁷⁾である。

$$X_{p,i}(t + \Delta t) = X_{p,i}(t) - v_i(\vec{X}_p(t))\Delta t, \quad i = 1, 2 \quad (4)$$

ここに、 $X_{p,i}(t)$ は時間 t の粒子位置の i 成分、 v_i は実流速成分、 $\vec{X}_p(t)$ は粒子位置ベクトル、 Δt は時間増分であり、右辺第 2 項がマイナスの流速成分による逆流現象を表している。時間増分の設定や数値積分手法に式 (4) の解の精度は依存し、特に、揚水井の周辺部では流線形状が急変することから、本解析では、計算量が少なくアルゴリズムとして簡便なオイラー法やホイン

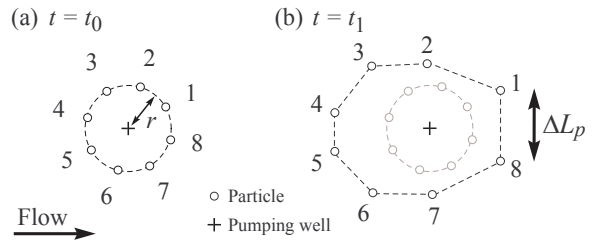


図-4 一般的な後方粒子追跡法

法ではなく、4 次のルンゲ・クッタ法¹⁸⁾に加えて、次式で表す 2 重ステップ法^{7),18)}を適用して推定精度の維持を図った。

$$\Delta t_0 = f_s \left(\frac{\Delta S_0}{\Delta D} \right)^{0.2} \quad (5)$$

ここに、 ΔD は Δt 後の粒子位置と半時間増分 $\Delta t/2$ を 2 回繰り返して到達する粒子位置の差、 ΔS_0 は許容誤差、 Δt_0 は精度保証された時間増分である。また、 f_s は安全係数であり、1 より小さい値に設定される¹⁸⁾。

後方粒子追跡法では地下水に見立てた粒子を逆流させるため、図-4(a)に示すように、初期時刻 $t = t_0$ の時点において揚水井の近傍に複数の粒子を初期配置する。このとき、揚水井の井戸半径 r を考慮して、井戸の中心から r m の地点を粒子群の配置位置とする。また、初期配置の時点で各粒子に粒子番号を与えることで、既定の時間増分に従って本来の流れ方向とは逆方向に粒子群の位置変動を求めると、たとえば、図-4(b)に示すように近傍にある粒子同士をつなぎ合わせた空間が時間 t_1 が経過した時点での集水域となる。同様の過程を繰り返すことにより、任意の時間経過に対する集水域の分布を推定することが可能である。後方粒子追跡法では、解析上、位置座標に加えて各粒子に質量を与えることができる。質量の付与は集水域の推定を目的とする際には不可欠な項目とはならないものの、後述する汚染物質の流入確率の推定を見据えて、本解析では初期配置したすべての粒子に等しく質量を与えた。

(2) ナンバリング付き粒子挿入法

前述のように、後方粒子追跡法では揚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位置を追跡することで集水域の変動を推定する。しかしながら、通常の後方粒子追跡法では図-4(b)に示すように時間の進展とともに、揚水井周辺部にて粒子間距離 ΔL_p が大きくなるため、粒子同士を結んだ際にできあがる集水域の形状がいびつになる問題を有している。この点を払拭するには、初期配置する粒子数を数千あるいは数万オーダーに設定することである程度の精度低下を抑えることができるものの、計算時間の面で問題が生じることになる⁷⁾。そのため、 ΔL_p の大きい粒子間に新たに粒子を配置する粒子挿入法¹⁹⁾が用いられている。粒子挿入法は2粒子間の許容距離 ΔL を既定しておき、粒子間の距離が ΔL を超えた場合には、1つ以上の新粒子を2粒子間に挿入することで、集水域の推定精度の低下を防ぐ方法である。

他方、後方粒子追跡の時間が進展するにつれて、揚水井からの幾何距離が大きい、風上方向の領域では、粒子同士の幾何距離が極端に接近する。たとえば、図-4(b)の4番と5番の粒子間隔は時間の経過とともに徐々に接近する。そのような状況は後方粒子追跡において特段問題とはならないものの、集水域を効率的に推定する観点から考えると、ある程度の距離まで接近した2つの粒子は統合しても差し支えない。したがって、粒子挿入とは逆に、粒子融合することで解析対象となる粒子数を減らすことが可能になるため、本研究では、粒子融合の指標となる距離 ΔS を0.2 mに設定した。

ところで、初期配置した粒子群に質量を与えて後方粒子追跡法を実施する場合、粒子挿入法により粒子間に新たに挿入される粒子に対しても質量を与えることになる。このとき、マスバランスの観点から初期配置時に設定した総質量を保つ必要があるため、本解析では次式により粒子の質量を設定した¹⁹⁾。

$$I_P = \left[\frac{d}{\Delta L} \right] \quad (6)$$

$$m_k = \frac{1}{I_P} \frac{m_i + m_j}{4} \quad (7)$$

ここに、 I_P と d はそれぞれ、質量 m_i と質量 m_j を有する粒子間に挿入される粒子数、ならびに、2粒子間の距離、 ΔL は粒子挿入の基準となる許容距離、 $[\]$ はガウスの記号、 m_k は挿入される粒子に分配される質量である。粒子挿入と同時に、質量 m_i と質量 m_j の粒子質量はともに3/4倍してマスバランスを維持している。

$$m_i^{new} = \frac{3}{4} m_i \quad (8)$$

$$m_j^{new} = \frac{3}{4} m_j \quad (9)$$

ここに、 m_i^{new} と m_j^{new} は質量 m_i と質量 m_j であった

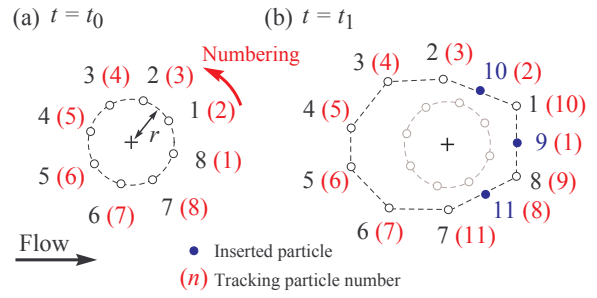


図-5 ナンバリング付き粒子挿入法。一定間隔離れた粒子間に粒子を挿入し、さらに反時計方向にある粒子番号を記憶する。

粒子の質量分配後の質量である。一方で、粒子融合の際には、片方の粒子質量を他方の粒子質量に付加することで、質量を更新することができる。

粒子挿入法は集水域の空間形状の効率良い推定を可能とする一方で、得られる情報は粒子の位置情報に限られる点を踏まえて、本研究では、より有益な情報を抽出するため、ナンバリング付き粒子挿入法を考案した。図-5(a)に示すように、ナンバリング付き粒子挿入法は初期配置した粒子に番号を与えるだけでなく、各粒子から見て反時計方向にある粒子の番号を記憶する方法である。後方粒子追跡の過程で粒子間の距離が既定の間隔以上に離れた場合には、粒子挿入法により新しい粒子を追加することで集水域の推定精度を維持しつつ、同時に、図-5(b)に示すように、各粒子から見て反時計方向にある粒子の番号を更新するアルゴリズムである。このように、反時計方向の粒子番号を記憶し続けることで、式(10)に表すストークスの定理²⁰⁾により集水域の周長と面積も推定できる利点が生まれる。

