

ISSN 1346-7328

国総研資料 第627号
平成23年3月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.627

March 2011

東京湾における推定ゴミ流入量の水平拡散係数に対する依存性

片岡智哉・日向博文

Dependence on horizontal diffusivity of estimated inflow
of drifting litter in Tokyo bay

Tomoya KATAOKA, Hirofumi HINATA

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

東京湾における推定ゴミ流入量の水平拡散係数に対する依存性

片岡智哉*・日向博文**

要 旨

短波海洋レーダによる観測結果を用いた中立粒子実験に基づき、東シナ海を対象として開発された双方向粒子追跡法とラグランジュ未定乗数法による逆推定法の東京湾への適用性と推定精度を確認した。特に水平拡散係数が流入源と流入量の推定精度に及ぼす影響について詳細に検討した。その結果、流入源位置の推定精度が10km以内、流入量の推定精度は2倍以内であることが明らかとなり、これら推定方法の東京湾への適用性が確認できた。真値に対して過大な水平拡散係数を計算に使用すると中立粒子の拡散スケールが実際よりも大きくなるため間違った流入源位置を特定する可能性が高くなる。また、流入源位置の推定精度は水平拡散係数だけでなく水平シアによる分散効果にも依存する。真値に対して過小な拡散係数を用いた場合でも分散効果が大きい場には中立粒子が広範囲に広がり、その結果間違った流入源を推定する可能性が高くなる。一方、流入量についても真値に対して過大な水平拡散係数を与えると同様な理由から流入量は過大に推定される。しかしながら、その影響の度合いは鈍く、真値に対して2倍程度の水平拡散係数を計算に用いれば、推定精度は1.6倍程度、真値に対して1オーダー大きい水平拡散係数を用いた場合でも推定精度は6倍程度である。

キーワード：漂流ゴミ，逆推定法，水平拡散係数，東京湾，短波海洋レーダ

*沿岸海洋研究部沿岸域システム研究室研究員

**沿岸海洋研究部沿岸域システム研究室長

〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 国土交通省国土技術政策総合研究所

電話：046-844-5025 Fax：046-844-5074 e-mail: kataoka-t852a@ysk.nilim.go.jp

Dependence on horizontal diffusivity of estimated inflow of drifting litter in Tokyo bay

Tomoya KATAOKA*
Hirofumi HINATA**

Synopsis

As a first step toward understanding of the marine litter balance in Tokyo Bay, we confirmed applicability and accuracies of the two-way particle-tracking model (PTM) and the inverse method using a Lagrange multiplier developed by Isobe et al. (2009) and Kako et al. (2010) for the East China Sea based on particle tracking experiments using high-frequency ocean surface radar-derived surface current velocities. We emphasized on the dependence of the accuracies of these methods on horizontal diffusivities (HDs). It is found that the two-way PTM and the inverse method can be applicable to Tokyo Bay: the errors of positioning of the marine litter sources from the two-way PTM are within 10km; those of marine litter inflow estimations are less than twice. These errors satisfactorily meet our needs.

The locations of the positioned sources depend on the HDs: the possibility of positioning erroneous sources by the two-way PTM become high as the HD becomes large. In addition, the errors depend on the strengths of the horizontal dispersion field produced by the horizontal velocity shears. The possibility become high for the current fields in which the horizontal velocity shears highly develop. Also, when the HDs are larger than the corresponding true HDs, the inflows are overestimated. However, the dependence of the estimation on the HD is not linear: if the HD is larger than twice the true diffusivity, estimated inflows are less than twice the true inflows. Even if the HD is one order of magnitude greater than the true diffusivity, the estimated inflows are smaller than six times the true inflows.

Key Words : drifting litter, inverse method, horizontal diffusivity, Tokyo Bay, high frequency ocean surface radar

* Researcher of Coastal Zone Systems Division , Coastal and Marine Department
** Head of Coastal Zone Systems Division , Coastal and Marine Department
3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan
Phone : +81-468-44-5025 Fax : +81-468-44-5074 e-mail:kataoka-t852a@ysk.nilim.go.jp

目 次

1. はじめに	1
2. 数値実験	2
2.1 漂流ゴミ回収データ	2
2.2 HFレーダ観測による表層流速データ	3
2.3 疑似回収データの作成	4
2.4 流入源および流入量の推定方法	5
3. 結果	7
3.1 流入源の推定結果	7
3.2 流入量の推定結果	10
4. 議論	11
4.1 流入源の推定精度に及ぼす水平拡散係数の影響	11
4.2 流入量の推定精度に及ぼす水平拡散係数の影響	13
5. 結論	13
6. おわりに	14
謝辞	14
参考文献	14
付録A	16
付録B	16

1. はじめに

近年、我が国沿岸域における漂流・漂着ゴミ問題が顕在化しつつあり、沿岸環境への影響懸念や経済的な被害に関する数多くの報告がなされている^{1)~6)}。最近ではプラスチック製ゴミに含まれる化学汚染物質に着目した研究が始められている。漂流・漂着ゴミは海岸や海洋における新たな汚染物質輸送媒体として注目され始めている^{1)~4)}。また、2009年9月には大量の流木が鹿児島市と種子島と屋久島を結ぶフェリー航路を横断したために高速船が長期欠航となり海運業者に経済的な打撃を与えたことは記憶に新しい^{5)~6)}。

国土交通省関東地方整備局（以下、関東地整）は東京湾における海洋環境整備事業として湾内一般海域（図-1）で漂流ゴミを回収している。漂流ゴミの多くは陸域から河川を介して湾内に流入していると想定されるが、詳細な流入源、流入量や流入時期は明らかになっていない。漂流ゴミによる湾内環境への影響を評価していくためにはまずゴミの流入量や流入時期を把握することが重要である。また、海洋環境整備船の効率的な運用を図る上でもゴミの流入源、流入量や流入時期を把握することが基本となる。

流入源の推定に関する既往の研究例としては使い捨てライターに記載されている住所等の情報⁷⁾や漂着ゴミに付いているバーコードや製造番号⁸⁾を指標とした方法が一般的である。しかしながら、これらの方法はある特定ゴミの流入源しかわからない上に紫外線や波浪等の影響で上記の情報が得られない場合が多いという欠点がある。また、流入量の推定に関しては河川でゴミを直接採取し、その採取量から流入量を推定した事例⁹⁾、あるいは海岸調査及びアンケート調査の結果とゴミの回収量に関する資料から適当な係数を決め、河川からの流入量等を推算し、瀬戸内海の収支を試算した事例¹⁰⁾がある。前者は河川でゴミを直接採取するため、結果の信頼性は非常に高いが、労力を要するため継続的に複数の河川で流入量を計測することが困難である。また、後者については方法自体の妥当性や推算した流入量に関する検証が現時点では不十分である。

一方、Kako et al.(2010)¹¹⁾（以下、K2010）は五島列島福江島八朔海岸で行った漂着ゴミ調査の結果と数値モデルを用いて東シナ海におけるゴミの流入源及び流入量の推定を行った。その結果、推定流入源については同海岸で回収した使い捨てライターから推測された流入源分布と良く一致する分布パターンを得ることが出来た。また、推定流入量に相当する中立粒子を推定流入源に放流する

hindcast 実験を行ったところ、八朔海岸に漂着するゴミ量を数値モデル上で上手く再現することに成功した。さらにKako et al.(2011)¹²⁾は同様のhindcast 実験を行い、五島列島奈留島大串海岸に設置したウェブカメラの撮影画像から計算した漂着ゴミ被覆面積の変動パターンを上手く再現している。この手法の特徴は、対象海域の表層流動場と対象海域内のある地点でのゴミの回収量・回収場所・回収日時のデータ（以下、回収データ）が揃えば、回収したゴミの流入源、その流入源におけるゴミの流入量と流入時期が推定可能な点にある。さらに、この推定方法は定期的なゴミ回収データと組み合わせることで、流入量の時間変化を推測することができるという長所もある。

東京湾の場合、一般海域における漂流ゴミの回収量、種類及び回収日は関東地整によってデータベース化され管理されている。また、東京湾の表層流動場は、同じく関東地整が整備している短波海洋レーダ（以下、HFレーダ）によってほぼ全域のデータが1時間毎に空間解像度1.5kmで計測されている。したがって、これらのデータとK2010の方法を応用することで東京湾に流入するゴミの流入源、流入量と流入時期を明らかにすることが期待できる。しかしながら、東シナ海と東京湾では表層流動場の時空間スケールが大きく異なるため、推定方法の適用性や推定精度について確認しておく必要がある。また、この推定方法にはランダムウォークの効果を入れた粒子追跡計算が含まれているため、水平拡散係数が推定精度に影響を及ぼす可能性がある。例えば、実海域の水平拡散に対して過大な水平拡散係数を計算に用いると、粒子群の水平スケールが実際よりも大きくなり、間違った流入源を特定してしまう可能性や流入量を過大に評価する可能性が想定される。

そこで、本研究ではHFレーダで計測された表層流動場を用いた数値実験を行い、K2010の方法の東京湾への適用性と推定精度について確認する。特に水平拡散係数が流入源と流入量の推定精度に及ぼす影響について詳細に検討することを目的とする。

本報告の構成を以下に示す。第2章では数値実験に用いたデータ、および数値実験方法について説明する。第3章では数値実験で得られた推定流入源と推定流入量の結果を示し、続く第4章で数値実験結果から流入源、流入量の推定精度に与える水平拡散係数の影響について述べる。第5章で本研究の結論をまとめ、最後の第6章では今後の課題と研究の展開について述べる。

2. 数値実験

数値実験では予め流入源とそこから流入するゴミ量の時間変化を決めておき、この流入源と流入量を真値として扱う(図-2①)。続いて漂流ゴミに見立てた中立粒子をHFレーダで計測された流れによってある程度の時間漂流させた後、関東地整の回収データを参考に擬似回収データ(回収時刻, 回収位置, 回収量)を作成する(図-2②)。そしてこの擬似回収データからK2010の方法に基づき流入源と流入量を推定する(図-2③)。その際、粒子の漂流計算に用いる水平拡散係数として6つの異なる値を使用する。最後に、推定した流入源と流入量を真の流入源, 流入量と比較することで, 推定方法の東京湾への適用性及び推定精度を把握し, その推定精度に与える拡散係数の影響について検討する(図-2④)。以下, 擬似回収データ作成の参考とした実際の漂流ゴミ回収データおよび数値実験に用いたHFレーダによる湾内表層流速データについて説明し, 続いて数値実験方法について再度詳しく説明する。

2.1 漂流ゴミ回収データ

東京湾の一般海域(図-1)では関東地整が清掃兼油回収船「べいくりん」を用いて清掃活動を実施している。関東地整が管理する漂流ゴミ回収データベースに基づい

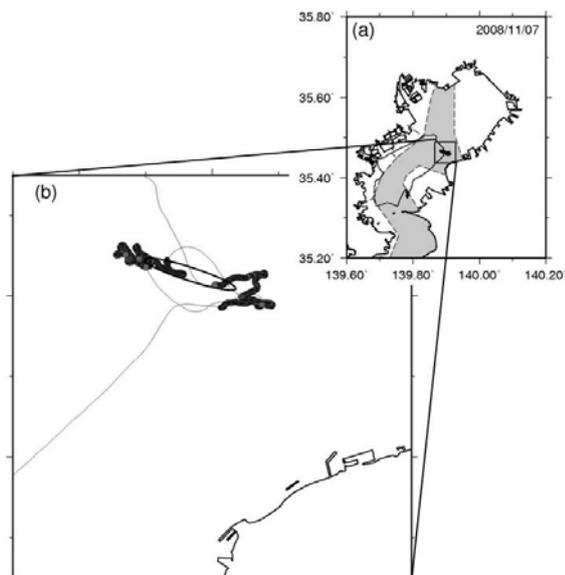


図-1 (a)2008年11月7日の航跡と航跡から推定した回収地点。実線は船跡, 黒丸は船速が4knot以下で航行した地点, 点線は港湾区域と一般海域の境界線, 灰色は一般海域を示す。(b)内に示す楕円は回収海域を楕円近似したものある。

