

ISSN 1346-7301

国総研研究報告 第53号

平成 25 年 6 月

国土技術政策総合研究所 研究報告

RESEARCH REPORT of National Institute for Land and Infrastructure Management

No.53

June 2013

河川から東京湾へ流入する漂流ゴミ量の逆推定

片岡智哉・日向博文・二瓶泰雄

Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay

Tomoya KATAOKA, Hirofumi HINATA, Yasuo NIHEI

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

河川から東京湾へ流入する漂流ゴミ量の逆推定

片岡智哉*・日向博文**・二瓶泰雄***

要 旨

本研究では双方向粒子追跡法とラグランジュ未定乗数法を利用した逆推定法を用いて2008年度1年間における主要3河川から東京湾に流入する漂流ゴミ（葦・草）の流入量を推定した。推定には国土交通省関東地方整備局（関東地整）及び港湾管理者の漂流ゴミの回収量と関東地整が所有する短波海洋レーダによって観測された表層流速データセットを用いた。推定された2008年度の年間流入量は2,115 m³であり、淡水流入量に比べて漂流ゴミの流入量は出水により大きく依存している可能性が示唆された。この年間流入量の39% (832 m³)が関東地整と港湾管理者によって回収され、残りの61% (1,283 m³)が湾外に流出もしくは海底に沈降していると推察された。また、今後、関東地整や港湾管理者による回収事業の効率化を図り、湾内での漂流ゴミの回収量を増やすためには、準リアルタイムに公表されている河川水位と短波海洋レーダによる表層流速データを利用した粒子追跡法に基づく漂流ゴミの回収支援システムが有効であることを指摘した。

キーワード：漂流ゴミ流入量，東京湾，短波海洋レーダ，双方向粒子追跡計算，逆推定法

*沿岸海洋・防災研究部 沿岸域システム研究室研究官

**沿岸海洋・防災研究部 沿岸域システム研究室長

***東京理科大学 理工学部 准教授

〒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：046-844-1145 e-mail: kataoka-t852a@ysk.nilim.go.jp

Numerical estimation of inflow flux of floating natural macro-debris into Tokyo Bay

Tomoya KATAOKA*

Hirofumi HINATA**

Yasuo NIHEI***

Synopsis

We numerically estimated the inflow flux of floating macro-debris (only grass; FMD) into Tokyo Bay from April 2008 to March 2009 (FY2008) based on a two-way particle-tracking model and an inverse method by applying a Lagrange multiplier. In the estimation, we used surface current velocities derived by high-frequency ocean radar and the quantity of FMD collected by clean-up vessels which are operated daily in the bay. The annual inflow flux of FMD was $2,115 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$, and the contribution of the inflow flux in a flood event to the annual inflow flux for FMD was larger than that for freshwater. We also show that of the annual inflow flux of FMD, 39% (832 m^3) was collected in the bay and 61% ($1,283 \text{ m}^3$) was flowed out of the bay or sank to the seabed. In the future, to facilitate the effective collection of FMD, we will establish a system for predicting patches of FMD in the bay.

Keywords: debris flow, Japan, Tokyo Bay, radar, particle motion, inversions

*Researcher of Coastal Zone Systems Division , Coastal, Marine and Disaster Prevention Department

**Head of Coastal Zone Systems Division , Coastal, Marine and Disaster Prevention Department

***Associate professor of Department of Civil Engineering, Tokyo University of Science

3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

Phone : +81-468-44-5025 Fax : +81-468-44-1145e-mail:kataoka-t852a@ysk.nilim.go.jp

目 次

1. はじめに	1
2. 流入量の推定に用いたデータ及び手法	2
2.1 東京湾における漂流ゴミの回収データ	2
2.2 短波海洋レーダによって観測された表層流速データセット	3
2.3 流入源及び流入量の推定方法	4
2.4 河口における河川流量	5
3. 結果	5
3.1 漂流ゴミの日流入量の推定	5
3.2 河川での直接採取に基づいて推定した流入量との比較	6
3.3 漂流ゴミ回収量の再現計算	7
3.4 漂流ゴミの年間収支（2008年度）	9
4. 考察	10
4.1 河川流量と漂流ゴミの流入量の関係	10
4.2 月末滞留量の季節変動性	10
4.3 新たな回収支援システムの提案	11
5. 結論	12
謝辞	13
参考文献	13
付録A 葦・草の空隙率と密度	14
付録B 表層水塊の滞留時間	14
付録C 河川での直接採取に基づいて作成された流入モデル	15
付録D 2008年度における漂流ゴミの回収位置と表層残差流動場	15

1. はじめに

沿岸域や外洋に存在する海ゴミには、プラスチックを代表とする人為起源のゴミや流木・草などの自然系のゴミがある。人為起源のゴミについては、近年、海岸・海洋環境への様々な問題が指摘されている（例えば、Derriak, 2002）。一方、自然系ゴミは、船舶航行の障害や景観の悪化など人間活動への支障となっている（例えば、Durrum, 1997）。海ゴミは、主として陸域から河川を介して発生している（例えば、Ryan et al., 2009）。そのため、河川から海域への海ゴミの流入量を把握することは、海ゴミの発生抑制対策や効率的な回収対策を講じる上で必要不可欠である。

東京湾は、日本の本州の南東岸に位置する（図-1(a)）。湾内における環境保全や航行安全に資するため、5つの港湾管理者（東京港、川崎港、横浜港、千葉港、木更津

港）と国土交通省関東地方整備局千葉港湾事務所（以下、関東地整）が、1970年以降清掃船を用いて海面下2 m以浅に漂流している海ゴミを回収している（Furukawa and Okada, 2006）。回収に用いるスキッパー（例えば、図-2(a)）の網目は、2~6 cmであることから、東京湾では回収されている漂流ゴミは、macro-debris (>2 cm)である（Ryan et al., 2009）。東京湾では、この回収事業により年平均8,000 m³の漂流ゴミが回収されているが、現時点で河川からの漂流ゴミの流入量に対してどの程度回収されているのか把握できていない。河川からの流入量を把握することは、回収事業の評価や今後の効率的な回収対策を検討する上での重要な課題であると考えられる。

一般に、河川から海域への海ゴミの流入量を把握するための手法は、ある期間において採取ネットなどを用いて漂流ゴミをサンプリングし、単位流域面積及び単位時間当たりの漂流ゴミの流入比率もしくは単位時間及び単位