$$\int_C \mathbf{A} \cdot d\mathbf{r} = \iint_S (\nabla \times \mathbf{A}) \cdot \mathbf{n} dS \quad (10)$$

ここに、 \mathbf{A} はベクトル場、 \mathbf{r} は位置ベクトル、 C は集水域の形状に沿った閉曲線、 S は閉曲線を境界とする面、 \mathbf{n} は面 S の単位法線ベクトルである。面 S を常に左に見ながら周 C を線積分する方向が正になるため、ナンバリング付き粒子挿入法では反時計方向にある粒子の番号を記憶している。

(3) 集水域結果に与える許容距離 ΔL の影響

粒子挿入法における許容距離 ΔL を小さく設定するほど新たに挿入される粒子数は増加するため、得られる集水域の推定精度は高くなる。しかしながら、計算負荷の観点から、粒子挿入法のメリットを消すことになる粒子数の膨大な増加は避けたい事象である。一方で、 ΔL を大きくすると推定精度の低下を招くため、 ΔL の値と推定精度はトレードオフの関係にあると言える。したがって、バランスのとれた許容距離の設定が望ま

表-1 後方粒子追跡解析に用いたパラメータ

初期粒子数	20
粒子総質量 m (g)	2×10^4
時間増分 Δt (day)	1.0
粒子挿入の許容距離 ΔL (m)	1 ~ 9
粒子融合の距離 ΔS (m)	0.2
揚水井の半径 r (m)	0.3
2重ステップ法安全係数 f_s	0.9
2重ステップ法許容誤差 ΔS_0 (m)	0.01

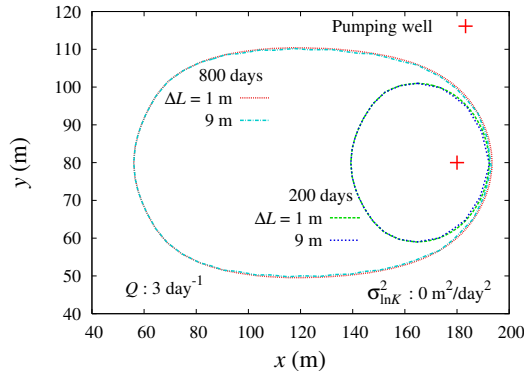


図-6 集水域形状に与える ΔL の影響

れるものの、経験則となり得る許容距離の設定方法は無い。また、効率的な集水域推定を達成する上で ΔL の吟味は不可欠であり、粒子融合の距離 ΔS よりも重要度や結果に対する影響度は高い。そこで、不均質性地盤における集水域形状の議論に入る前に、均質地盤 $\sigma_{\ln K}^2 = 0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ を対象に、ナンバリング付き粒子挿入法による許容距離 ΔL の影響について考察した。

許容距離の影響を検討する目的で、揚水量 3 day^{-1} の条件にて、揚水井の中心から半径 0.3 m の円上に等しい角度で 20 個の粒子を配置し、時間増分を 1 日として後方粒子追跡法を実施した。表-1 に後方粒子追跡解析に用いたパラメータを列記する。また、図-6 に、許容距離 ΔL を 1 m と 9 m に設定した場合の 200 日、ならびに、 800 日経過時点での集水域の形状を描く。

許容距離 ΔL の設定値が大きい場合には、 ΔL の値が小さい場合に比べて内側に集水域が描かれているものの、両者はわずかな差であり、許容距離 ΔL の影響はあまり大きくないように見える。そこで、許容距離 ΔL を 1 m から 9 m まで数段階に変えた場合の集水域の面積を求めることにより、 ΔL の設定値の影響を検討する。許容距離 ΔL の値に応じた集水域面積の変化を経過時間の関数として図-7 に示す。図中の縦軸は、各 ΔL のケースにて求められた集水域の面積と $\Delta L = 1 \text{ m}$ のケースにて得られた集水域の面積の比である。すな