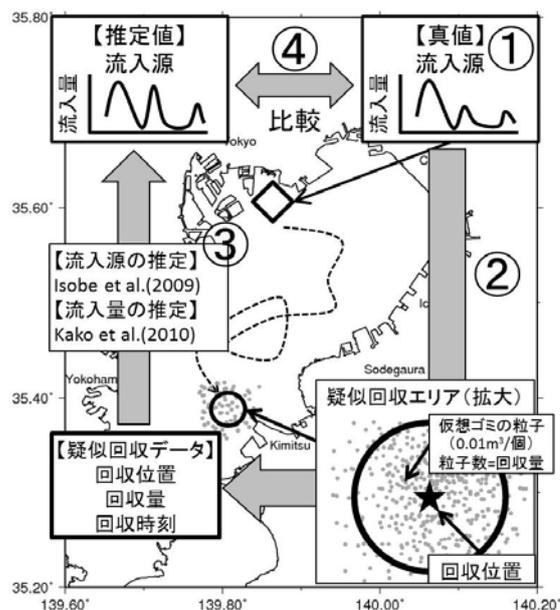


図-2 数値実験の概念図。

て2008年度における回収実績を調べてみると, 年間回収量は284m³, 日平均回収量は1.53m³である。出水時における平均日回収量は3.87m³であり, 8月29日に最大日回収量26.24m³を記録している。これに対して平常時の日平均回収量は0.86m³と出水時に比べて非常に少ないのが特徴である。

本研究では風圧流の影響が小さいゴミを対象として実験を行う。実際に回収されたゴミの種類では「葦・草」, 「木片」, 「木材」, 「竹」, 「ビニール袋」の5種類が該当する。2008年度一年間の全回収量に占めるこれらのゴミの回収量の割合は83%に達する。全回収量の大部分を占めるこれらのゴミの種類からも東京湾を漂流するゴミの多くが河川起源であることが推測できる。

一方, 関東地整が管理する漂流ゴミ回収データベースに詳細なゴミ回収時刻は含まれていない。そこでゴミ回収時刻, 回収位置は「べいくりん」の航走データに基づいて判断した。図-1は実際に航走データから判断した回収位置の事例を示す。ゴミを回収する際, 「べいくりん」の船速は3knot~4knotに減速される(関東地整千葉港湾事務所ホームページ: <http://www.pa.ktr.mlit.go.jp/chiba/bay.htm>)。航走データから4knot以下に減速した地点をプロットすると, それらの地点は楕円状に分布していることが分かる。ここでは示さないが減速時における航跡の多くがこの様な楕円状になっていた。漂流ゴミは海面に一樣に分布しているのではなく, パッチ状になり湾内を漂流しているものと推測される。「べいくりん」はこのパッチ内を蛇行しながら楕円内の複数地点で漂流ゴミを

回収していると推測される．このゴミ回収時における航跡から回収範囲（漂流ゴミのパッチスケールに相当）を楕円近似しその面積を求めたところ，2008年度における1地点当たりの平均回収面積は約76,500m²となった．

2.2 HF レーダ観測による表層流速データ

数値実験に用いた表層流速は，関東地整が整備するHFレーダによって観測されたものである（東京湾環境情報センターホームページ：http://www.tbeic.go.jp/radar_tbeic/index.asp）．HFレーダによって観測された流速値には突発的なノイズが含まれている．そこでノイズを除去するため，まず調和解析によって視線方向流速を潮流成分と残差流成分に分解した．続いて残差流成分について観測期間における標準偏差（ σ ）を計算し，平均流速との差の絶対値が 3σ よりも大きな流速をノイズ成分としてカットした．ノイズ除去後の残差流成分を時間的に線形補間し，潮流成分と再合成することで視線方向流速データセットを作成した．次にノイズを除去した視線方向流速を東西南北1.5km間隔の格子点（図-3）でベクトル合成（以下，合成地点）¹³し，表層流速ベクトルを計算した．

複数局の視線方向流速のベクトル合成により直接流速ベクトルが得られるのは湾内347格子点の内250格子点である．ベクトル合成ができない97格子点（以下，補間地点）は岸沿いに位置している（図-3）．東京湾で回収されたゴミの多くは河川起源であると推測されるため，流入源やゴミ流入量を推定するためには河口付近までの

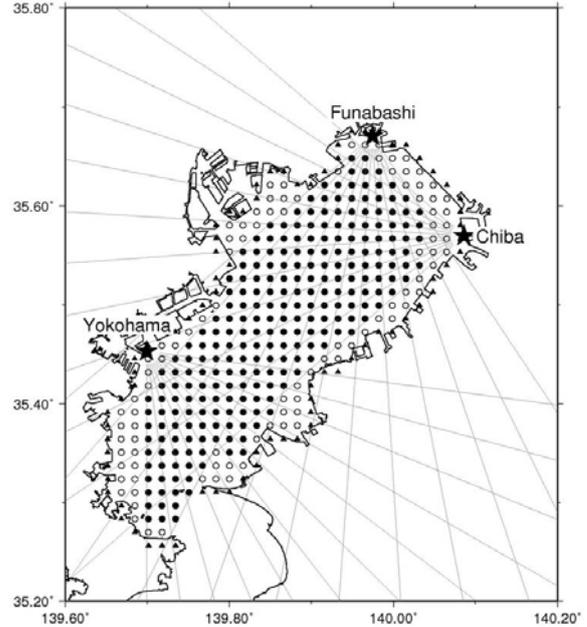


図-3 HFレーダ観測地点と補間地点．黒丸は合成地点，白丸は補間地点，黒三角は陸域格子点，黒星はレーダ局の位置を示す．

表層流速が必要となる．そこで補間地点における表層流速を空間補間によって求めることにした．HFレーダの表層流速の空間補間については，視線方向流速成分を用い繰り返し計算によってHFレーダ計測範囲内の流線関数を推定する方法¹⁴が提案されている．しかしながら，東京湾の場合，海岸線の地形が複雑であるため，この推定法を適用できる補間地点数は限られている．そこで本研究では補間地点から5kmの範囲内にある既知の流速値

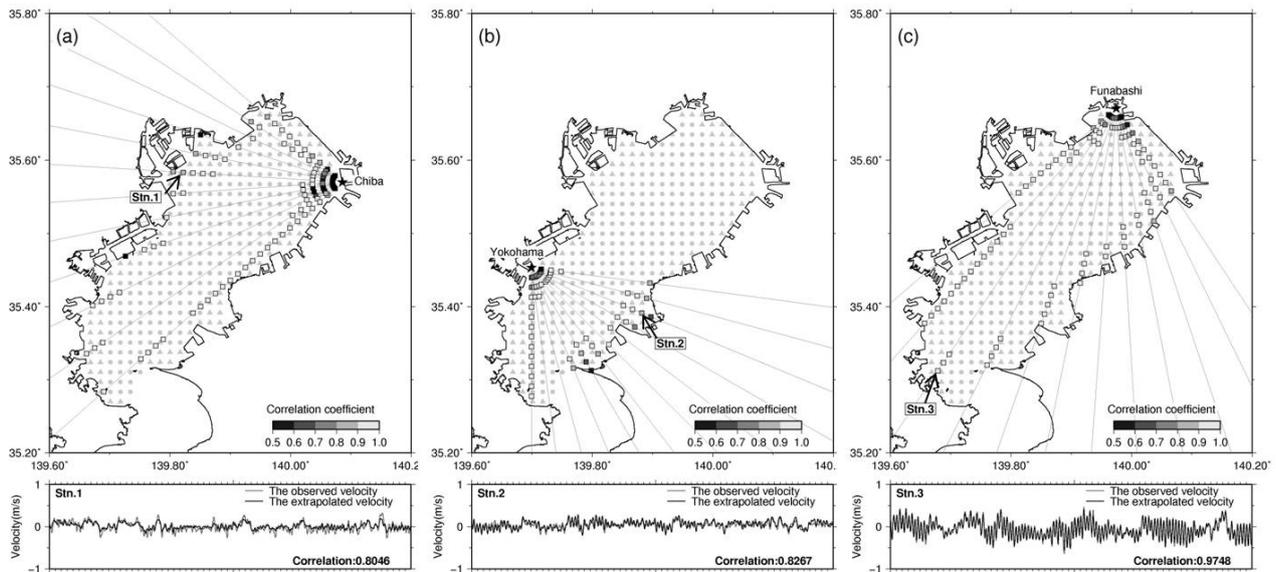


図-4 視線方向流速の観測値と補間値の相関分布．((a)千葉局レーダ，(b)大黒埠頭局レーダ，(c)船橋局レーダ) 薄い灰色の丸は合成地点，薄い灰色の三角は補間地点，四角は視線方向流速の比較地点を，四角の色は相関係数を示す．相関分布図の下はStn.1～Stn.3の観測値と補間値の時系列の比較．

から式(1)に基づいて補間地点の流速を計算した。

$$(u', v') = \sum_{i=1}^n (u_i, v_i) / r_i^2 \bigg/ \sum_{i=1}^n 1/r_i^2 \quad (1)$$

ここに (u', v') は補間地点の流速成分, (u_i, v_i) は格子点 i における流速成分, r_i は補間地点から格子点 i までの直線距離, n は補間地点を中心として半径 5km の範囲に含まれる格子点数である. なお, 補間流速を計算するにあたり合成地点に隣接する補間地点から海岸線に向かって順次計算していき, 5km の範囲内に補間済みの流速値が含まれる場合はその流速値も既知として扱った. 陸域格子点 (図-3) の流速については 0m/s とした. ただしそのままでは陸域格子点と隣接する補間地点については補間流速が著しく小さくなったため, 補間地点から陸域格子点の距離 r_i は実際の距離の 2 倍の値を用いた. 補間地点が位置する岸沿いの海域では, 船橋から千葉沖を除いて一局の HF レーダによる視線方向流速が得られている. そこで式(1)による補間流速の妥当性を検証するため, 岸沿いの海域内にある HF レーダ観測地点において視線方向流速観測値と補間流速から空間内挿で求めた視線方向流速補間値の比較を行った (図-4). レーダ局近傍で相関が低いのは, レーダ局近傍 (1.5km~3.0km) での流速測定精度が遠方と比べて低下するというレーダ仕様上の問題である. 陸域格子点近傍の観測地点では相関が若干低くなっているが, これは空間補間を行う際の陸域格子点の重みの与え方の問題である. しかしながら, 相関が低い観測地点は局所的であるため, 東京湾全域を対象とする粒子追跡計算に基づいた流入源や流入量の推定結果への影響は小さいと仮定し, これらの補間流速を以後の計算に用いた. なお, 最適な重みの与え方については今後の検討課題としたい. その他については多くの地点で 0.8 以上の相関を示しており, 湾内表層ほぼ全域の妥当な流速データセットを作成することができた.