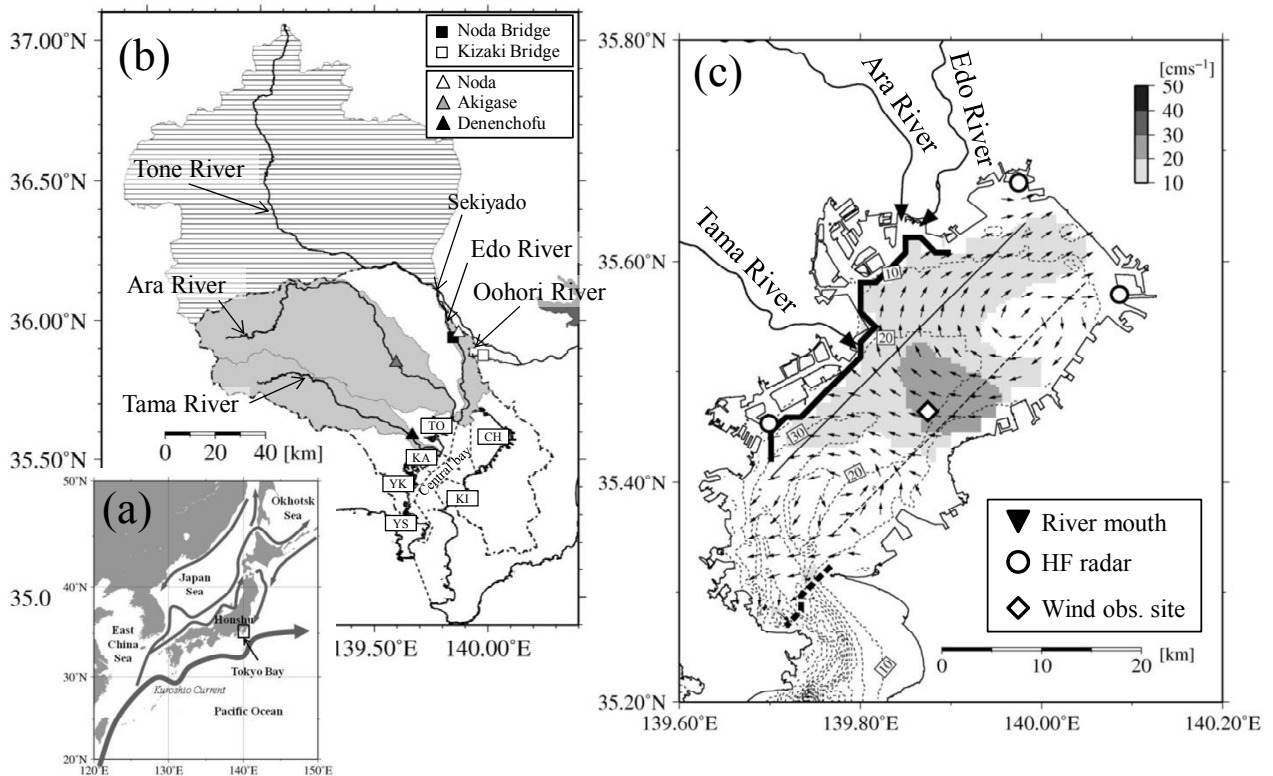


図-1 研究フィールド

(a)は東京湾の位置と日本周辺の海流を示す。(b)は東京湾の流域（太い一点鎖線）、東京湾に流入する主要3河川の流域（灰色のハッチ部分）及び利根川の関宿より上流域の流域（横線のハッチ部分）を示す。同図中の四角及び三角はそれぞれ二瓶ら(2010)のネット採取観測点及び国土交通省河川局の河川水位観測点を示す。また東京湾内に記した破線は港湾区域（東京港(TO)、川崎港(KA)、横浜港(YK)、横須賀港(YS)、千葉港(CH)、木更津港(Ki)）と一般海域の境界線を示す。(c)は東京湾の水深コンター図と短波海洋レーダによって観測された2008年7月31日の残差流動場（14日間移動平均流速場）を示す。湾内の実線と破線はそれぞれ残差流速の時系列（図-8参照）を描くときに参照した東側と西側のラインである。太い実線と破線はそれぞれ主要3河川の河口部と湾口部を示す。

河川流量当りの漂流ゴミの流入比率を算出することである（例えば, Durrum, 1997 ; Armitage and Rooseboom, 2000 ; 二瓶ら, 2010）. ある時点における河川から海域への漂流ゴミの流入量には, 季節による依存性や履歴の効果（例えば, first flush ; Armitage and Rooseboom, 2000）が反映される. また, 流域面積内の土地の利用形態にも依存する. したがって, 漂流ゴミの流入比率を取得し, 東京湾への流入量を推定するためには, 多地点における長期・継続的なサンプリングが必要とされ, 多大なコストと労力を要する.

そこで, 本研究では, 関東地整や港湾管理者の回収データ, 関東地整が所有する 3 局の短波海洋レーダによって観測された表層流速データを用いた逆解析を行い, 2008 年度 1 年間における主要 3 河川の河口部がある東京湾西岸からの漂流ゴミ流入量を推定することを試みる. 逆解析手法は東シナ海を対象に Isobe et al.(2009)によって開発された双方向粒子追跡法（Two-way Particle Tracking Model, 以下, TPTM）及び Kako et al.(2010)によって開発されたラグランジュ未定乗数法を応用した逆推定法（Inverse Method using a Lagrange Multiplier, 以下, IMLM）である. TPTM 及び IMLM を用いる利点は湾内の任意の場所における漂流ゴミの存在量と湾内の表層流速データさえあれば, 前述のような河川での直接サンプリングを行わなくても各流入源からの流入量を推定できる点にある.

本報告の構成を以下に示す. 第 2 章では関東地整及び港湾管理者の回収データ, 短波海洋レーダによって観測された表層流速データ, 主要 3 河川の河口での河川流量データ及び TPTM と IMLM の計算方法について示し, 第 3 章では河川からの流入量の推定結果及びその妥当性の検証結果について示す. 第 4 章では推定結果の意義と応用例について考察し, 第 5 章で本報告のまとめについて述べる.

2. 流入量の推定に用いたデータ及び手法

2.1 東京湾における漂流ゴミの回収データ

関東地整が所有する海洋環境整備船「べいくりん」の稼働時間は, 9:00~16:00 の 7 時間であり, 稼働日数は 2008 年度 1 年間で 178 日間であった.

関東地整が, 東京湾内の一般海域（図-1(b)）で回収した漂流ゴミの構成比率を図-2(d)に示す. 人為起源ゴミとしては, ビニール袋, PET ボトル, 缶, 発泡スチロール製品, 電気製品（例えば, 冷蔵庫, テレビ, 洗濯機）及びその他（例えば, プラスチック箱）が回収されている.