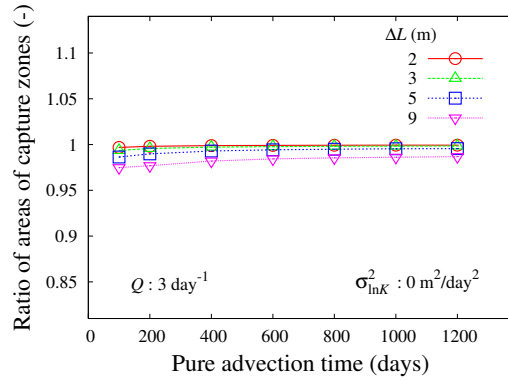


図-7 ΔL の設定値と集水域面積の精度の関係

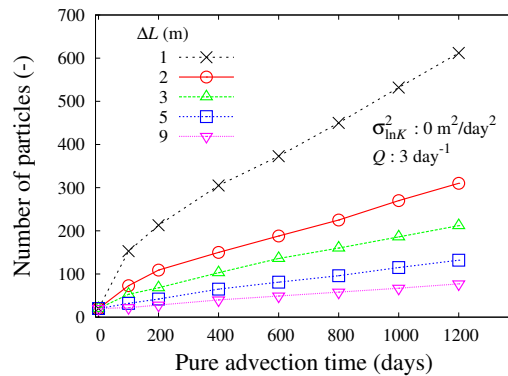


図-8 ΔL の設定値と粒子数増加の関係

わち、縦軸の値が 1 に近いほど、推定精度は高いことを意味する。また横軸は、地下水の純粋移流時間 (Pure advection time, 以下、移流時間、または、PAT と記す。) であり、後方粒子追跡法の経過時間である。図-7 を見ると、 $\Delta L = 2 \text{ m}$ と 3 m のケースはほぼ 1 で推移しており、 $\Delta L = 1 \text{ m}$ のケースと遜色ない結果である。一方で、 ΔL の値がより大きくなるほど、比の値は 1 よりも小さくなり、集水域の面積が過小推定されていることがわかる。最大でも 3% ほどの過小推定ではあるが、面積を小さく見積もる点は図-6 の結果とも合致する。次に、集水域の面積に加えて、解析に要する粒子数の変化状況について図-8 に示す。 ΔL を大きく設定すると極めて少ない粒子数で集水域を推定することができ、移流時間 1200 日における $\Delta L = 9 \text{ m}$ の粒子数は 77 、 $\Delta L = 1 \text{ m}$ の粒子数は 612 であり、約 8 倍の差がある。しかしながら、図-7 にて示したように、大きい ΔL の設定は精度低下に作用するため、総合的に判断して、推定面積に差異は無く、必要粒子数の少ない $\Delta L = 3 \text{ m}$ を以降の粒子追跡解析では採用した。

なお、 ΔL が 1 m より小さいケースでは、解析に要する粒子数が 1 オーダー以上増える一方で、集水域の面積には差が無いことを確認している。合わせて、粒子融合の距離を設定値より小さくしても結果に影響を及ぼさないことを確認している。

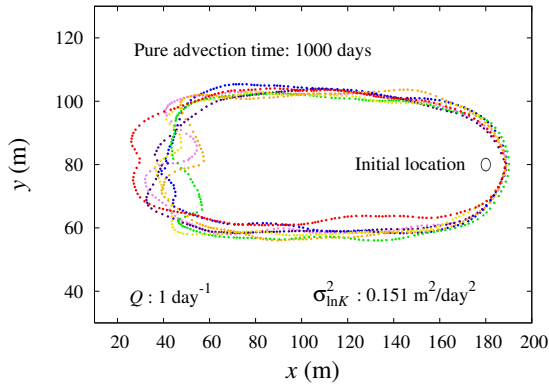


図-9 不均質度 $\sigma_{\ln K}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ 、揚水量 1 day^{-1} における移流時間 1000 日後の集水域分布の結果

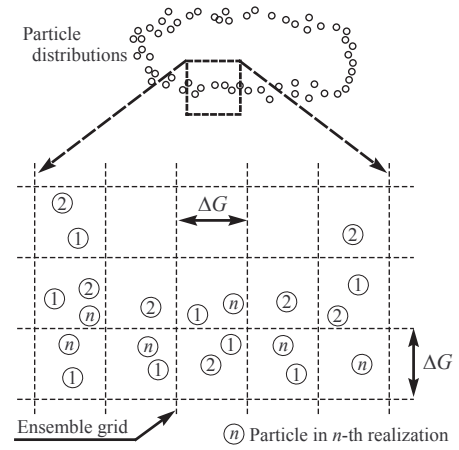


図-10 アンサンブル格子の設定

(4) 集水域のアンサンブル推定方法と推定結果

これまでの議論を踏まえて、不均質地盤に対する集水域の評価方法を検討する。後方粒子追跡解析に用いるパラメータは表-1に記すとおりであり、前節の結果を受けて、許容距離は $\Delta L = 3 \text{ m}$ に固定する。所定の不均質度に対して確率統計的に生成した 100 通りの透水係数分布と既定の揚水量条件の組み合わせの下で得られた流速分布に基づき、後方粒子追跡法を実施した結果の一例を図-9に示す。図には、不均質度 $\sigma_{\ln K}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ における移流時間 1000 日後の粒子群分布を 100 リアライゼーションの中からランダムに 7 つ抽出して描いている。不均質度は同じであっても、透水場を構成する透水係数分布はリアライゼーションごとに異なるため、連動して粒子群分布にも変化が生じ、結果的に粒子同士を結ぶ集水域形状もリアライゼーションごとに異なる。

すべてのリアライゼーションの粒子群分布結果を統合するため、本研究では、アンサンブル格子の導入を考案した。図-10に示すように、領域を間隔 ΔG の格子で覆い、1 番目から n 番目までのすべてのリアライゼーションに対する粒子分布を対象に、格子内に存在する粒子の数をカウントする。格子ごとに粒子総数とリアライゼーション数の比を求めることで、集水域の一部となる確率として各格子を評価する。すなわち、格子 i が集水域の一部となる確率を P_G^i 、格子 i の中にある粒子数を NPG^i 、リアライゼーションの総数を Rz とすると、

$$P_G^i = \frac{NPG^i}{Rz} \quad (11)$$

により、アンサンブル格子ごとに集水域の一部となる確率をアンサンブル推定する方法である。

このとき、格子間隔 ΔG の値によっては、格子 i が集水域の一部となる確率 P_G^i が 1 を超える可能性もあり、逆に、小さい格子間隔では適切な確率の評価が難しくなる。粒子挿入法の許容距離は $\Delta L = 3 \text{ m}$ に設定していることを考慮すると、リアライゼーションや揚

水量に関わらず、粒子同士の幾何距離は 3 m を超えることはない。そのため、格子間隔 ΔG の値を 3 m 以上に設定すると、1 つの格子内に複数の粒子が存在する可能性が出てくる。また、粒子間隔は粒子融合の設定距離 $\Delta S = 0.2 \text{ m}$ よりも小さくならないため、

$$\Delta S < \Delta G < \Delta L \quad (12)$$

が ΔG を定める基準となる。本研究では、 ΔS と ΔL の平均値に近い $\Delta G = 2 \text{ m}$ に設定した。

不均質地盤 $\sigma_{\ln K}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ に対する後方粒子追跡法の結果を検討するため、200 日、400 日、600 日の移流時間に対する集水域分布のアンサンブル結果を平均面積と平均周長とともに図-11に示す。揚水量条件は 1 day^{-1} であり、図中のカラーバーは前述したアンサンブル格子が集水域を構成する確率である。時間の経過とともに、集水域の面積と周長は増加する一方で、 x 座標成分の小さい領域ほどアンサンブル格子が集水域を成す確率は低下する傾向にある。これは総リアライゼーション数に比してアンサンブル格子内に存在する粒子数が少ない結果を反映しており、不均質性を有する透水場の集水域推定において不確実性の高い領域であることを示唆している。既定量の揚水がある場合、不均質の程度に関わらず強制的に揚水井周辺の地下水は揚水井に向かって流入することになる。そのため、揚水井に比較的近い領域では、揚水量に依存して集水域と非集水域の境界部分は概ね定まると推測される。この点を確認するため、同一の不均質地盤に対して、揚水量を 3 day^{-1} に変えた場合の集水域分布のアンサンブル結果を図-12に示す。揚水量が異なるため、図-11の集水域よりも規模は大きくなるものの、揚水井との幾何距離が小さい領域ではアンサンブル格子の確率は大きくなる点や集水域の空間形状のばらつきは小さい点、逆に、揚水井との幾何距離が大きい領域ではアンサンブル格子の確率は低下する点は揚水量 1 day^{-1}