2.3 疑似回収データの作成

東京湾に流入する主要河川の内, 荒川と多摩川の河口を疑似流入源とした. 以下, それぞれの位置を S1, S2 とする. ゴミ流入量については, 両地点とも湾内へのゴミの流入が多い出水時を想定して図-5 に示す時系列で与えた. 中立粒子 1 個当たり 0.01 m^3 のゴミ量として換算し, ピーク流入量は 1 時間当たり 60 m^3 とした. この値は二瓶らが推定した出水時における荒川からの一時間当たりのゴミ流入量に相当する⁹⁾.

S1 からの追跡期間は北寄りの風が卓越する 2008 年 8 月 30 日 午前 0 時~2008 年 9 月 2 日 午前 0 時とし, S2 に

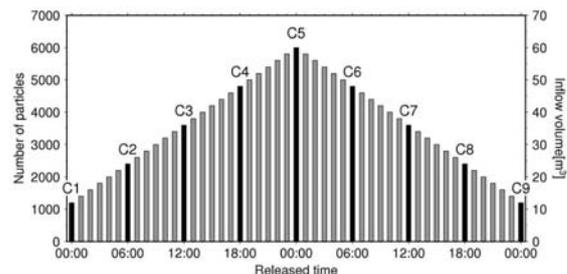


図-5 放流した中立粒子数 (左縦軸) とそれから換算した疑似流入量 (右縦軸) の時系列. 黒棒の時刻に放流した中立粒子は疑似回収データ作成に使用.

ついては南よりの風が卓越する期間を含む 2008 年 8 月 15 日 午前 0 時~2008 年 8 月 18 日 午前 0 時とした. ちなみに南 (北) よりの風が卓越する時期に S1 (S2) から中立粒子を放流すると, 数時間内にほとんどの粒子が岸に到着してしまうため疑似回収データの作成が困難であった.

疑似回収データを作成するため, S1 及び S2 から図-5 の時系列に従ってゴミに見立てた中立粒子を放流する粒子追跡計算を行った. 粒子追跡は式(2)に基づいて計算した¹⁵⁾.

$$\mathbf{X}^{t+\Delta t} = \mathbf{X}^t + \mathbf{U}\Delta t + \frac{1}{2} \left(\mathbf{U} \cdot \nabla_H \mathbf{U} + \frac{\partial \mathbf{U}}{\partial t} \right) \Delta t^2 + R \sqrt{2K_h \Delta t} (\mathbf{i}, \mathbf{j}) \quad (2)$$

ここに \mathbf{U} は HF レーダで観測された位置 \mathbf{X}^t における表層流速, R は平均 0 標準偏差 1 の乱数, K_h は水平拡散係数である. \mathbf{i} 及び \mathbf{j} はそれぞれ x 方向および y 方向の単位ベクトルである. HF レーダで観測された表層流速は 1 時間毎に 1.5km 間隔の格子点上で得られているため, ここでは時間ステップ毎 ($\Delta t = 5 \text{ min}$) に時空間的に線形内挿を行いながら粒子の位置を計算した. 水平拡散係数 K_h はスマゴリンスキーモデル¹⁶⁾ (以下, S-model) を用いて計算した. これは S-model を用いた数値モデルが東京湾の表層流動場を精度良く再現していること¹⁷⁾, また, 後ほど示す様に S-model で計算される水平拡散係数が内湾域における水平拡散係数の実測値^{18), 19)}と同オーダーとなるためである. なお, スマゴリンスキー定数は 0.10 を用いた¹⁷⁾.

次に粒子追跡計算に基づく漂流ゴミ疑似回収データの作成方法について説明する. 図-5 の時系列に従って放流した中立粒子の内, 初期放流時刻 (S1: 8 月 30 日 午前 0 時, S2: 8 月 15 日 午前 0 時) から 6 時間毎に放流した中立粒子 (図-5 の黒色バー) を追跡し, 12 時間, 18 時間

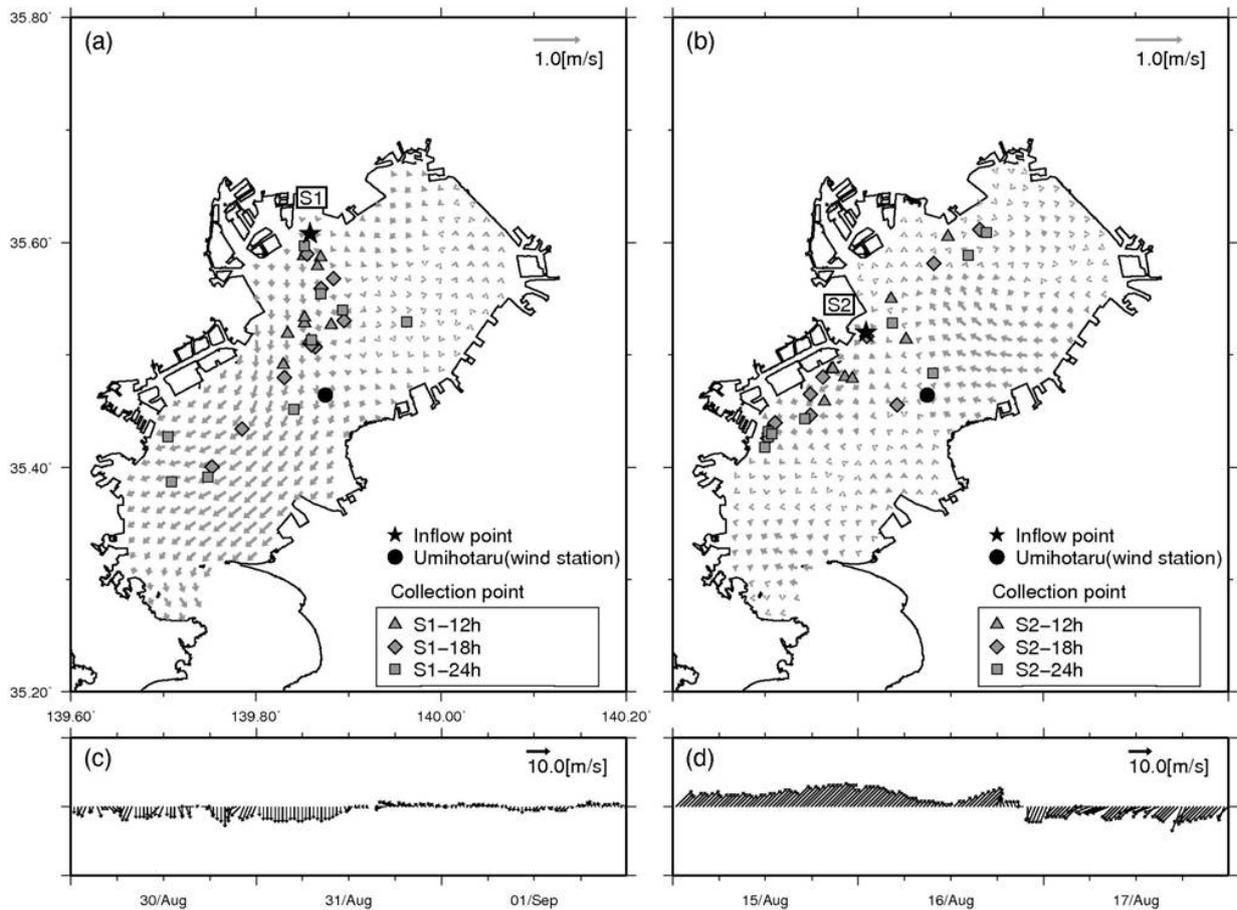


図-6 (a), (b) : 疑似流入源からの追跡期間中の平均流速場, 疑似流入源と疑似回収位置. (c), (d) : 追跡期間中の海ほたる (黒丸) における風向・風速.

間, 24 時間 (以下, 追跡時間) 後の粒子群の平均位置を疑似回収位置とした. ここで疑似回収位置を中心とする半径 150m の円 (以下, 疑似回収エリア) 内に存在する中立粒子数に 0.01m^3 をかけることによって疑似回収量を計算した. この疑似回収エリアは関東地整の平均回収面積 $76,500\text{m}^2$ と同面積の円に相当する. 以上の方法に基づいて作成した疑似的な回収位置を図-6 に回収量及び回収時刻を表-1 に示す. ここで S1 (S2) からの粒子追跡計算によって作成した疑似回収データを S1-data (S2-data) と呼ぶ. また放流してから 12 時間, 18 時間, 24 時間後の S1-data (S2-data) を用いた実験をそれぞれ S1-12h (S2-12h), S1-18h (S2-18h), S1-24h (S2-24h) と呼ぶ.

S1-data の疑似回収位置は, 放流期間中の北寄りの風によって発達した南下流によって S1 の南側に細長く分布している. 一方, S2-data の疑似回収位置は S2 を挟んで東京港側と横浜港側に分かれて分布するパターンとなった. また疑似回収量は S2-data の一部で 50m^3 以上の値があるが, これらを除く疑似回収量の平均値を見ると, S1

-data で 3.26m^3 , S2-data で 3.47m^3 である. これは出水時における関東地整の平均日回収量 3.87m^3 (2.1 節) と同等であり, 実際の回収量とほぼ対応している. 50m^3 以上の疑似回収量は海岸線付近に中立粒子が高密度に集積した結果である. 実際にはこうした海岸線付近のゴミは港湾管理者である地方公共団体が回収していると想定されるため, 今回の数値実験ではこれらの値を非現実的な値とせず利用した.

2.4 流入源および流入量の推定方法

本研究では K2010 同様, 流入源の推定方法として双方向粒子追跡法¹⁵⁾を, 流入量の推定方法としてラグランジュ未定乗数法を応用した逆推定法 (以下, 逆推定法)¹¹⁾を用いている. ここではこれらの方法の概略を説明する. 詳細については付録 A 及び付録 B を参照されたい.