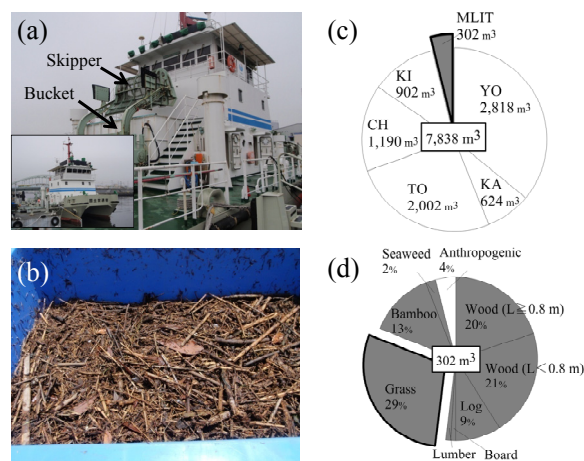


図-2 東京湾における漂流ゴミの回収事業

(a)は関東地整が所有する海洋環境整備船「べいくりん」, (b)は湾内で回収された葦・草の写真. (c)は 2008 年度に関東地整及び各港湾管理者による漂流ゴミの年間回収量を示しており, 中央部にある四角内の数字は 2008 年度の総回収量を示す. (d)は関東地整が回収したゴミの構成比率であり, 灰色のハッチは自然系ゴミであることを意味する. 中央部にある四角内の数字は関東地整による年間回収量である.

これら人為起源ゴミの回収量は, 2008 年度 1 年間の総回収量 (302 m³) に対して 4%であり, 回収されるゴミの多くは, 流木, 葦・草, 木片, 竹及び海藻類などの自然系ゴミである（図-2(d)）. 回収後, 寄港地において各ゴミの体積が計測されている. 本研究では, 数値計算を簡便にするため, 風圧流の影響を無視できると考えられる葦・草を対象に解析を行った. 対象とする葦・草の回収量の割合は, 総回収量に対して 29%である（図-2(d)）.

TPTM 及び IMLM を適用するためには葦・草の回収量に加え, それらのゴミを回収した位置情報が必要となる. しかし, べいくりんの回収日報には詳細な回収位置は記録されていない. そこで, 片岡・日向 (2012) と同様の方法により, べいくりんの航跡データを基に, ゴミの回収位置を特定した.

漂流ゴミを回収する際, べいくりんの船速を 4 knot (2.06 m s⁻¹) 以下に減速し, その間の航跡は, 楕円状のパッチになる. 各パッチを 1 つの回収範囲と考え, そのパッチを形成する 4 knot 以下に減速された点の平均位置を回収位置とした. 各回収範囲を楕円近似し, 面積を計算したところ, 2008 年度における 1 地点あたりの平均回収面積は, 約 0.765 km²であった（片岡・日向, 2012）. この方法により特定された各回収日における回収位置を付録 D に示す.

また、べいくりの日報には葦・草の1日の総回収量（以下、日回収量）しか記録されておらず、各回収位置でのその回収量は不明である。そこで、それぞれの回収に要した時間を船跡データから取得し、各回収位置での回収時間で重み付けをして日回収量を割り振ることで各回収位置での回収量を計算した。なお、べいくりの船跡データが存在した稼働日数は、全稼働日数178日の内、144日であった。船跡データがない日（34日）の日回収量データは、回収位置が不明なため、流入量の推定に用いることができなかった。

一方、港湾管理者の日報には日回収量しか記録されていないため、葦・草のみの回収量については不明である。そこで、関東地整の日報から取得した葦・草の構成比率（すなわち、29%）を港湾管理者の日回収量に乗じて、港湾管理者による葦・草の回収量を計算した。これは港湾管理者と関東地整が、いずれも東京湾内で回収しているため、回収したゴミの構成比率はほぼ等しいと考えられるためである。さらに、先の実験で計測した空隙率と密度を用いて港湾管理者によって回収された葦・草の正味の量と重量を計算した。したがって、2008年度1年間に港湾管理者によって回収された葦・草の正味の量は、 800 m^3 （年間総回収量($7,536 \text{ m}^3$) $\times$ 葦・草の構成比率(0.29) $\times$ (1 -空隙率(0.6339)))であり、その重量は155 tであった。

2.2 短波海洋レーダによって観測された表層流速データセット

流入量を推定するため、片岡・日向（2012）によって作成された2008年度1年間の表層流速データセットを用いる。東京湾では2006年4月より3局のDBF式短波海洋レーダ（長野日本無線社製）を用いて湾内表層流速場の計測が関東地整により行われている。短波海洋レーダの仕様を表-1に示す。表層流速場の計測は、3局同時に

行っており、流速分布は1時間毎に得られている。各レーダの計測時間は、10分間である。なお、測定結果（流速ベクトル図及び観測データ）は、インターネット上で公開されている（<http://www.tbeic.go.jp/>）。長野日本無線社製のDBF式短波海洋レーダによる表層流速の計測精度をADCPによって計測された表層流速で確認したところ、その計測誤差は東西方向及び南北方向ともに $\pm 6.0 \text{ cm s}^{-1}$ であることが報告されている（Yanagi et al., 2003）。

各局の短波海洋レーダによって直接得られる流速は、各ビーム方向に視線方向流速である。各格子点における表層流速は、2局以上の短波海洋レーダで計測された視線方向流速をベクトル合成することにより得られる。2局以上の短波海洋レーダで視線方向流速が計測されている格子点（以下、計測格子点）数は、湾内全347格子点の内、250格子点である。残りの97格子点は、1局で視線方向流速が計測されているか、もしくはどのレーダ局でも計測されていない格子点（以下、未計測格子点）である。片岡・日向（2012）は、未計測格子点から5kmの範囲内にある計測格子点の流速値から式(1)を用いて空間補間することによって、各未計測格子点の表層流速を計算した。

$$\mathbf{U}' = \sum_{i=1}^n \mathbf{U}_i / r_i^2 \bigg/ \sum_{i=1}^n 1/r_i^2. \quad (1)$$

ここに $\mathbf{U}' = (u', v')$ は未計測地点における東西及び南北方向の補間流速、 $\mathbf{U}_i = (u_i, v_i)$ は計測格子点*i*における東西及び南北方向の流速、 r_i は未計測地点から計測格子点*i*までの直線距離、 n は未計測地点を中心として半径5kmの範囲内に含まれる計測格子点数である。なお、陸域の格子点の流速については 0.0 m s^{-1} とした。空間補間した未計測格子点における補間流速の妥当性を検証するため、

表-1 短波海洋レーダの仕様

Radar type	FMICW (Frequency Modulated Interrupted Continuous Wave)
Center Frequency	24.515 MHz
Sweep Bandwidth	100 kHz (24.465 - 24.565 MHz)
Frequency Sweep Interval	0.5 s
Maximum Transmission Power	200 W (peak)
Range Resolution	1.5 km
Velocity Resolution	$< 4.78 \text{ cm s}^{-1}$

短波海洋レーダで実測された視線方向流速と補間流速から空間内挿により計算された同計測点における視線方向流速を比較した。両者にはほとんどの計測点において 0.8 以上の高い相関があり、妥当な流速が得られた（片岡・日向, 2012）。なお, 2009 年 1 月 28 日から 2009 年 2 月 28 日までの 1 ヶ月間は短波海洋レーダの機器メンテナンスのため、欠測であった。