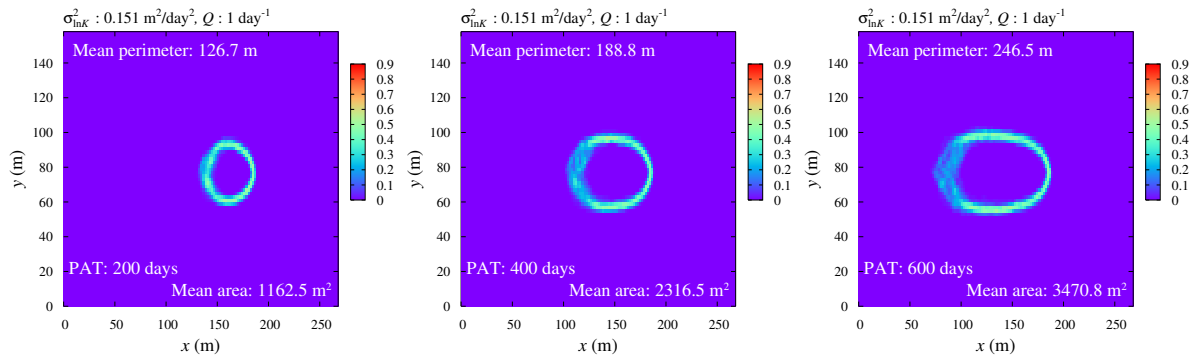


図-11 不均質度 $\sigma_{inK}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ ，揚水量 1 day^{-1} の集水域分布のアンサンブル結果

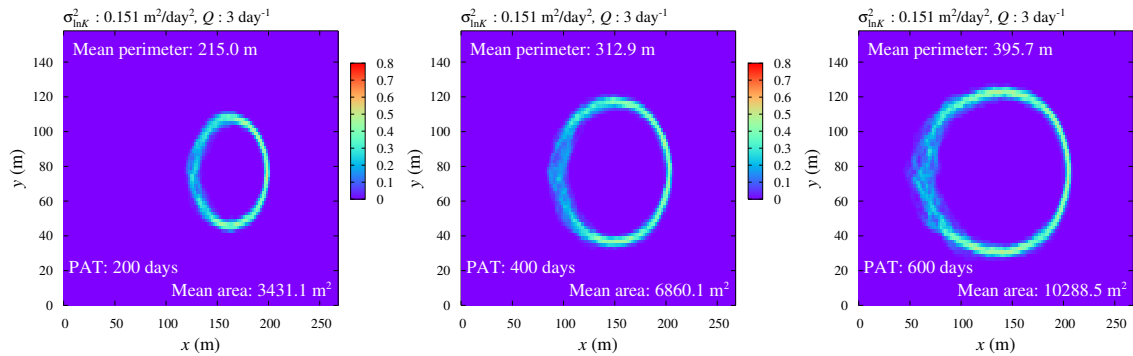


図-12 不均質度 $\sigma_{inK}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ ，揚水量 3 day^{-1} の集水域分布のアンサンブル結果

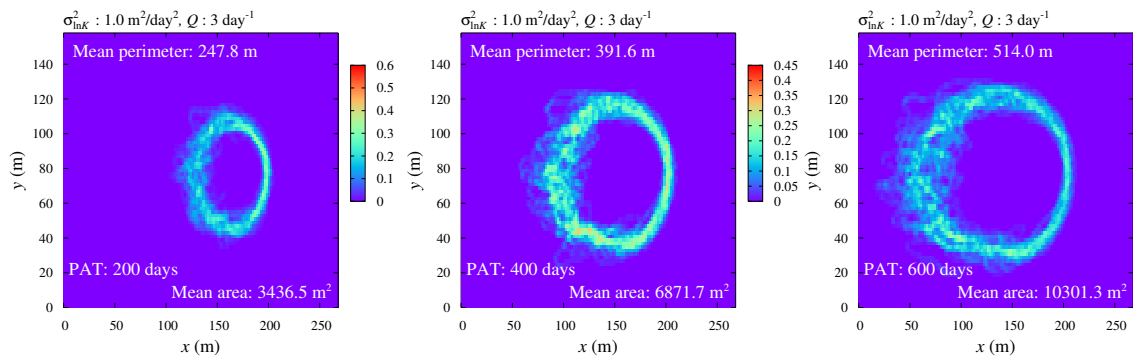


図-13 不均質度 $\sigma_{inK}^2 = 1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ ，揚水量 3 day^{-1} の集水域分布のアンサンブル結果

の状況と同じである。したがって、 $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ の低い不均質度を有する対象サイトでは集水域の空間形状は揚水量に依存して構成されると考えられる。

一方で、揚水量 3 day^{-1} の条件を与えた高不均質度 $1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ の地盤に対して、200 日、400 日、600 日の移流時間にて推定された集水域分布のアンサンブル結果を平均面積と平均周長とともに図-13 に示す。図-12 の結果と比較すると、集水域の平均面積に大きな差異はないものの、高不均質度になることで非ゼロの値となるアンサンブル格子の数が顕著に増えており、アンサンブル格子の取り得る最大確率が低下している。関連して、集水域の空間形状はばやけており、移流時間が長くなるにつれて空間形状の複雑さが顕著である。これは不均質度の増加に伴い、流線の形状は多様化して集水域の形状は複雑になり、特定のアンサンブル格子

に収まる確率は低下することが要因である。

対象領域を 2 m のアンサンブル格子で覆うと、10800 格子となる。そこで、非ゼロとなるアンサンブル格子を抽出すると、不均質度 $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ である図-12 の移流時間 600 日の結果では 1154 格子、同様に、不均質度 $1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ である図-13 では 2373 格子であり、約 2 倍に増えている。当該の格子について、各格子で算定された確率を平均すると、不均質度 $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ では、0.173、不均質度 $1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$ では、0.123 である。この結果からも不均質度が増すことによって、集水域となる可能性のある領域は増えるのに対して、各アンサンブル格子の確率は全体的に低下することがわかる。図-11 の移流時間 600 日の結果では、平均確率が 0.231 となることを考えると、不均質度に加えて、揚水量も集水域の推定確率を左右する要因と言える。