双方向粒子追跡法ではまず, 統計学的に有意な数の中立粒子を疑似回収位置に配置し, HF レーダで観測された表層流速のベクトルを逆向きにして逆方向粒子追跡計算を行う. 逆方向粒子追跡計算で検出した複数の流入源候

表-1 疑似回収データ (回収時刻と回収量)

(a) S1 に関する実験

No.	Inflow date and time	Collection data					
		S1-12h		S1-18h		S1-24h	
		Date and time	Volume(m ³)	Date and time	Volume(m ³)	Date and time	Volume(m ³)
C1	8/30 0:00	8/30 12:00	1.53	8/30 18:00	0.58	8/31 0:00	0.16
C2	8/30 6:00	8/30 18:00	0.82	8/31 0:00	0.55	8/31 6:00	0.7
C3	8/30 12:00	8/31 0:00	6.17	8/31 6:00	2.96	8/31 12:00	2.87
C4	8/30 18:00	8/31 6:00	4.97	8/31 12:00	6.37	8/31 18:00	8.52
C5	8/31 0:00	8/31 12:00	4.5	8/31 18:00	3.73	9/1 0:00	3.41
C6	8/31 6:00	8/31 18:00	4.39	9/1 0:00	3.18	9/1 6:00	2.73
C7	8/31 12:00	9/1 0:00	1.76	9/1 6:00	0.52	9/1 12:00	0.54
C8	8/31 18:00	9/1 6:00	10.33	9/1 12:00	5.91	9/1 18:00	3.02
C9	9/1 0:00	9/1 12:00	3.83	9/1 18:00	2.58	9/2 0:00	1.48

(b) S2 に関する実験

No.	Inflow date and time	Collection data					
		S2-12h		S2-18h		S2-24h	
		Date and time	Volume(m ³)	Date and time	Volume(m ³)	Date and time	Volume(m ³)
C1	8/15 0:00	8/15 12:00	0.5	8/15 18:00	0.08	8/16 0:00	1.24
C2	8/15 6:00	8/15 18:00	1.23	8/16 0:00	0.68	8/16 6:00	0.26
C3	8/15 12:00	8/16 0:00	3.03	8/16 6:00	2.15	8/16 12:00	2.44
C4	8/15 18:00	8/16 6:00	5.79	8/16 12:00	1.62	8/16 18:00	2.45
C5	8/16 0:00	8/16 12:00	11.37	8/16 18:00	51.76	8/17 0:00	14.77
C6	8/16 6:00	8/16 18:00	6.84	8/17 0:00	8.71	8/17 6:00	149.47
C7	8/16 12:00	8/17 0:00	4.06	8/17 6:00	7.73	8/17 12:00	93.3
C8	8/16 18:00	8/17 6:00	116.6	8/17 12:00	127.04	8/17 18:00	0.12
C9	8/17 0:00	8/17 12:00	0.92	8/17 18:00	0.18	8/18 0:00	0.05

補から順方向粒子追跡計算を行い、疑似回収時刻における粒子群の分布から 2σ 楕円を計算し、この楕円内に疑似回収位置が含まれるか否かで統計学的に有意な流入源を推定する。

逆推定法では推定する流入量と疑似回収量の関係を式(3)のとおり定式化する。

$$\begin{pmatrix} f_1^{M-l}, f_2^{M-l}, f_3^{M-l}, \dots, f_{N-1}^M, f_N^M \end{pmatrix} \begin{pmatrix} g_1 \\ g_2 \\ g_3 \\ \vdots \\ g_{N \times (l+1)} \end{pmatrix} = z \quad (3)$$

ここに、ベクトル \mathbf{f} は推定する流入量を示し、成分 f_N^{M-l} は時刻 $M-l$ に流入源 N から流入したゴミ量、 M は疑似回収時刻、そして l は初期放流時刻から疑似回収時刻までの漂流時間である。例えば、S1-12h では初期放流時刻が

8月30日午前0時で疑似回収時刻が8月30日午後12時～9月1日午後12時となるため(表-1)、 l は疑似回収データに応じて12～60(時間)の値をとる。なお数値実験では流入源は予めわかっているため流入源数(N)は1となる。ベクトル \mathbf{g} は流れに依存する重みであり、粒子追跡計算により決定する。このベクトル \mathbf{g} と疑似回収量 z からラグランジュ未定乗数法によりベクトル \mathbf{f} を求める。

双方向粒子追跡法と逆推定法の粒子追跡計算で使用する水平拡散係数は S-model に基づくものと5種類の一定値 ($1 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$, $5 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$, $1 \times 10^5 \text{cm}^2/\text{s}$, $5 \times 10^5 \text{cm}^2/\text{s}$, $1 \times 10^6 \text{cm}^2/\text{s}$) とした。S-model による水平拡散係数は推定方法の東京湾への適用性の検討のために用い、一定値は水平拡散係数が推定精度に及ぼす影響を検証するために用いた。以後、一定値の水平拡散係数 $1 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$, $5 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$, $1 \times 10^5 \text{cm}^2/\text{s}$, $1 \times 10^6 \text{cm}^2/\text{s}$ をそれぞれ Kh001, Kh005, Kh010, Kh050, Kh100 と参照する。

3. 結果

3.1 流入源特定に関する実験結果

ここでは図-7 と図-8 に示す流入源特定に関する実験結果のうち、まず S-model を用いた場合の結果について説明し、双方向粒子追跡法の東京湾への適用性と推定精度について述べる。その後一定値の水平拡散係数を用いた場合の結果について説明する。

(1) S-model を用いた場合

S1-18h の結果を見ると、逆方向粒子追跡計算によって推測した流入源候補のほぼ全てが S1 付近に検出されている(図-7(a))。その後の順方向粒子追跡計算でいくつかの流入源候補は棄却され、S1 付近にのみ有意な流入源が残っている。一方 S2-18h の結果をみると、逆方向粒子追跡計算によって S2 付近に多くの流入源候補が集中しているものの、湾口や養老川河口付近にも流入源候補が検出されている(図-7(b))。これに対し有意な流入源の分布を見ると、養老川河口付近の流入源候補は棄却され、S2 付近の流入源候補の多くが有意な流入源として残る。ただし、S1 に比べると有意な流入源が広範囲に分布しており、湾口付近の流入源候補も有意な流入源として検出されている。

続いて、他の実験結果も含め流入源候補や有意な流入源の空間分布の特徴を見てみる。S1 に関しては3つの実験の結果に共通して流入源候補の多くが0~5kmの範囲に検出されている(図-8(a)左)。しかしながら、S1-18h と S1-24h の実験結果については5km~20kmの範囲にも流入源候補が検出されている。有意な流入源の検出率をみると、0~5kmの範囲に検出された流入源候補の約25%が有意な流入源として残っているのに対し、5km~20kmの範囲に検出された流入源候補はすべて棄却されている(図-8(a)右)。その結果、S1に関する実験では有意な流入源は0~5kmの範囲にのみ特定される。一方、S2に関しては、3つの実験結果に共通して0~5km範囲に加え5km以上の範囲にも多くの流入源候補が検出されている(図-8(b)左)。順方向粒子追跡計算を行うと、流入源候補の内10km~25kmの範囲に検出された流入源候補の多くが棄却され、0~10kmと25km~30kmの範囲にある流入源候補が有意な流入源として残る(図-8(b)右)。この内、25km以上の範囲にある有意な流入源は湾口部に位置している(図-7(b))。この様にS2に関する実験結果でS2から遠く離れた湾口部に有意な流入源が特定される理由については第4章で詳しく述べる。

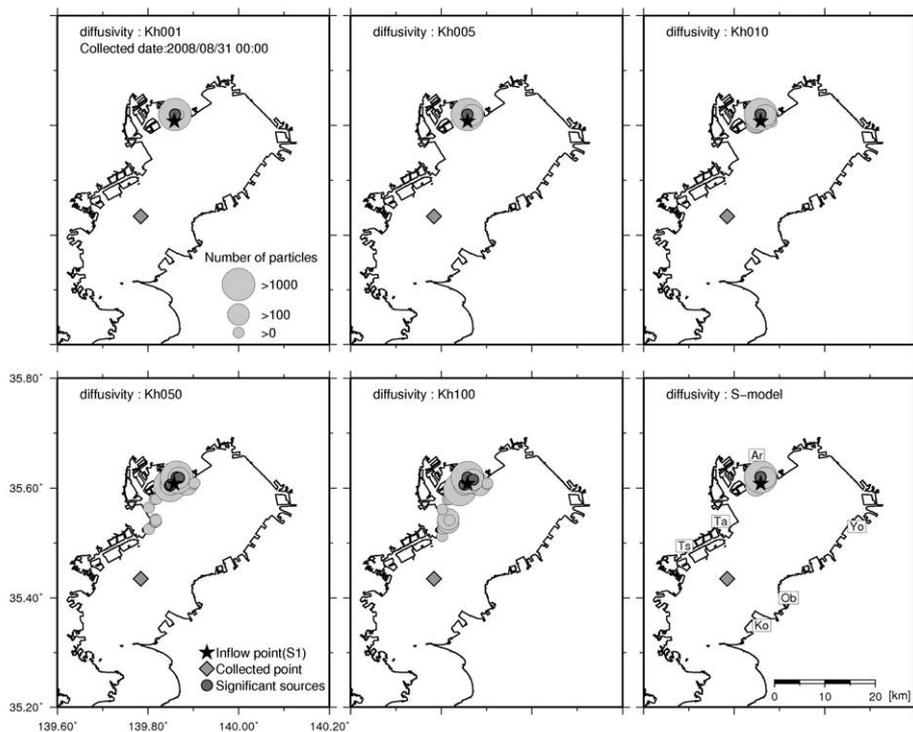
以上の S-model の推定結果から湾口部における有意な流入源を除けば、S1, S2 に関するいずれの実験においても疑似流入源近傍の地点を流入源として推定している。湾口部に検出された有意な流入源は、第6章で述べるように計算方法を改良することで回避可能と考えている。以上のことから、東京湾においても双方向粒子追跡法が適用可能であるといえる。また、S1 に比べ S2 に関する実験結果では有意な流入源が広範囲に分布しているが、S2 に関する実験で湾口部が検出されたことを除けば、その推定精度は10km以内である。

(2) 一定値の水平拡散係数を用いた場合

次に水平拡散係数を一定値として与えた場合の推定流入源の結果について述べる。S1-18h の結果をみると、一定値の水平拡散係数を用いたすべての結果に共通して流入源候補は S1 付近に集中的に分布する(図-7(a))。ただし、大きな水平拡散係数(Kh050, Kh100)を用いた場合、多摩川河口付近にも流入源候補が検出されている。これに対して有意な流入源の分布を見ると大きな水平拡散係数を用いた際に見られた多摩川河口付近の流入源候補はすべて棄却され、S1 付近の流入源候補のみが有意な流入源として残っている。S2-18h の結果については水平拡散係数の値によらず、S2 付近に多くの流入源候補が検出されるが、湾口及び養老川河口付近にも流入源候補がいくつか検出されている(図-7(b))。Kh050 や Kh100 を用いた結果では、小櫃川や小糸川河口にも流入源候補が検出されており、他の水平拡散係数を用いた結果よりも流入源候補は広範囲に分布する。これに対し有意な流入源の分布を見ると、どの水平拡散係数を用いた場合でも養老川、小櫃川や小糸川河口に検出された流入源候補は棄却されている。しかしながら、Kh001 以外の水平拡散係数を用いた場合、湾口の流入源候補は有意な流入源として残っている。

ここで他の実験結果も含め、流入源候補や有意な流入源の空間分布の特徴を見ると、S1 に関する実験で検出された流入源候補は、水平拡散係数の値によらず0~5kmの範囲で最も多く検出されている(図-8(a)左)。ただし水平拡散係数が大きくなるに従い、S1 から5km以上離れた位置における流入源候補が増加する。有意な流入源の検出率を見ると、水平拡散係数の値に依らず0~5kmの範囲で検出率は最も高くなる(図-8(a)右)。しかしながら、Kh001 以外の水平拡散係数を用いた場合、5km以上の範囲においても有意な流入源が検出されている。基本的には水平拡散係数が大きくなるに従い、S1 から遠い位置に有意な流入源が特定される。