2.3 流入源及び流入量の推定方法

Kako et al. (2010) は、五島列島福江島にある八朔鼻海岸での 2 ヶ月毎の漂着物調査の結果（Seino et al., 2009）と海洋数値モデルによって再現された東シナ海の表層流速を用いて TPTM 及び IMLM を適用し、同海岸に漂着したゴミの流入源及び各流入源からの流入量を推定した。この様に TPTM と IMLM を適用するためにはゴミの回収量データと表層流速データが必要となる。本研究では、各回収位置における関東地整の回収量（2.1 参照）と短波海洋レーダによって計測された表層流速（2.2 参照）を用いた。これらの手法の東京湾への適用性については片岡・日向（2012）が既に確認しており、TPTM による流入源の推定誤差は 10 km, IMLM による流入量の推定精度は 0.9~1.6 倍である。ここでは計算手順の概要についてのみを示すこととし、TPTM 及び IMLM の手法の詳細については、Isobe et al. (2009) と Kako et al. (2010) を参照されたい。また、計算手順の詳細については、片岡・日向（2012）を参照されたい。

(1) 流入源の特定方法（TPTM）

初めに、TPTM により漂流ゴミの流入源を特定する。まず関東地整が実際に回収した日時と位置に 5,000 個の中立粒子を配置し、短波海洋レーダの表層流速を逆向きにして、逆方向粒子追跡計算を行う。逆方向粒子追跡計算では、中立粒子が主要 3 河川（荒川、江戸川、多摩川）の河口部（図-1(c)の太い実線）に到達するまで計算を継続し、流入源候補の格子点を特定する。もし中立粒子が湾口部（図-1(c)の太い破線）を除いた短波海洋レーダの観測範囲の外縁に到達した場合は、前時間ステップの漂流位置に戻し、この操作を外縁から離れるまで続けることで計算を継続する。以後、この操作のことを“再漂流操作”と称す。また、東京湾の湾口から湾内にゴミが流入することは考えにくいことから、東京湾の湾口部（図-1(c)の太い破線）に到達した場合、もしくは表層水塊の月毎の滞留時間（付録 B 参照）に相当する時間ステップに達した場合は、逆方向粒子追跡計算を中止する。

次に各流入源候補が統計学的に有意であるかどうかを

確かめるため、順方向粒子追跡計算を行う。順方向粒子追跡計算では逆方向粒子追跡計算で特定した流入源候補から 5,000 個の中立粒子を放流し、放流した中立粒子を関東地整が回収した日時まで追跡する。ここでも逆方向粒子追跡計算と同様に、短波海洋レーダの観測範囲の外縁で再漂流操作を適用する。

放流した流入源候補が統計学的に有意か否かを判断するため、回収日時に湾内に残留した全中立粒子の分布を楕円に近似する。楕円の中心を全中立粒子の平均漂流位置とし、楕円の長軸（短軸）方向を全中立粒子の漂流位置から得られた分散共分散行列の第一（第二）モードの固有ベクトルによって決める。また長軸（短軸）の長さを各々の方向における全中立粒子の平均漂流位置と各粒子の漂流位置の直線距離の標準偏差の 2 倍とし、その標準偏差は分散共分散行列の第一（第二）モードの固有値の平方根により得られる。こうして作成した楕円内に回収位置が含まれば、これらの中立粒子を放流した流入源候補が 95%信頼水準において統計学的に有意であると判断する。

(2) 流入量の推定方法（IMLM）

次に TPTM で特定した流入源からの流入量を IMLM で計算する。1 つの回収量データから推定される流入量 (f) と各回収位置でのべいくりの回収量 (z) を定式化すると、次式のように表すことができる。

$$\mathbf{f} \cdot \mathbf{g} = \mathbf{z} . \quad (2)$$

ここに、 $\mathbf{f} = [f_1^{M-l}, f_2^{M-l}, f_3^{M-l}, \dots, f_{N-1}^{M-l}, f_N^{M-l}]$ の要素の上付き文字は、流入源 (N : ある回収位置から特定した流入源の総数) を、その下付き文字は、各流入源からの流入日時を表し、 M はべいくりが回収した日時、 l は月毎に設定した滞留時間である（付録 B 参照）。したがって、 $\mathbf{f}$ はある回収位置から特定した全流入源における l 時間前から回収日時 M までの単位時間あたり流入量（以下、時間流入量）を表す。 $\mathbf{g} = [g_1, g_2, g_3, \dots, g_{N \times (l+1)}]$ は、各流入量の回収量 z への寄与率を表し、これは東京湾における表層流速場に依存する。ベクトル $\mathbf{g}$ は、各流入源からの順方向粒子追跡計算によって予め計算しておく。そして、寄与率 $\mathbf{g}$ と z からラグランジュ未定乗数法により時間流入量 $\mathbf{f}$ を計算する (Kako et al., 2010)。

IMLM では、TPTM で特定した各流入源における時間流入量が推定される。前述するように TPTM には、10 km の推定誤差が含まれる可能性があるため、各河川からの漂流ゴミの流入量を推定することは難しい。そこで、東

京湾の北西岸（図-1(c)中の太い実線）を一つの流入源として考え、推定された全流入源から同時刻における流入量を足し合わせることで、主要3河川起源の漂流ゴミの時間流入量を計算した。

2.4 河口における河川流量

東京湾には1級・2級河川を含め、26河川が流入している。その内、主要3河川（江戸川、荒川及び多摩川）の総流域面積（6,571 km²；江戸川：2,391 km²，荒川：2,940 km²，多摩川：1,240 km²）は、東京湾の全流域面積（約9,800 km²）の67%に相当する。江戸川の流域面積は、利根川の分岐流であることを考慮して2,391 km²とした。これは、利根川からの分岐点である関宿（図-1(b)）より上流の流域面積（8,764 km²；二瓶ら(2007a)）に関宿での分流率（0.25）を乗じて、関宿より下流の流域面積（200 km²）を加えることによって算出した。

推定した漂流ゴミの流入量と河川流量の関係を調べるため、二瓶ら(2007b)によって開発された方法を用いて河口からの河川流量のデータセットを使用する。一般に、河川流量観測には高い費用を要するため、長期的に河川流量を計測していくことは困難である。そのため、河川水位と河川流量との関係を示す水位流量曲線を用いて河川水位から河川流量を計算する手法がよく用いられる。一方で、潮位変動の影響を強く受ける河口部において、水位流量曲線を定義することは困難である。

二瓶(2007b)は、まず潮位変動の影響が河川水位の変動に現れにくい上流域の観測点（野田：江戸川の河口から39 km上流，秋賀瀬：荒川河口から34 km上流，田園調布：多摩川河口から13 km上流；図-1(b)参照）において水位流量曲線を定義した。現在も継続して観測されている各観測点における1時間毎の河川水位データから、水位流量曲線を用いて1時間毎の河川流量を計算し、各観測点よりも下流域における降雨量、他の河川への分岐流、他の河川からの河川水流入量、浄水場での取水を考慮して河口における1時間毎の河川流量を計算した。この方法で計算した河川流量の計算精度は、河口部で実際に観測した河川流量と比較することによって、良好であることが確認されている。