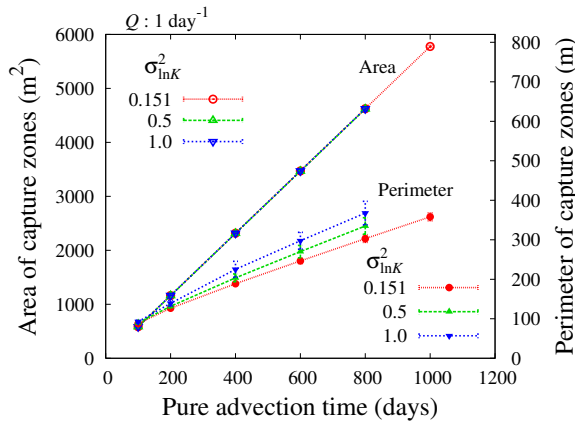


図-14 不均質地盤の集水域の平均面積と平均周長の時間推移

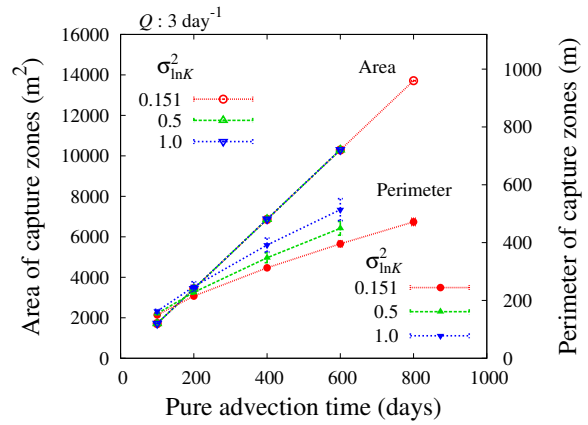


図-15 不均質地盤の集水域の平均面積と平均周長の時間推移

(5) 面積と周長

本研究において考案したナンバリング付き粒子挿入法の最大特徴は式(10)のストークスの定理を用いて、集水域の面積と周長を集水域分布と同時に求めることができる点にある。揚水量 1 day^{-1} の条件に対して、100個のリアライゼーションから算定された平均面積と平均周長の時間推移を不均質度ごとに図-14にプロットする。図には平均値に加えて、標準偏差の幅も記載する。

図に見られるように、また、図-11から容易に判断されるように、移流時間の進展とともに、集水域の面積と周長は拡大していく。集水域の面積は不均質度に依存しない結果が得られているのとは対照的に、集水域の周長は不均質度への依存性を示しており、不均質度の高い場合ほど集水域の周長は長く推定されている。図-15には、揚水量が 3 day^{-1} の場合の面積と周長に関する結果を示す。揚水量が変化することで、平均面積や周長の値は大きくなるものの、不均質度への依存性については、図-14の結果と同じである。地下水を揚水する際には、不均質度に関わらず、既定の揚水量に見合った地下水量が揚水井に集まるため、所定の時間内に揚水できる領域、すなわち集水域の面積は不均質度に依存しないと推察される。一方で、不均質度の増加は流線の多様化につながり、また、流線上の流速ノルムの多様化につながるため、図-13に描かれているように、変化の大きい集水域の形状となる。そのため、集水域の周長は不均質度に依存して変動すると考えられる。

図-14と図-15では、移流時間が長い集水域ほど、平均周長に対する標準偏差も大きくなる傾向にあり、不均質度 1.0 の場合の揚水量 1 day^{-1} と 3 day^{-1} において、最大でそれぞれ約 30、約 38 である。この点は、周長の絶対値が大きくなることに連動して標準偏差の値も大きくなっている結果であり、100個のリアライゼーションに対して、標準偏差を算術平均で除した変動係数を算定すると、いずれの移流時間に対しても面積に対し

ては約 0.3、周長に対しては約 5 の変動係数である。したがって、移流時間に関する相対的なばらつきは小さいと考えられる。

4. 汚染物質の流入確率推定

(1) ランダムウォーク粒子追跡法

これまでの議論では、地下水を粒子に見立てて、既定の不均質度と揚水量、境界条件の下で得られた流線に沿った後方粒子追跡解析を実施した。つまり、式(4)にて表されるように、移流現象のみを考慮することで、集水域の時間変動を検討してきた。地下水管理の観点から対象サイトと揚水井の関係を考えると、揚水井の構成する集水域の推定に加えて、揚水井の有する浄化性能についても十分に議論の対象となり得る。

前章までに得られた粒子群を本来の流れ方向に従って移行させた場合、同一の移流時間を要してすべて粒子が同時に揚水井に到達する。ここで粒子を地下水ではなく、何らかの溶質、すなわち汚染物質に見立てると、揚水井へ至る過程は移流分散現象であるため、特に、分散現象の影響により粒子群の揚水井への到達時間にはばらつきが生じる^{7),21)}。本研究では、地下水揚水による帯水層の浄化の観点から、揚水井への汚染物質の流入確率を集水域推定と連携して検討した。数値解析により溶質の移流分散過程を捉えることに加えて、後方粒子追跡法にて与えた粒子群のマスバランスを維持するため、ランダムウォーク粒子追跡法^{9),22)}を適用した。

$$X_{p,i}(t + \Delta t) = X_{p,i}(t) + A_i(\vec{X}_p(t))\Delta t + \sum_{j=1}^2 B_{ij}(\vec{X}_p(t))\Xi_j\sqrt{\Delta t}, \quad i = 1, 2 \quad (13)$$

ここに、 $X_{p,i}(t)$ は時間 t における粒子位置の i 成分、 $\vec{X}_p(t)$ は粒子位置ベクトル、 Δt は時間増分、 Ξ_j は平均 0、分散 1 の正規乱数ベクトルである。また、 A_i は移流

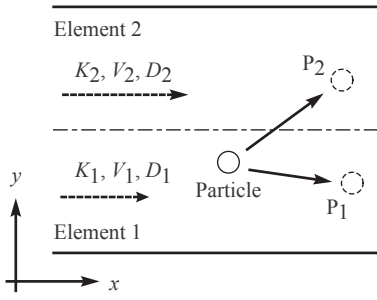


図-16 透水係数の異なる領域を行き来する粒子の挙動

を表すドリフトベクトルであり、次式にて定義される。

$$A_i = \frac{v_i(\vec{X}_p(t)) + \sum_{j=1}^2 \frac{\partial D_{ij}}{\partial x_j}(\vec{X}_p(t))}{R(\vec{X}_p(t))}, \quad i = 1, 2 \quad (14)$$