(a) S1-18h



(b) S2-18h

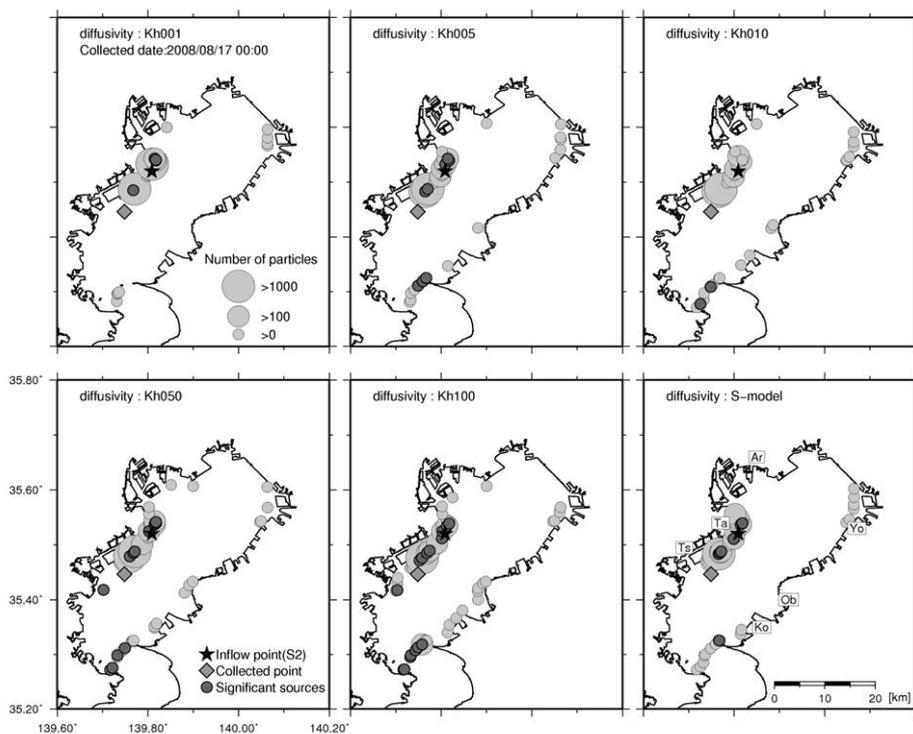


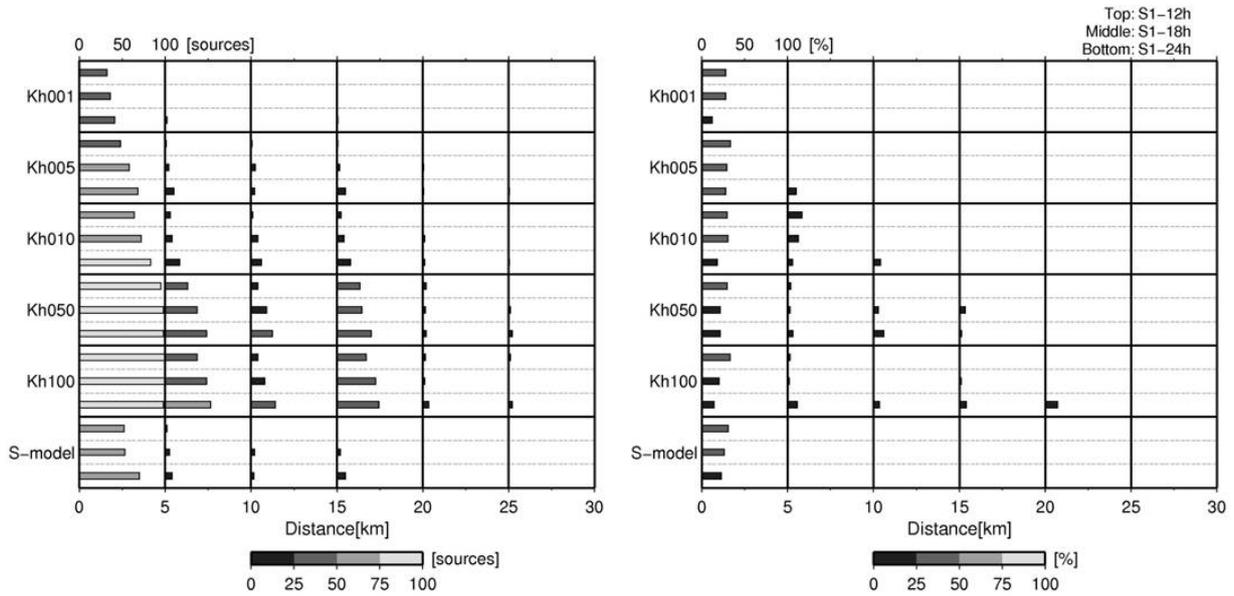
図-7 双方向粒子追跡法によって検出された流入源候補と有意な流入源の分布。(a)S1-18hにおけるC2疑似回収データ, (b)S2-18hにおけるC6疑似回収データに基づく推定結果。灰色の円の大きさはそれぞれの流入源候補に到達した粒子数に対応する。S-model結果中のTs, Ta, Ar, Yo, Ob, Koはそれぞれ鶴見川, 多摩川, 荒川, 養老川, 小櫃川, 小糸川の河口位置を示す。

特に S1-24h の結果においてその傾向が顕著であり、Kh100 を与えた場合の検出率をみると S1 から 20km 離れた位置でも有意な流入源が特定されている。この様に S1 に関する流入源特定実験結果には水平拡散係数に対する

依存性が認められる。

S2 に関する実験においても水平拡散係数が大きくなるに従って、流入源候補の個数が増加する傾向がみられる。距離別に見てみると 0~5km 以外の範囲においても

(a) S1 に関する実験



(b) S2 に関する実験

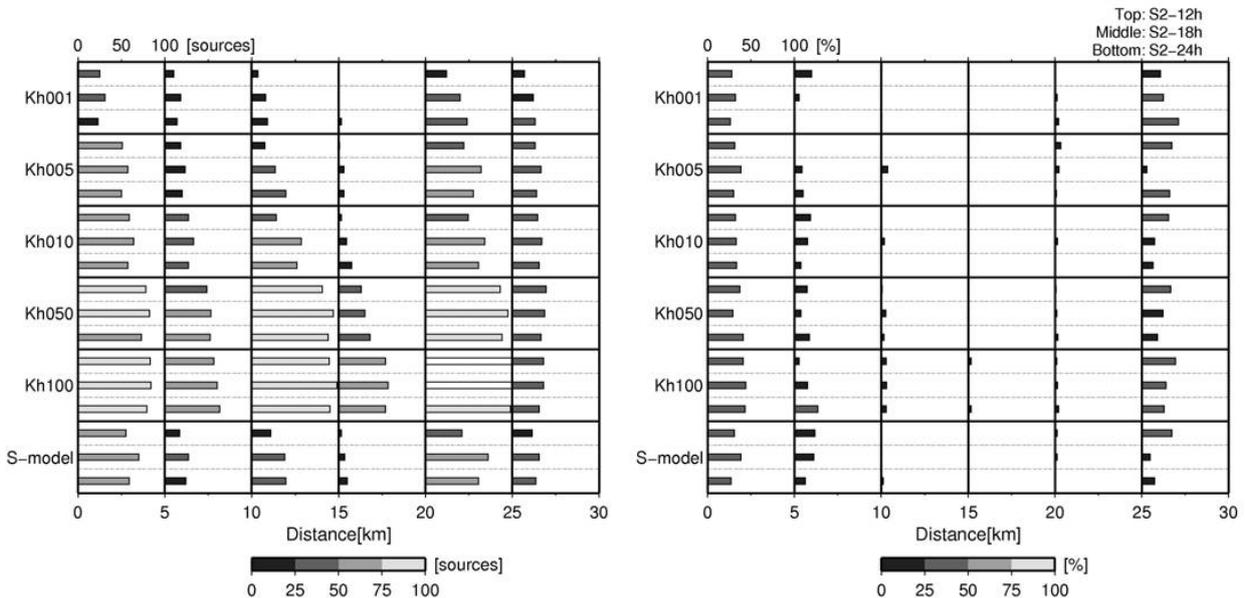


図-8 逆方向粒子追跡計算で検出される流入源候補の個数（左）と順方向粒子追跡計算で検出される有意な流入源の検出率（右）を拡散係数・追跡時間（縦軸）および疑似流入源から流入源候補もしくは有意な流入源までの距離別に分類して示す。(a)S1, (b) S2 に関する実験結果。バーの長さとは流入源候補の個数もしくは有意な流入源の検出率に対応している。流入源候補の個数は C1~C9 の疑似回収データ（表-1）から逆方向粒子追跡計算によって検出した流入源候補個数の合計を、有意な流入源の検出率は流入源候補個数の合計に対する有意な流入源個数の合計の比率を示す。

多くの流入源候補が検出されており、それぞれの範囲に含まれる数は 0~5km の範囲に検出される流入源候補数よりも多い (図-8(b)左)。この結果は 0~5km の範囲に流入源候補を集中的に検出する S1 の結果とは対照的である。有意な流入源の検出率を見ると水平拡散係数に対する依存性は明確ではない。検出率は水平拡散係数の大きさに依らず 0~5km の範囲で最も高く、10km~25km の範囲に検出された流入源候補のほとんどが棄却されている (図-8(b)右)。ただし、25km~30km の範囲では流入源候補の多くは順方向粒子追跡計算でも棄却されない。以上、S2 に関する実験では推定に用いる水平拡散係数によって有意な流入源の検出結果に大きな違いが見られず、S1 に関する実験に比べて水平拡散係数に対する依存性は明確ではない。

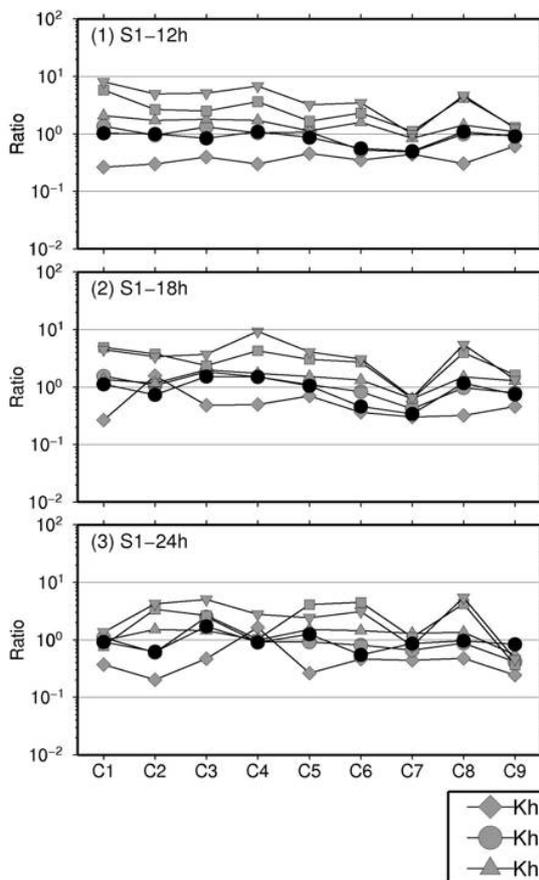
3.2 流入量の推定結果

ここでは各実験で推定した流入量 (以下、推定流入量) と疑似流入量を比較した図-9 に基づいて S-model を用いた場合と一定値の水平拡散係数を用いた場合の推定結果について示す。