3. 結果

3.1 漂流ゴミの日流入量の推定

IMLMで推定された東京湾北西岸からの漂流ゴミの時間流入量と主要3河川の河口における河川流量（2.4節）の1時間毎の合計流量を比較した（図-3）。なお、Loading

Rate（以下、LR）及び Specific River Discharge（以下、SRD）は、それぞれ“単位流域面積当たりの漂流ゴミの時間流入量”及び“単位流域面積当たりの合計河川流量”であり、漂流ゴミの時間流入量及び主要3河川の合計河川流量を主要3河川の総流域面積（6,571 km²）で除すことで計算される。

河川水中に含有する物質の流入量と河川流量の関係を調べる時、回帰モデルとして式(3)が頻繁に用いられる（例えば、Ebise, 1985；Takada et al., 1992；二瓶ら, 2010）。

$$L = aQ^b \quad (3)$$

ここに係数 a 及び b はそれぞれ回帰モデルの切片及び回帰係数であり、 L は物質の流入量、 Q は河川流量である。

これらの既往研究に基づき、式(3)を用いて LR と SRD の関係式（以下、流入モデル）を作成する。なお、本研究では L を LR (m³ h⁻¹ km⁻²) とし、 Q を SRD (m³ s⁻¹ km⁻²) とした。LR を SRD に対して回帰すると、式(3)中の係数 a と b はそれぞれ 2.123×10^3 と 1.326 となり、95%信頼水準において有意な相関関係 ($R^2 = 0.23$, $P < 0.01$) が得られた（図-3 中の太い実線）。図-3 中の太い破線は、回帰残差の95%信頼区間を示しており、切片 a の95%信頼限界値 (8.699×10^{-5} 及び 5.181×10^{-2}) を用いることで得られる。

低い相関係数は、SRD が $0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ 以下の領域（小規模出水時）において、ばらつきが大きいためである。このばらつきは、河岸からゴミが流失する過程、季節による河岸でのゴミの存在量の差異や河岸にあるゴミの流失履歴が影響しているものと考えられる。これに関しては4.1節で考察する。このようなばらつきはあるけれども、LR と SRD の相関は有意であり、これは河岸に存在するゴミが、河川水の増水に応じて流出していることを示唆している。

一方、一部の期間において、漂流ゴミの時間流入量が推定されなかった。これはその時に河川から流入したゴミを関東地整が回収していなかったことと表層流速の欠測（2.2節参照）が原因である。そこで、IMLMによって推定されなかった期間における漂流ゴミの時間流入量を式(3)で補間した。

時間流入量を補間するにあたり、河川流量に出水時を判断するための閾値を設定した。これは、ほとんどのゴミが、本流の両岸（Bank）と高水敷（Flood plain）に存在するため（図-3の右下の河道断面図参照）、水位が低く、流速が小さい平常時にはゴミが流出しないと考える

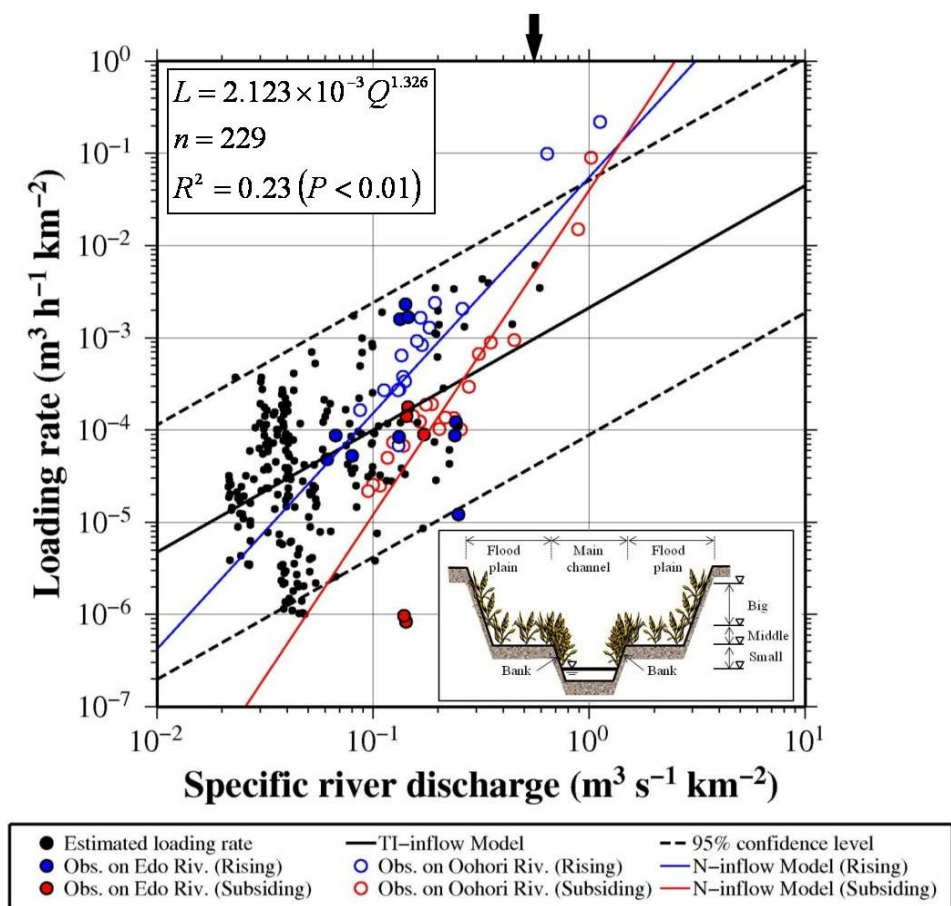


図-3 本研究のIMLMと二瓶ら(2010)のネット採取法で得られたLRとSRDの関係の比較。

本研究で得られた回帰式を図中の左上に示し、主要3河川の典型的な断面図を右下に示す。黒矢印は2008年度におけるSRDの最大値を示している。各線及び各印の凡例を図下に示す。

れるためである。しかし、河道断面は場所によって異なるため、厳密に出水時を判断するための閾値を決めることは難しい。ここではIMLMで推定した結果、SRDが $0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$ 以下のときに漂流ゴミの時間流入量が推定されなかった(図-3)ため、それを閾値として用いた。主要3河川の合計河川流量のSRDが、閾値($0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$)以上になった時のLRを式(3)で計算し、計算したLRに主要3河川の総流域面積($6,571 \text{ km}^2$)を乗じて漂流ゴミの時間流入量を計算する。