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¹⁸⁾。

$$D_{ij} = \alpha_T |\mathbf{v}| I_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_i v_j}{|\mathbf{v}|}, \quad i, j = 1, 2 \quad (15)$$

ここに、 α_L は縦分散長、 α_T は横分散長、 $|\mathbf{v}|$ は流速のノルム、 I_{ij} は単位マトリクスである。また、 B_{ij} は溶質の分散現象に関わる変位マトリクスである。

$$B_{ij} = \begin{pmatrix} \frac{v_1}{|\mathbf{v}|} \sqrt{\frac{2(\alpha_L |\mathbf{v}|)}{R}} & -\frac{v_2}{\Gamma} \sqrt{\frac{2(\alpha_T |\mathbf{v}|)}{R}} \\ \frac{v_2}{|\mathbf{v}|} \sqrt{\frac{2(\alpha_L |\mathbf{v}|)}{R}} & \frac{v_1}{\Gamma} \sqrt{\frac{2(\alpha_T |\mathbf{v}|)}{R}} \end{pmatrix} \quad (16)$$

$$\Gamma = \sqrt{v_1^2 + v_2^2} \quad (17)$$

透水係数の空間的に分布する不均質地盤では図-16に示すように、透水係数 K は有限要素ごとに異なる値を有している。そのため、要素間の流速 V に加えて、分散係数 D は異なるため、結果的に溶質粒子の分散挙動に影響を及ぼす⁹⁾。透水性の異なる領域を行き来する物質輸送モデルとして本研究では、次式により不均質領域内の粒子挙動を表す²³⁾。

$$P_1 = \frac{\sqrt{D_1}}{\sqrt{D_1} + \sqrt{D_2}} \quad (18)$$

$$P_2 = 1 - P_1 = \frac{\sqrt{D_2}}{\sqrt{D_1} + \sqrt{D_2}} \quad (19)$$

ここに、 P_1 は要素内に留まる確率、 P_2 は隣接要素への移行確率、 D_1 と D_2 は各要素の分散係数である。

ランダムウォーク粒子追跡法を適用するにあたり、溶質分散の度合いを表す縦分散長と横分散長は対象サイトの測定データ⁹⁾を基に、それぞれ 0.02 m と 0.005 m に設定し、遅延係数を単位量とすることで土粒子と溶質間の吸脱着は無いと仮定した。また、後方粒子追跡法にてリアライゼーションごとに得られた粒子群の空間分布、ならびに粒子の有する質量分布を初期条件として配置し、集水域を起点とした汚染物質粒子の輸送挙動を解析した。後方粒子追跡解析と同様に、井戸半

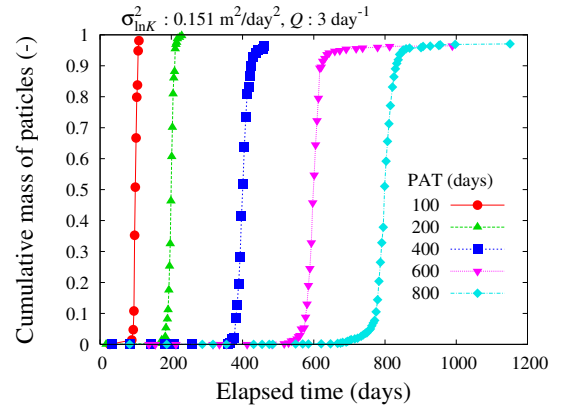


図-17 揚水井における累積質量変化の一例

径 r を考慮することにより、半径 r の描く円内に粒子が到達する、あるいは、円内を通過した場合に、該当粒子は揚水井に流入したと判定した。このとき、粒子が流入した時刻とその時の粒子質量をすべて記憶することで、揚水井の累積質量変化、すなわち、汚染物質の流入確率を推定した。

(2) 不均質性と揚水量の影響

図-17に、不均質度 $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ のケースを代表例として、揚水井での累積質量変化を示す。図の凡例に示す PAT は移流時間であり、後方粒子追跡法にて所定の移流時間経過した時点で得られた集水域から汚染物質が放出されていることを意味する。したがって、汚染物質を揚水井にて回収する場合、図-17に見られるように、移流時間の長い集水域ほど回収時間も長くなる。図-17は単一のリアライゼーションに対する結果であるため、移流時間の等しい集水域に対して、すべてのリアライゼーションについて同様の解析を実施し、揚水井に流入する粒子質量の時間変化をアンサンブル平均することで累積質量を流入確率とする推定手段をとった。

不均質度 $0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$ に対して、アンサンブル平均した流入確率の結果を図-18に示す。すべてのケースで最終的な流入確率は 1 に到達せず、微小な相違ではあるが、移流時間の長い集水域ほど、最終的な流入確率は低くなる。これは溶質分散の影響により、集水域外への粒子移動が起こり、揚水井に到達しない粒子が存在することに起因する。集水域外への移動が起こりやすい領域を考察するため、図-19には、揚水井に到達せずに、最下流域から領域外へ移動した粒子群の初期位置をプロットする。これらの粒子群は分散により集水域から非集水域へ移動することで、集水域には再流入せず、下流域へ流下した結果、1 に満たない流入確率になったと言える。改めて図-18を見ると、移流時間に関わらず、低揚水量の方が最終的な流入確率は低い傾向にある。高い揚水量の場合は分散よりも移流がよ