(1) S-model を用いた場合

S1 に関する実験結果を見ると、どの実験でも推定流入量と疑似流入量が非常に良く一致している (図-9(a))。この結果は疑似流入量の時系列を良く再現していることを意味する。一方、S2 に関する実験結果を見ると、S1 の場合に比べばらつきがあるものの S2-12h の推定流入量は疑似流入量と良く一致している (図-9(b))。S2-18h では C1 の推定流入量が過小である。S2-24h では C2 及び C9 の推定流入量が得られていない。これは流入量を推定する際の粒子追跡計算で疑似回収エリア内に中立粒子が到達せず、ベクトル \mathbf{g} が計算できなかったためである (付録 B 参照)。しかしながら、これらの結果を除けば時系列の再現性は良い。表-2 に C1~C9 の各推定流入量の合計の、これに対応する疑似流入量合計に対する比を示す。S1 に関する実験では疑似流入量に対しほぼ同等 (0.9~1.1 倍) の推定流入量が得られている。一方、S2 に関する実験では疑似流入量に対し 1.0~1.6 倍の精度で推定できている。以上より推定流入量の時系列の再現性とその合計量から判断して逆推定法は東京湾においても適用可

(a) S1 に関する実験



(b) S2 に関する実験

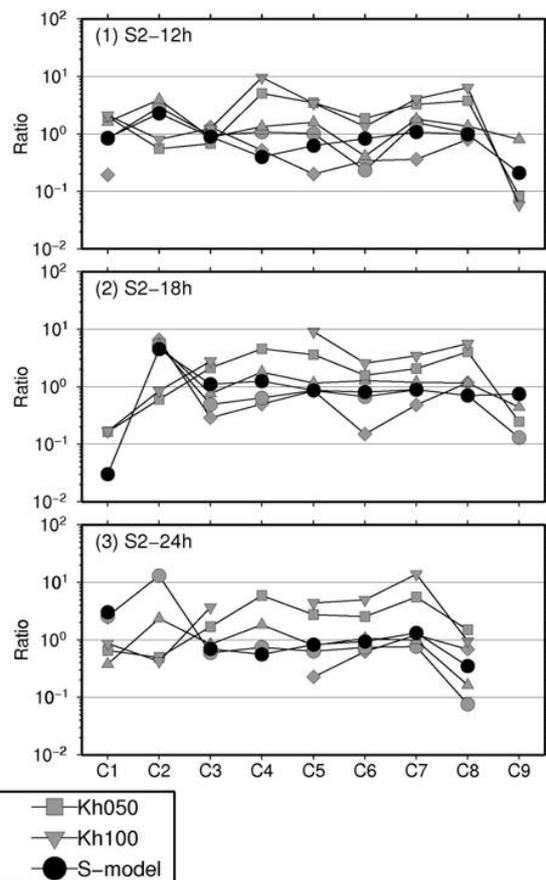


図-9 追跡時間毎 (C1~C9) の疑似流入量に対する推定流入量の比率. (a)S1, (b)S2 に関する実験結果.

表-2 全疑似流入量 (C1~C9 合計) に対する全推定流入量 (C1~C9 合計) の比率

(a) S1 に関する実験

	S1-12h	S1-18h	S1-24h
Kh001	0.361	0.466	0.805
Kh005	0.932	1.103	1.040
Kh010	1.481	1.711	1.583
Kh050	3.791	4.487	3.883
Kh100	6.119	6.014	4.630
S-model	0.871	1.006	1.057

(b) S2 に関する実験

	S2-12h	S2-18h	S2-24h
Kh001	0.624	1.204	1.016
Kh005	1.173	1.382	1.428
Kh010	1.584	1.859	1.706
Kh050	3.472	4.729	4.493
Kh100	6.203	7.566	7.261
S-model	1.023	1.523	1.599

能であると考えられる。その推定精度は2倍以内であり、逆推定法によって流入量を高精度に推定できることがわかった。

(2) 一定値の水平拡散係数を用いた場合

S1 に関する実験では大きい水平拡散係数 (Kh050, Kh100) を用いた場合、推定流入量が過大になる傾向がある (図-9(a))。興味深いのは S-model の拡散係数を用いた推定結果と Kh005, Kh010 の推定結果が類似している点である。これらは S1 に関するすべての実験結果に共通している。

一方、S2 に関する実験では S1 の実験結果に比べて結果にばらつきが生じている。例えば、Kh050 や Kh100 を与えた場合の推定流入量より Kh001 を与えた場合の推定量の方が大きくなっている (例えば、図-9(b)(1) C2, 図-9(b)(2) C2)。しかしながら、全体的には大きい水平拡散係数を用いた実験で推定流入量が過大となる傾向 (図-9(b)) や S-model に基づく拡散係数を用いた推定流入量と Kh005, Kh010 を与えた場合の推定流入量が類似

する点は S1 に関する実験結果と一致している。

表-2 を見ると、Kh005 及び Kh010 による推定結果は S-model による推定結果と同程度 (1.6 倍程度) となっている。これに対し、Kh001 による推定結果は S-model による推定結果に対して過小になる傾向があり、逆に Kh050 や Kh100 による推定結果は S-model による推定結果に対して過大となる傾向がある。

4. 議論

4.1 流入源の推定精度に及ぼす水平拡散係数の影響

一般に双方向粒子追跡法で大きな水平拡散係数を用いると 2σ 楕円が大きくなるため、間違った流入源を特定する可能性が高くなる。S1 に関する実験結果にはこの傾向があり推定精度の水平拡散係数に対する依存性が認められたが、S2 に関する実験では依存性は明らかではなかった。

そこで S2-18h において C6 の疑似回収データから Kh005 と Kh100 を用いて有意な流入源を特定した際の 2σ 楕円の大きさを比較してみた (図-10)。これを見ると、大きさが2オーダー異なる水平拡散係数を用いているにも関わらず、 2σ 楕円が同程度の大きさになっていることが分かる。これは Kh005 を用いた場合、水平シアによる分散効果により粒子群が水平的に広がり、その分布を楕円近似したことで 2σ 楕円が大きくなったためである。この様に水平シアが大きくなる流動場では分散効果が粒子群の広がり大きく寄与し、水平拡散係数が比較的小さい場合でも 2σ 楕円が大きくなり、その結果、真の流

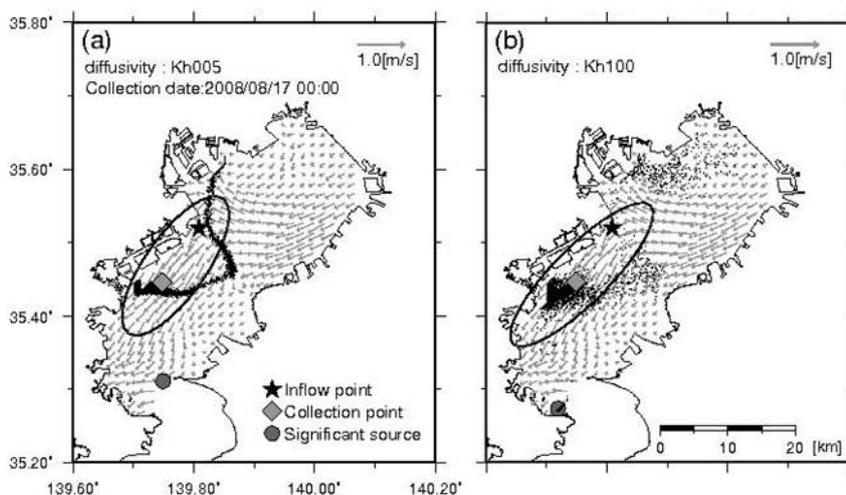


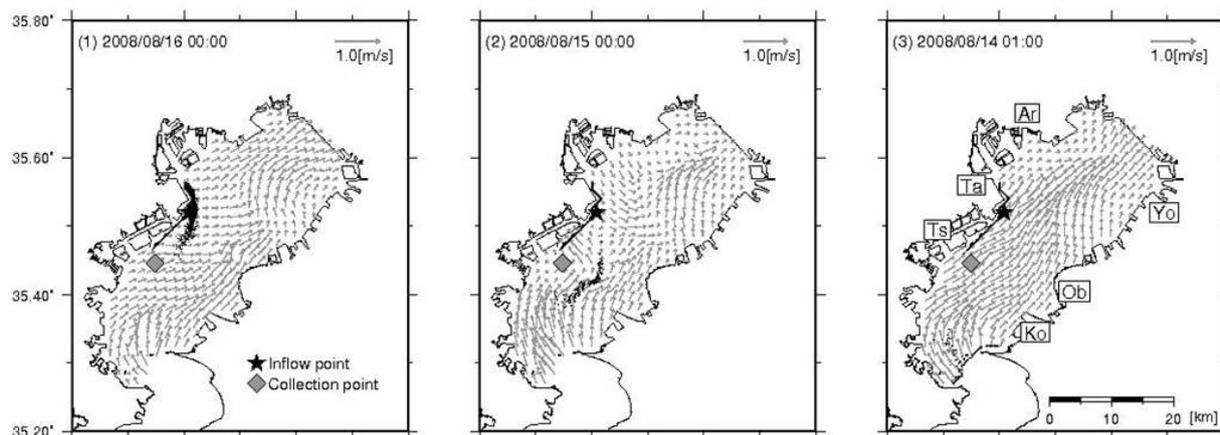
図-10 S2-18h-C6 の疑似回収データから双方向粒子追跡法によって計算された 2σ 楕円。(a) Kh005, (b) Kh100.

入源から遠く離れた地点で有意な流入源を検出する可能性が高くなる。このことは水平拡散係数に加えて水平シアによる分散効果が双方向粒子追跡法による流入源の推定精度に影響を及ぼすことを示している。図-10 の様な粒子群の広がりを楕円近似することの妥当性については今後検討していく必要がある。

また、S2に関する実験では25km~30kmの範囲に多くの有意な流入源が特定された。これらの流入源は湾口部に位置している(図-7(b))。湾口部が有意な流入源として特定された理由は8月15日~8月16日にかけて継続して南寄りの風が吹いた(図-6(d))と水平シアによる分散効果が影響したためである。S2-18hにおいて8月17日午前0時の疑似回収データ(表-1(b)C6参照)を用いた双方向粒子追跡計算のスナップショットを図-11に示す。逆方向粒子追跡計算では、ほとんどの粒子が8月17日~8月16日までは多摩川河口付近を漂流し、その

ちの多くが多摩川河口に到達している。しかしながら、一部の粒子群はその後も漂流し続け8月16日~8月14日にかけて南寄りの風によって発達した北上流により南下(逆方向追跡計算のため)し湾口へ到達する(図-11(a))。その後の順方向粒子追跡計算ではこの北上流によって粒子群が全体に北上しながら水平シアによる分散効果により広がっている。これにより2 σ 楕円が大きくなり、(図-11(b))湾口部が有意な流入源として特定された。今回の数値実験では河口以外に湾口からもゴミが流入しているであろうという判断し、湾口部も流入源候補の一つとした(付録A参照)。湾口部に検出された流入源候補は、本来、順方向粒子追跡計算で棄却されるはずであるが、この事例のように南寄りの風が連吹し、水平シアによる分散効果が大きい状況では棄却されずに有意な流入源として残る可能性は高い。したがってHFレーダで観測できていない浦賀水道から湾外までの海域の表層流動場を