最終的にIMLMと式(3)で得られた漂流ゴミの時間流入量の日毎に合計し、それに港湾管理者の日回収量を加えることにより、河川から東京湾に流入した日流入量を計算した。日流入量は河川流量の変動に対応し、特に8月29-30日の2日間に急激に増加していた(図-4(a)及び(b))。2008年度における年間流入量は $2,115 \text{ m}^3$ であった。2008年度の最大出水であった10日間(2008年8月25日から同年9月3日)における合計流入量は 506 m^3 であり、これは年間流入量の24%に相当する。一方、同10日間にお

ける河川水流入量は $7.219 \times 10^8 \text{ m}^3$ であり、これは年間における河川水流入量($6.831 \times 10^9 \text{ m}^3$)の11%に相当する。これは漂流ゴミの流入量は、河川水の流入量に比べて出水時の寄与が大きいことを示唆している。

3.2 河川での直接採取に基づいて推定した流入量との比較

TPTMとIMLMに基づいて推定した漂流ゴミの流入量(TI-inflow)を検証するため、河川を漂流するゴミを直接採取して作成した流入モデル(二瓶ら, 2010)を用いて推定した流入量(N-inflow)と比較した。二瓶ら(2010)の流入モデルの作成方法の詳細を付録Cに示す。

二瓶ら(2010)は、大堀川に架かる木崎橋と江戸川に係る野田橋で、出水イベント時にゴミ採取用ネットを用いて漂流ゴミを直接採取し、本研究と同様に、LRとSRDの回帰式(式(3))を作成した。二瓶ら(2010)は、河川流量の増水期と減水期に分けて流入モデルを作成し、増水期(減水期)における係数 a 及び b は、 5.502×10^{-2} (4.018

$\times 10^{-2}$) 及び 2.558 (3.519) と決めた (付録 C)。

これらの流入モデルを用いて、次の 2 ステップで主要 3 河川からの単位時間当たりの N-inflow を計算した。1) TI-inflow の推定結果に基づいて定義した SRD の閾値 ($0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$) を用いて出水時を判断する。2) 前後 12 時間の河川流量を用いてその勾配を計算し、正勾配であれば増水期、負勾配であれば減水期とした。もし河川流量の勾配が正 (負) であれば、増水期 (減水期) の係数 a 及び b を式(3)に導入し、単位時間当たりの N-inflow を計算した。

単位時間当たりの N-inflow を日毎に合計して計算した日流入量の時系列を図-4(c)に示す。TI-inflow の時系列は、N-inflow のそれと類似しており、相関は $0.91 (P < 0.01)$ であった。TI-inflow の年間流入量 ($2,115 \text{ m}^3$) は、N-inflow のそれ ($1,395 \text{ m}^3$) の 1.52 倍であった。現時点で 2008 年度における葦・草の真の年間流入量を知る術はないが、異なる手法で同等の年間流入量が推定されたことから、TI-inflow の年間流入量は、妥当な推定量であると判断している。また、日流入量のピークは、いずれも 8 月 29 日に生じており、N-inflow の流入のピークは、TI-inflow のそれに比べて大きかった。また、2008 年度の最大出水イベントであった 10 日間 (2008 年 8 月 25 日から同年 9

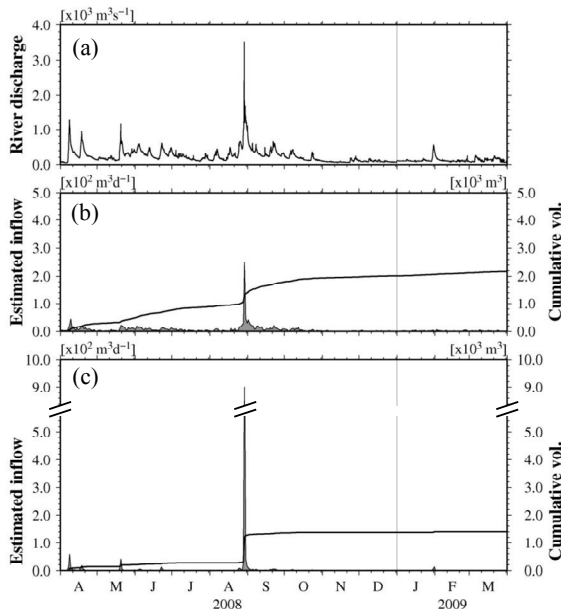


図-4 河川流量と漂流ゴミ流入量の時系列の比較

(a)は主要 3 河川の合計河川流量の時系列、(b)は本研究で推定した漂流ゴミの流入量の時系列、(c)は二瓶ら (2010)で得られた流入モデルを用いて推定した流入量の時系列を示す。(b)及び(c)の太い線は漂流ゴミの流入量の累積時系列を示す。

月 3 日)における N-inflow の日流入量の合計値は $1,017 \text{ m}^3$ であり、年間流入量 ($1,395 \text{ m}^3$) の 73%に相当する。したがって、二瓶ら (2010) の流入モデルは、本研究のそれに比べて出水に依存しやすいモデルである。

3.3 漂流ゴミ回収量の再現計算

前節に加え、TI-inflow の精度検証を行うため、順方向粒子追跡計算に基づいて 2008 年度における関東地整の回収量の再現計算 (以下、Hindcast 実験) を実施した。また、この Hindcast 実験では湾外への流出過程も調べるため、月末の漂流ゴミの滞留量 (月末に湾内に残留する漂流ゴミの量) と月間の漂流ゴミの流出量 (月間に湾外へ流出した漂流ゴミの量) を計算する。

関東地整は港湾管理者が回収し損ねたゴミを関東地整が回収しているため、この実験では TI-inflow の日流入量から港湾管理者の日回収量を差し引いた流入量を用いる。中立粒子を表層流速に受動的な漂流ゴミに見立てて、1 粒子当たり 0.01 m^3 の重みをつける。TI-inflow の時間流入量をこの重みで除すことにより、放流する中立粒子数を決定した。

主要 3 河川の河口部に相当する東京湾の北西岸 (図-1(c)の太い実線) から 1 時間毎に中立粒子を放流する。放流時には短波海洋レーダの外縁に沿って主要 3 河川の河口部 (図-1(c)の矢印) に近い格子点から順に 500 m 間隔で

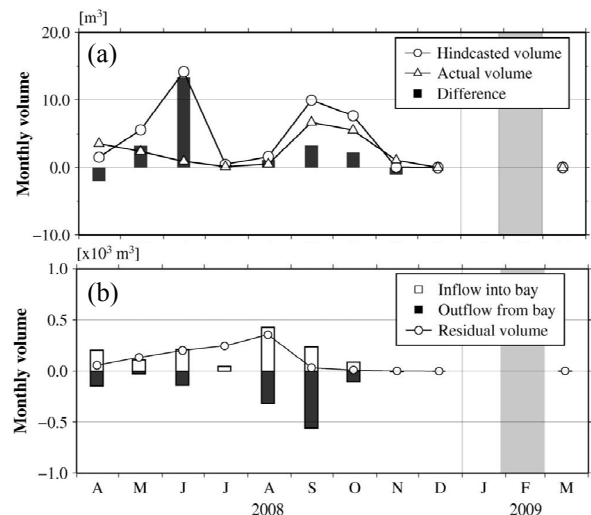


図-5 Hindcast 実験の結果

(a)は関東地整による漂流ゴミの実際の月間回収量と Hindcast 実験によって再現された月間回収量の比較、(b)は湾内への月間流入量、湾外への月間流出量及び湾内での月末滞留量の比較。いずれも図中の右上に凡例を示す。灰色のハッチは短波海洋レーダの欠測期間を示す。