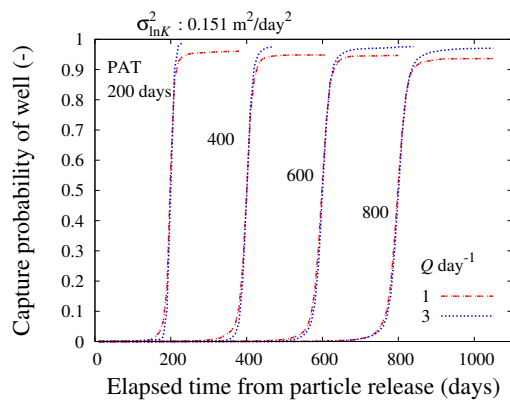


図-18 揚水井における物質流入確率の結果

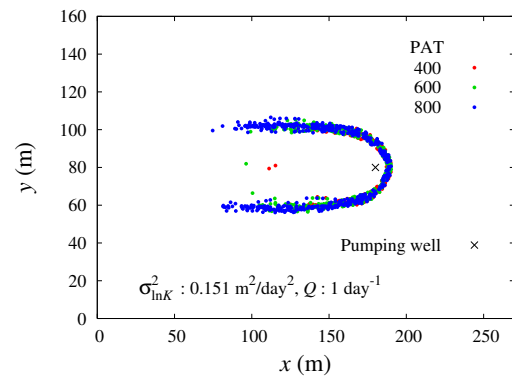


図-19 揚水井に到達せず、領域外へ移動した粒子群の初期位置

り卓越するため、集水域外へ移動する粒子数は減少し、揚水井の流入確率は上昇することになる。

帯水層の汚染修復を考えた場合、汚染物質の回収総量、すなわち、最大流入確率は最も関心のある事項となることから、不均質度と揚水量を組み合わせた全ケースに対する汚染物質の最大流入確率の結果を表-2の上部に列記する。低い揚水量と長い移流時間が最終的な流入確率を下げる要因になっており、全体的には、高い不均質性も流入確率の低下に作用する傾向にある。不均質度の増加は溶質分散度合いを増す方向に作用する^{9),22)}ため、流入確率の低下要因になると推察される。

(3) 化学的不均質性の影響

帯水層内における汚染物質の輸送過程では、一般的に、物質と土粒子間で吸脱着反応が生じる¹⁸⁾。地下水管理の一環として、揚水井の物質流入確率を推定する場合、吸脱着の影響、すなわち、化学的不均質性の影響を考慮できるモデルを扱うことは十分に考えられる²²⁾。そこで、実地盤の再現性を高める目的で、遅延係数の空間分布を化学的不均質性モデルとして考慮した。本研究では、透水係数と遅延係数の相関モデル²⁴⁾を採用することで、透水係数のリアライゼーションに応じた遅延係数の空間分布を生成した。

$R(\mathbf{x}) = 1 + \rho_b K_{dg} \exp(\beta(\ln K(\mathbf{x}) - \langle \ln K \rangle)) / n_p$ (20)
ここに、 \mathbf{x} は位置ベクトル、 $\langle \ln K \rangle$ は透水係数の幾何平均である。フィールドの結果や文献などを参考にし、分配係数の幾何平均 K_{dg} は $0.526 \text{ m}^3/\text{Mg}$ 、乾燥密度 ρ_b は 1.8 Mg/m^3 とした⁹⁾。また、定数 β は分配係数と透水係数の相関強さを表すファクターであり、固定値にすると透水係数と遅延係数の相関強さが唯一に定まり、化学的不均質性の多様性が薄れてしまう。そこで、文献²²⁾を参考に、定数 β は平均 -0.2 、分散 0.24 の正規確率変数と見なして 10^2 個生成し、透水係数のリアライゼーションごとに異なる β を設定した。つまりは、定数 β を正規分布として扱うことで、種々の相関強さ

を有する化学的不均質場となるように配慮した。

遅延係数を1で固定した場合と式(20)により化学的不均質性を考慮した場合の流入確率の結果を図-20に示す。不均質要因の増加は粒子の分散挙動のバラツキを増すことになるため、化学的不均質性を考慮すると流入確率は低下すると考えられる。領域外へ移動した粒子群の初期位置を化学的不均質性の有無に応じて比較するため、図-21に該当粒子をプロットする。図の点枠内に存在する粒子の数は化学的不均質性を考慮した場合の方が多く、不均質要因が増すことで集水域外に粒子移動する確率を上昇させ、結果として流入確率は低下したと考えられる。関連して、すべてのケースに対する汚染物質の最大流入確率の結果を表-2の下部に列記する。いずれのケースにおいても化学的不均質性を考慮した場合には、最大流入確率は低く推定されており、揚水量や透水係数の不均質に加えて、化学的不均質の有無も流入確率の推定を左右する因子になると言える。

5. 結論

本研究にて得られた成果は以下のとおりである。

1. オランダの砂質系サイトを対象として、測定データを基に透水係数の空間分布を地球統計学的に100パターン(100リアライゼーション)生成した。
2. 従来の粒子挿入法を改良することで集水域の空間形状のみならず、集水域の面積と周長を容易に求めるナンバリング付き粒子挿入法を考案した。
3. リアライゼーションごとに推定される集水域の結果をアンサンブル推定する方法として、アンサンブル格子の導入を提案した。
4. 高不均質度、高揚水量の場合ほど、非ゼロの確率値となるアンサンブル格子の数は増加し、アンサンブル格子の取り得る最大確率が低下することがわかった。すなわち、透水係数分布の不均質度と揚水量の増加は集水域分布の推定確率を低下させる

表-2 汚染物質の最大流入確率の結果

PAT (days)	$\sigma_{\ln K}^2 = 0.151 \text{ m}^2/\text{day}^2$		$\sigma_{\ln K}^2 = 0.5 \text{ m}^2/\text{day}^2$		$\sigma_{\ln K}^2 = 1.0 \text{ m}^2/\text{day}^2$	
	$Q = 1 \text{ day}^{-1}$	3 day^{-1}	1 day^{-1}	3 day^{-1}	1 day^{-1}	3 day^{-1}
遅延係数を固定したモデル ($R = 1$)						
200	0.962	0.988	0.957	0.995	0.950	0.999
400	0.954	0.975	0.942	0.990	0.934	0.968
600	0.947	0.976	0.937	0.970	0.926	0.963
式 (20) により遅延係数の空間変動を考慮したモデル						
200	0.913	0.951	0.924	0.958	0.907	0.987
400	0.930	0.933	0.882	0.923	0.875	0.944
600	0.884	0.932	0.937	0.958	0.864	0.946