(a) 逆方向粒子追跡計算



(b) 順方向粒子追跡計算

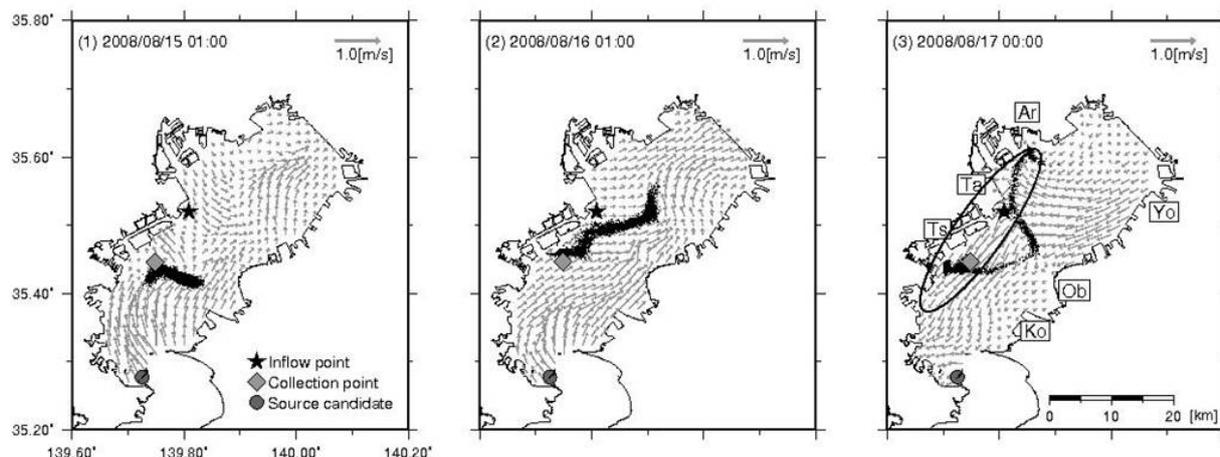


図-11 S2-18hにおけるC6疑似回収データから双方向粒子追跡法によって湾口が有意な流入源として検出されたケースのスナップショット。(a)逆方向粒子追跡計算、(b)順方向粒子追跡計算。

数値モデル等で与えるか、湾口から東京湾へ流入するゴミ量は河川からのそれに対し少量であると仮定し湾口に出た時点で棄却するといった検討が今後必要であろう。

4.2 流入量の推定精度に及ぼす水平拡散係数の影響

図-9 と表-2 のすべての推定結果において水平拡散係数を $Kh005$ 又は $Kh010$ と一定とした場合の推定結果が S-model を用いた場合の推定結果と類似していた。これは S-model で計算される水平拡散係数の頻度が $1 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$ ~ $1 \times 10^5 \text{cm}^2/\text{s}$ で最も高く、東京湾において S-model を用いると $Kh005$ や $Kh010$ に近い拡散係数が得られるためである (図-12)。なお、この水平拡散係数のオーダーは瀬戸内海の湾域において和田・角湯¹⁸⁾が実測した水平拡散係数のオーダーと一致している。S1 に関する実験で S-model による拡散係数の平均値は $4.7 \times 10^4 \text{cm}^2/\text{s}$ であり、 $Kh010$ はその約 2 倍に相当している。これに対し $Kh010$ に基づく推定流入量は疑似流入量に対し 2 倍以内 (表-2 (a)) となっている。また、1 オーダー大きい $Kh050$ の水平拡散係数を用いた場合でも推定流入量は疑似流入量の 4 倍前後に収まっている。一方、S2 に関する実験では S-model による拡散係数の平均値が $7.2 \times 10^5 \text{cm}^2/\text{s}$ であるが、約 7 分の 1 の $Kh001$ を与えた場合でもその推定結果は疑似流入量に対して 0.6~1.2 倍程度である。また S1 同様、S-model による拡散係数の平均値に対し 1 オーダー大きい $Kh100$ を用いた場合でも推定量は疑似流入量に対し 6 倍程度に収まっている。

水平拡散係数に S-model を用いた数値モデルが東京湾の流況を精度良く再現していること¹⁷⁾、また瀬戸内海内湾域での実測値ともオーダーが一致していることから、S-model は東京湾における水平拡散係数を精度良く計算できると考えられる。しかしながら、実海域における乱流拡散過程は複雑であり、時々刻々の水平拡散係数を正確に再現することは困難である。ただし、5 種類の拡散係数を用いた本数値実験結果から S-model で計算される水平拡散係数に 2 倍程度の誤差があったとしても推定流入量に及ぼす影響は 1.6 倍程度であり、例えば水平拡散係数に 1 オーダーの誤差があったとしても推定流入量は 6 倍程度の精度で計算可能であることが示唆された。

5. 結論

本研究では数値実験に基づいて東シナ海で構築された双方向粒子追跡法と逆推定法の東京湾への適用性と推定精度について検証した。さらに水平拡散係数が推定精度に及ぼす影響について検討したところ以下の結論を得

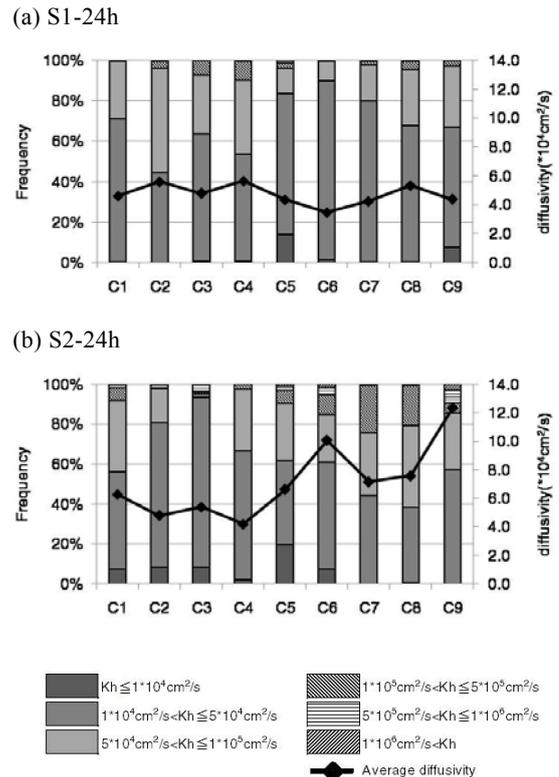


図-12 疑似回収データ作成時の S-model による水平拡散係数の頻度分布と平均値。(a) S1_24h, (b) S2_24h.

た。

- (1) 双方向粒子追跡法による流入源の推定精度は 10km 以内 (湾口は除く) であり、逆推定法による流入量の推定精度は 2 倍以内であった。
- (2) 一般に水平拡散係数が実際よりも大きくなると間違った流入源を特定する可能性が高くなる。また、水平シアが大きくなる流動場では分散効果が粒子群の広がりにも寄与し、水平拡散係数が小さい場合でも間違った流入源を特定する可能性が高くなる。水平拡散係数だけでなく、水平シアによる分散効果も双方向粒子追跡法に基づく流入源の推定精度に影響を及ぼす。
- (3) 実海域の水平拡散係数に対して 2 倍程度の水平拡散係数を与えた場合、1.6 倍程度の精度で流入量推定が可能である。さらに 1 オーダー大きい水平拡散係数を与えたとしてもその推定精度は 6 倍程度である。
- (4) 今回の実験では、流入量を推定する際に流入源を既知として実験を行った。実際にべいくりの回収データに基づいて流入量を推定する場合、その流入源は双方向粒子追跡法で特定する。そのため、推定し

た流入量には逆推定法による誤差に加え、双方向粒子追跡法によって空間的に10km以内の誤差が含まれることに留意しなければならない。

6. おわりに

双方向粒子追跡法では流入源の推定する際、 2σ 楕円を用いて流入源候補の有意性を判断した。しかし、水平シアによる分散効果が中立粒子の広がりにも寄与する場合、その分布形状は必ずしも楕円状になるとは限らない。今回の様に細長く湾曲した中立粒子の分布を楕円近似し、流入源候補の有意性を判断することの妥当性については今後検討する必要がある。また、湾口部で検出された有意な流入源の取扱いが課題として残った。これには南寄りの風と表層流動場の水平シアが影響している。湾口から東京湾へ流入するゴミ量は河川からのそれに比べ少量であると推測される。よってこの課題については、逆方向粒子追跡計算において湾口部で検出した流入源候補は有意な流入源特定の計算対象外としてしまうことを考えている。また、将来的には外洋から湾内までの表層流動場をHFレーダの観測データと同化した数値モデルで与え、湾外に完全に流出するまで粒子を追跡する方法を考えている。

本研究により双方向粒子追跡法による流入源の推定精度や逆推定法による流入量の推定精度、さらにはそれらの水平拡散係数に対する依存性を把握することができた。今後はべいくりんによる実際の回収データを用いて流入量の推定を行い、東京湾の漂流ゴミの収支を明らかにしていく。さらに、その結果を基に東京湾における海洋環境整備船の効率的な運用方法について検討し、閉鎖性内湾における漂流ゴミの回収事業に役立てたいと考えている。

謝辞

本研究にあたりまして貴重な資料をご提供いただいた国土交通省関東地方整備局海洋環境・技術課、同局千葉港湾事務所及び同局横浜港湾空港技術調査事務所、計算方法に関して丁寧なご指導をいただいた愛媛大学沿岸環境科学研究センター環境影響評価予測分野特任助教 加古真一郎博士に心より感謝いたします。また、本研究の一部は、環境省の環境研究総合推進費(戦略的研究開発領域 B-1007, 平成 22-24 年)の支援を受け実施している。

参考文献

1) Nakashima, E., A. Isobe, S. Magome, S. Kako, and N.

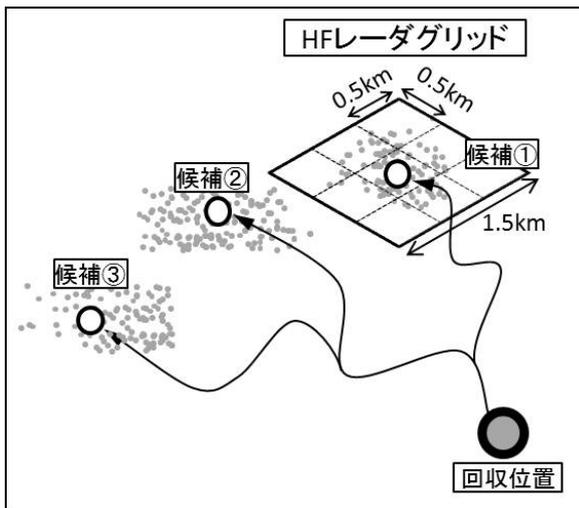
- Deki (2011): Using aerial photography and in-situ measurements to estimate the quantity of macro-litter on beaches. *Marine Pollution Bulletin*, in press
- 2) 栗山雄司・小西和美・兼広春之・大竹千代子・神沼二真・間藤ゆき枝・高田秀重・小島あずさ(2002): 東京湾ならびに相模湾におけるレジンペレットによる海域汚染の実態とその起源. 日本水産学会誌, **68**(2), 164-171
- 3) Endo, S., R. Takizawa, K. Okuda, H. Takada, K. Chiba, H. Kanehiro, H. Ogi, R. Yamashita, T. Date (2005): Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*, **50**, 1103-1114
- 4) Mato, Y., T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, and T. Kaminuma (2001): Plastic resin pellets as a transport medium of toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, **35**, 318-324
- 5) 竹田春美・江頭隆喜・森木亮・石井伸治・下川義和・長掛哲弘(2010): 離島生活の生命線である航路の運行再開を目指して～鹿児島県南西沖での大規模漂流木回収～. 平成 22 年度九州国土交通研究会, <http://www.qsr.mlit.go.jp/n-shiryu/kenkyu/01/06.pdf>
- 6) 第十管区海上保安本部(2009): 大隅群島及びトカラ群島西方沖漂流木情報(第49報), http://www.kaiho.mlit.go.jp/10kanku/dflog/pabinfo/info_49.pdf
- 7) 藤枝繁・小島あずさ(2006): 東アジア圏域における海岸漂着ごみの流出起源の推定. 沿岸域学会誌, **18**(4), 15-22
- 8) JEAN/クリーンアップ全国事務局(2008): クリーンアップキャンペーン 2008 レポート, 139 pp.
- 9) 二瓶泰雄・白川明宏・鈴木達裕・赤松良久(2010): 出水時大河川における浮遊ゴミ輸送特性に関する現地観測と湾内 DO 環境へ及ぼす影響. 土木学会論文集 B2(海岸工学), **66**(1), 1171-1175
- 10) 藤枝繁・星加章・橋本英資・佐々倉諭・清水孝則・奥村誠崇(2010): 瀬戸内海における海洋ごみの収支. 沿岸域学会誌, **22**(4), 17-29
- 11) Kako, S., A. Isobe, S. Seino, and A. Kojima (2010): Inverse estimation of drifting-object outflows using actual observation data. *Journal of Oceanography*, **66**, 291-297
- 12) Kako, S., A. Isobe, S. Magome, H. Hinata, S. Seino, an