中立粒子を配置する。放流した中立粒子は、式(B. 1)の追跡モデルを用いて関東地整によって回収されるか、湾口（図-1(c)の太い破線）から流出するまで追跡する。もし中立粒子が湾口部（図-1(c)の太い破線）を除き、短波海洋レーダの観測範囲の外縁に到達した場合は、再漂流操作を行うことで追跡を継続した。

Hindcast 実験において関東地整による回収量は、回収時刻におけるべいくりんの位置を中心として2008年度における関東地整の平均回収面積（ 0.765 km^2 、2.1節参照）に相当する円内に入る中立粒子数に1粒子当りの重み（ 0.01 m^3 ）を乗じることで計算した。一方、月末滞留量及び月間流出量はそれぞれ、月末において湾内に残留している中立粒子数と月間に湾外へ流出した中立粒子数（湾口の境界線（図-1(c)）に到達した中立粒子数）に1粒子当りの重みを乗じることで計算した。

Hindcast 実験によって計算された月間回収量を、実際の月間回収量と比較した（図-5(a)）。2008年6月において計算回収量は、実回収量に対して過大であり、それらの偏差は 13.3 m^3 であった。この過大評価は、2008年6月2日における計算日回収量（ 9.6 m^3 ）が大部分を占めており、この日の関東地整の回収位置に、漂流ゴミが高濃度に集積したパッチが存在していたことが原因である（図-6(a)）。この集積パッチは、横浜港近くの短波海洋レーダの観測

範囲の外縁に集積していた中立粒子が、北東方向の潮流により、一時的に沖合に輸送されたものである。この問題を解決するためには、短波海洋レーダの海岸付近におけるゴミの挙動を正確に計算する必要があるが、短波海洋レーダの表層流速のみを利用している現状では、この問題を解決することは困難である。こうした問題はあるが、Hindcast 実験は、2008年6月を除いて実回収量の変動を良く再現できており（図-5(a)）、これもまた TI-inflow の妥当性を支持するものである。

図-5(b)に主要3河川からの月間流入量（ただし、ここでは港湾管理者の回収量は除いている）、月末滞留量及び月間流出量の時系列を示す。東京湾における月末滞留量は2008年4月から8月まで増加し、同年9月から10月末にかけて急激に減少していた。月末滞留量は8月末に最大（ 355 m^3 ）となり、8月末までの河川からの流入量（ 990 m^3 ）の36%に相当する。残りの 635 m^3 （64%）は、8月末時点までに湾外へ流出した。その後、10月末までに湾外へ一気に流出し、11月以降は河川からの流入量も少ないため、月末滞留量はほとんど増加しなかった。この月末滞留量の季節変動は、東京湾における残差流動場の季節変動を反映しているものと考えられ、これについては4.2節で考察を加える。

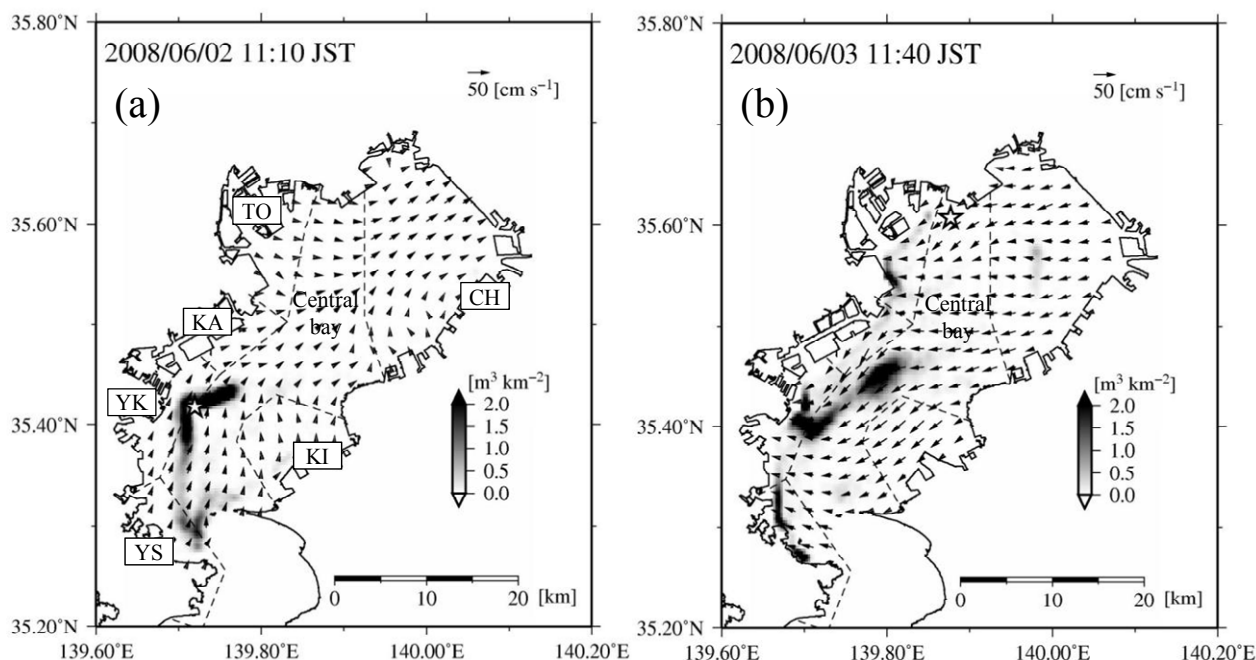


図-6 漂流ゴミの密度分布と関東地整による回収位置の比較

Hindcast 実験によって得られた2008年6月2日(a)及び2008年6月3日(b)における漂流ゴミの密度分布と表層流速場の比較図。灰色スケールのカラーは漂流ゴミの密度を示し、星印は関東地整が実際に漂流ゴミを回収した位置を示す。破線は港湾区域と一般海域の境界線である。

3.4 漂流ゴミの年間収支（2008 年度）

Hindcast 実験に基づいて東京湾における漂流ゴミ（葦・草のみ）の年間収支を計算した（図-7）。この図には年間流入量に室内実験によって得られた葦・草の密度（ 0.1934 t m^{-3} ；付録 A 参照）を乗じた東京湾に流入するゴミの年間総重量も併せて示す。5 つの港湾管理者及び関東地整による年間回収量は 832 m^3 であり、年間流入量（ $2,115 \text{ m}^3$ ）の 39%に相当する。Hindcast 実験の結果からわかるように、残りの漂流ゴミ（年間流入量の 61%に相当する $1,283 \text{ m}^3$ ）のほとんどは、2009 年 3 月までに湾外へ流出した可能性がある。