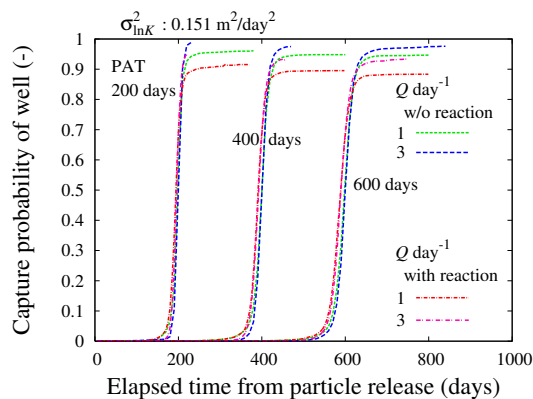


図-20 揚水井における物質流入確率の結果

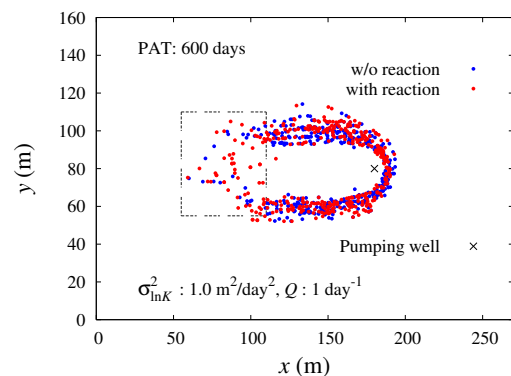


図-21 化学的不均質性の有無に応じた領域外へ移動した粒子群の初期位置の比較

方向に作用する結果を得た。

5. 集水域の推定面積は不均質度に依存しないのに対して、推定周長は不均質度に依存することがわかった。
6. 推定した集水域を汚染物質の初期配置として、揚水井に到達する質量割合を流入確率として求めた。その結果、低揚水量の方が揚水井への汚染物質の流入確率の低下に作用する結果を得た。
7. 化学的不均質性を考慮することは、流入確率の変動に寄与することがわかった。

謝辞: 本研究を遂行するにあたり、オランダ・デルフト工科大学の Uffink 博士にはフィールドデータを提供していただき、また貴重な助言をいただいた。ここに記して深謝の意を表する。

参考文献

- 1) Bedient, P.B., Rifai, H.S. and Newell, C.J.: *Ground water contamination: transport and remediation*, Prentice Hall, 604p., 1999.
- 2) Christ, J. and Goltz, M.: Hydraulic containment: analytical and semi-analytical models for capture zone curve delineation, *J. Hydrol.*, Vol.262, No.1-4, pp.224-244, 2002.
- 3) van Leeuwen, M., Butler, A.P., te Stroet, C.B.M. and Tompkins, J.A.: Stochastic determination of the well capture zones conditioned on regular grids of transmissivity measurements, *Water Resour. Res.*, Vol.36, No.4, pp.949-957, 2000.
- 4) Feyen, L., Dessalegn, A.M., de Smedt, F., Gebremeskel, G. and Batelaan, O.: Application of a bayesian approach to stochastic delineation of capture zones, *Ground Water*, Vol.42, No.4, pp.542-551, 2004.
- 5) 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.*, Vol.237, No.3-4, pp.127-146, 2000.
- 6) Guadagnini, A. and Franzetti, S.: Time-related capture zones for contaminants in randomly heterogeneous formations, *Ground Water*, Vol.37, No.2, pp.253-260, 1999.
- 7) 井上一哉, 光田和希, Uffink, G.J.M., 田中勉: 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, 応用力学論文集, 土木学会, Vol.13, pp.847-858, 2010.
- 8) Riva, M., Guadagnini, A. and De Simoni, M.: Assessment of uncertainty associated with the estimation of well catchments by moment equations, *Adv. Water Resour.*, Vol.29, No.5, pp.676-691, 2006.
- 9) Uffink, G.J.M.: Analysis of dispersion by the random walk method, *Ph.D. Dissertation, Delft University of Technology*, 150p., 1990.
- 10) Turcke, M.A. and Kueper, B.H.: Geostatistical analysis of

- the Borden aquifer hydraulic conductivity field, *J. Hydrol.*, Vol.178, No.1-4, pp.223–240, 1996.
- 11) Hubbard, S.S. and Rubin, Y.: Hydrogeological parameter estimation using geophysical data: a review of selected techniques, *J. Contam. Hydrol.*, Vol.45, No.1-2, pp.3–34, 2000.
 - 12) Deutsch, C.V. and Journel, A.G.: *GSLIB: Geostatistical software library and user's guide*, Oxford University Press, 340p., 1992.
 - 13) Ghori, S.G., Heller, J.P. and Singh, A.K.: An efficient method of generating random permeability fields by the source point method, *Math. Geol.*, Vol.25, No.5, pp.559–572, 1993.
 - 14) Bear, J.: *Dynamics of fluids in porous media*, Dover Publications, 764p., 1972.
 - 15) 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, Vol.313, pp.37–46, 1981.
 - 16) Moutsopoulos, K.N., Gemitzi, A. and Tsihrintzis, V.A.: Delineation of groundwater protection zones by the backward particle tracking method: theoretical background and GIS-based stochastic analysis, *Environ. Geol.*, Vol.54, No.5, pp.1081–1090, 2009.
 - 17) Nahum, A. and Seifert, A.: Technique for backward particle tracking in a flow field, *Phys. Rev. E*, Vol.74, 016701, 2006.
 - 18) Zheng, C. and Bennett, G.D.: *Applied contaminant transport modeling*, Wiley Interscience, 621p., 2002.
 - 19) Schafer-Perini, A.L. and Wilson, J.L.: Efficient and accurate front tracking for two-dimensional groundwater flow models, *Water Resour. Res.*, Vol.27, No.7, pp.1471–1485, 1991.
 - 20) クライツィグ・エルヴィン著, 堀素夫訳: 線形代数とベクトル解析 技術者のための高等数学 2, 培風館, 282p., 2003.
 - 21) Roelsma, J.: *Vergelijkende modelstudie naar de belasting van het grondwater met nitraat voor het intrekgebied 't Klooster*, Open Universiteit, 186p., 2001 (in Dutch).
 - 22) Tompson, A.F.B.: Numerical simulation of chemical migration in physically and chemically heterogeneous porous media, *Water Resour. Res.*, Vol.29, No.11, pp.3709–3726, 1993.
 - 23) 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.*, Vol.34, No.4, pp.435–456, 2002.
 - 24) 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.*, Vol.27, No.10, pp.2619–2632, 1991.

(2014. 6. 20 受付)

Ensemble estimation of time-related capture zones and capture probability of pumping well in heterogeneous aquifers using particle tracking approaches

Kazuya INOUE, Saki MATSUYAMA and Tsutomu TANAKA

This paper presented a new ensemble estimation for capture zones of pumping well as well as for those area and perimeter using backward particle tracking. Geostatistically generated hydraulic conductivity fields having different heterogeneity were of concern to estimate time-related capture zones, showing that the increase of heterogeneity leads to ambiguous capture zones. Random walk particle tracking was applied to assess the capture probability of well that initial particle distributions comprising capture zones are extracted by the well. Ensemble of the mass evolutions associated with all realizations exhibited the effects of heterogeneities not only in hydraulic conductivity fields but in retardation fields on the capture probability.