- d A. Kojima (2011): Establishment of numerical beach-litter hindcast/forecast models : An application to Goto Islands, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 293-302
- 13) 日向 博文・金津 伸好・佐藤 健治・松岡 健志・藤井 智史・高尾 敏幸 (2005): HF レーダーによる東京湾の M2 潮流観測. 沿岸海洋研究, 第 **43** 卷, 第 1 号, 51-60
- 14) 泉宮 尊司・小林 雄一 (2009): 海洋レーダによるレンジ方向の流速成分を用いた海表面流速場の推定法に関する研究. 土木学会論文集 B2(海岸工学), **65**(1), 1446-1450
- 15) Isobe, A., S. Kako, P.-H. Chang, and T. Matsuno (2009): Two-way particle tracking model for specifying sources of drifting objects: application to the East China Sea shelf, *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, **26**, 1672-1682
- 16) Smagorinsky, J. (1963): General circulation experiments with the primitive equations, I. The basic experiment, *Monthly Weather Review*, **91**, 99-164
- 17) Hinata, H., and K. Furukawa (2006): Ecological network linked by the planktonic larvae of the clam *Ruditapes philippinarum* in Tokyo Bay. p. 34-45. In *The Environment in Asia Pacific Harbours.*, Springer, Dordrecht
- 18) 和田 明・角湯 正剛 (1974): 瀬戸内海における流況と分散特性. 海岸工学講演会論文集, **21**, 297-302
- 19) 和田 明・片野 尚明 (1971): 海域での物質拡散におよぼす流れの影響. 海岸工学講演会論文集, **18**, 315-321

付録 A 双方向粒子追跡法

流入源の推定には Isobe et al.(2009)の双方向粒子追跡法¹⁵⁾を用いる。図-A.1に双方向粒子追跡法の概念図を示す。まず、流入源候補を検出するため、5,000個の粒子を疑似回収位置に配置し、HFレーダで観測された表層流速のベクトルを逆向きにして逆方向粒子追跡計算を行う。なお、本研究では粒子数を5,000個としているが、この数は任意であり統計学的に有意な数であればよい。逆方向粒子追跡計算では東京湾内の河口域及び湾口部に到達するまで追跡を行う。これは東京湾内で実際に回収されたゴミの多くが河川起源のものであること、東京湾湾口からも湾内にゴミが流入していると想定されることからである。また逆方向粒子追跡計算は最大60日間行い、それでも河口域及び湾口部に到達しない場合はその時点で

(a) 逆方向粒子追跡法



(b) 順方向粒子追跡法

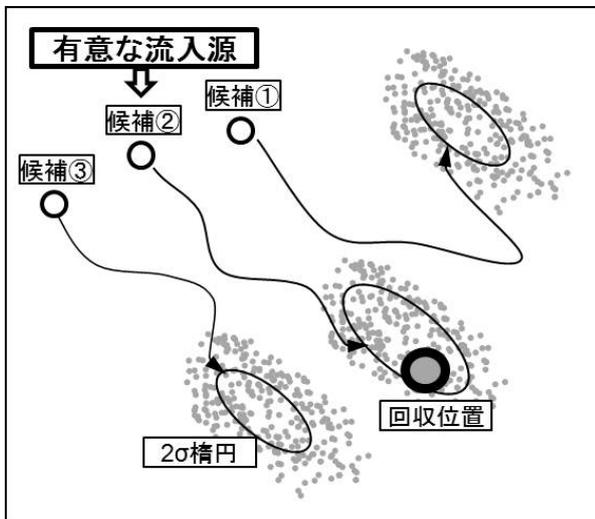


図-A.1 双方向粒子追跡法の概念図

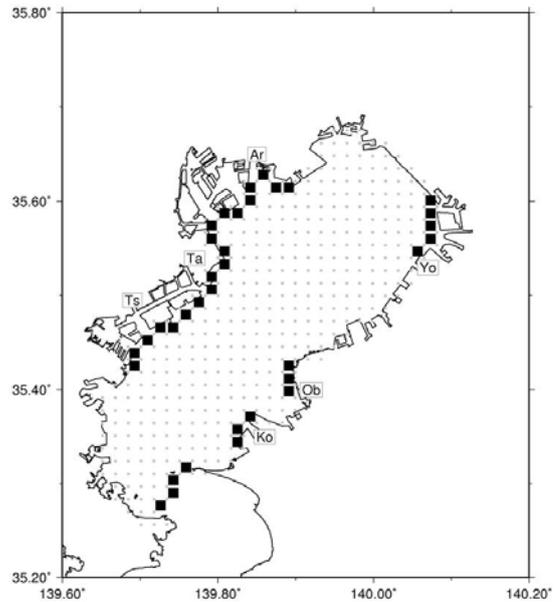


図-A.2 逆方向粒子追跡計算において流入源候補になり得るグリッド。黒い四角は河口域及び湾口部におけるHFレーダのグリッド、灰色の点はHFレーダの格子点を示す。

追跡をやめ、流入源候補の対象外とする。

以上の逆方向粒子追跡計算では最大5,000箇所の流入源候補を検出する可能性がある。そこで、これらの流入源候補からHFレーダのグリッド単位で代表的な流入源候補を絞り込むため、1グリッドを9つのブロック(1ブロックは0.5km×0.5km)に等分割し、各ブロック内の粒子数をカウントし、到達粒子数が最大のブロックをそのグリッドにおける代表的な流入源候補とした(図-A.1(a))。これら複数の流入源候補から順方向粒子追跡を行い、疑似回収時刻における粒子群の分布から2σ楕円を計算する。この楕円内に疑似回収位置が含まれるか否かでその流入源候補が統計学的に有意な流入源(図-A.1(b))かどうかを判断する。なお、2σ楕円は粒子群の分布から長軸方向の固有値と短軸方向の固有値を求め、それぞれの固有値の平方根をとったものを長軸の長さとして短軸の長さとする。

付録 B ラグランジュ未定乗数法を応用した流入量の推定方法

流入量の推定方法にはK2010の逆推定法¹¹⁾を用いる。この推定方法では推定する流入量と疑似回収量の関係を式(B1)の様に定式化する。

$$(f_1^{M-l}, f_2^{M-l}, f_3^{M-l}, \dots, f_{N-1}^M, f_N^M) \begin{pmatrix} g_1 \\ g_2 \\ g_3 \\ \vdots \\ g_{N \times (l+1)} \end{pmatrix} = z \quad (B1)$$

ここに、ベクトル \mathbf{f} は推定する流入量、 f_N^{M-l} はある流入源からある時刻 $M-l$ に流入したゴミ量、 M は回収時刻、 l は時刻 $M-l$ に流入したゴミが回収されるまでの漂流時間、 N は流入源数である。本研究の数値実験では流入時刻 $M-l$ は疑似回収データの作成時の初期放流時刻とし、 M は疑似回収時刻、 l は初期放流時刻から疑似回収時刻までの漂流時間とする。また、ここでは流入源数 (N) は 1 とする。ベクトル \mathbf{g} は流れに依存する重みであり、回収量 z に対する各流入源及び流入時刻の寄与率を意味する。

逆推定法で流入量のベクトル \mathbf{f} を得るためにはまず、ベクトル \mathbf{g} を計算しなければならない。そこで、ベクトル \mathbf{f} と回収量 z をそれぞれ対称マトリックスと列ベクトル \mathbf{H} に置き換える (式(B2))。

$$\begin{pmatrix} 1000 & 5000 & 5000 & \dots & 5000 \\ 5000 & 1000 & 5000 & \dots & 5000 \\ 5000 & 5000 & 1000 & \dots & 5000 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & 5000 \\ 5000 & 5000 & 5000 & \dots & 1000 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} g_1 \\ g_2 \\ g_3 \\ \vdots \\ g_{N \times (l+1)} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} H_1 \\ H_2 \\ H_3 \\ \vdots \\ H_{N \times (l+1)} \end{pmatrix} \quad (B2)$$

ここで対称マトリックスの成分は放流粒子数を表し、初期放流時刻から 1 時間毎に 5,000 個もしくは 1,000 個の粒子を放流することを意味する。この放流粒子数については任意であり、本研究では 5,000 個と 1,000 個の組み合わせとしている。また右辺のベクトル \mathbf{H} は疑似回収時刻において疑似回収エリア内に到達する粒子数を意味し、順方向粒子追跡計算によって決まる。

順方向粒子追跡計算の概念を図-B.1 に示す。初期放流時刻から 1 時間毎に疑似流入源から 5,000 個または 1,000 個の中立粒子を放流し、疑似回収時刻における粒子群の分布からまず双方向粒子追跡法の 2σ 楕円を計算する。そしてこの楕円内に疑似回収位置が含まれるか否かで、まず各流入源及び流入時刻が疑似回収量に寄与しているかを判断する。その結果、 2σ 楕円内に疑似回収位置が含

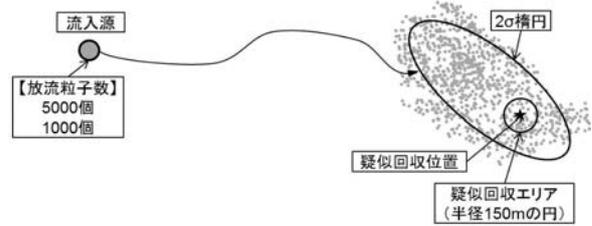


図-B.1 ベクトル \mathbf{g} を決定するための粒子追跡計算

まれていれば、疑似回収エリア内の粒子数をカウントする。この計算を流入時刻毎に行い、ベクトル \mathbf{H} を決定する。こうしてベクトル \mathbf{H} が決まれば、式(B2)からベクトル \mathbf{g} を得ることができる。あとは K2010 と同様の方法でベクトル \mathbf{g} と疑似回収量 z からラグランジュ未定乗数法によりベクトル \mathbf{f} を逆算する。

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of NILIM

No. 627 March 2011

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写のお問い合わせは

〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1
管理調整部企画調整課 電話:046-844-5019