本研究では東京湾におけるゴミのフローを 1 方向の流れとして仮定している。すなわち、河川から流入したゴミが、港湾区域で港湾管理者に、一般海域で関東地整に回収され、残りが湾外へ流出するという単純な流れである。しかし、実際には、一般海域に流入したゴミは、湾外に流出する以外に 3 つの過程が考えられる。すなわち、1) 海岸に漂着する、2) 港湾区域に戻り、港湾管理者によって回収される、3) 海底に沈降するという 3 つの過程である。

過程 1)は、今回示した年間収支を大きく変えるものではないと考えられる。これは東京湾沿岸のほとんどが、人工護岸で形成されており、自然海岸は東京湾海岸線全延長 775 km の 5%（39km）しかないためである。また、海岸に漂着したゴミは、いずれ波、風や潮位変動により

湾内に再漂流する可能性もある。

過程 2)を無視することは、河川からの漂流ゴミの流入量と湾外への流出量を過大に評価している可能性がある。しかし、港湾管理者による総回収量に対して一度、一般海域に流出した後、港湾区域に戻った漂流ゴミの回収量の割合は小さいと推察される。これは港湾管理者によって回収された総回収量と主要 3 河川の合計河川流量の日平均値に高い相関関係があったためである（ $R=0.73$, $P < 0.01$ ）。すなわち、河川流量が大きい時に多くのゴミを回収していることを意味し、過程 2)を無視することによる影響は小さいと考えられる。

最後に過程 3)を無視することは湾外への流出量を過大に評価されている可能性がある。Moore and Allen(2000)は、アメリカの the Southern California Bight で底引き調査を実施し、陸域の植生が海底に沈降していることを確認した。このことから、東京湾においても河川から流入した自然系ゴミの一部は、海底に沈降していると推察される。沈降したゴミは、東京湾内で分解されるまで海底に存在しつづける可能性がある。したがって、東京湾へのゴミの沈降量を見積もることは、東京湾内での物質循環を明らかにするうえで重要な要素であると考えられる（例えば、Hedges et al., 1997）。今後は葦・草等の自然系ゴミの沈降実験等を行い、沈降量のオーダーを見積もりたいと考えている。

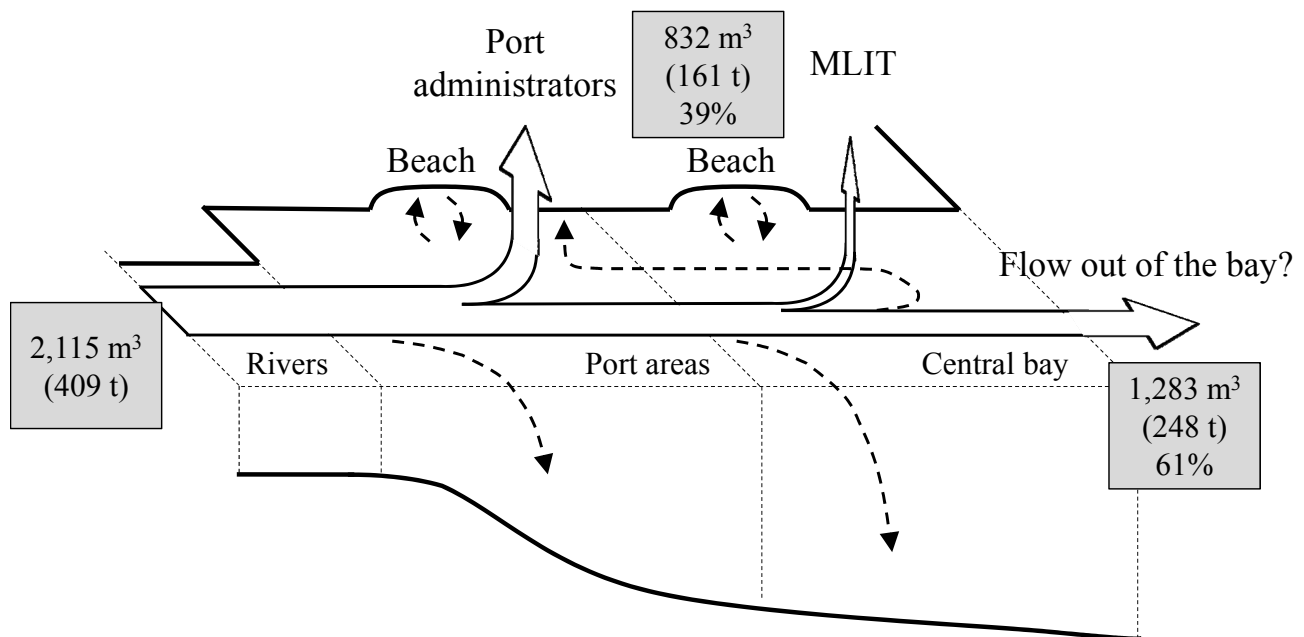


図-7 東京湾における漂流ゴミのフロー図。

破線矢印は本研究で考慮されていない過程を示す。Port administrators は、5 つの港（東京港、川崎港、横浜港、横須賀港、千葉港、木更津港）の港湾管理者を意味し、MLIT は、国土交通省関東地方整備局を意味する。

4. 考察

4.1 河川流量と漂流ゴミの流入量の関係

TI-inflow と N-inflow は、いずれも 2008 年 8 月 25 日から 9 月 3 日の 10 日間に大量の漂流ゴミが流入していることを示唆した (図-4(b)と(c))。しかし、N-inflow の年間流入量に対するこの 10 日間の流入量の割合は 73%であり、TI-inflow のそれ (24%; 3.1 節参照) に比べて著しく大きかった。この TI-inflow と N-inflow の出水時における応答の違いは、両者の回帰係数 (すなわち、式(3)中の b) によって理解することができる。二瓶ら(2010)の回帰係数 (2.558 (増水期), 3.519 (減水期)) は、本研究の回帰係数 (1.326) より大きい。3.2 節で述べたように、二瓶ら(2010)は、大堀川と江戸川で実施した採取結果を併用して回帰係数を決定した。これらの採取結果のうち、SRD が $0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ 以上に相当する LR のすべては、大堀川で得られた観測結果であり (図-3 中の青と赤の白抜き丸印)、これにより、本研究の回帰係数より二瓶ら(2010)のそれは、大きくなった。

大堀川の流域面積は、本研究で対象とした主要 3 河川の流域面積 ($6,517 \text{ km}^2$) に比べてとても小さい。また、大堀川の河道断面は、単純な放物線状であり、主要 3 河川の典型的な河道断面 (図-3 の右下) とは形状が異なる。したがって、二瓶ら(2010)も言及しているように、大堀川の河岸にあるゴミの流失過程は、主要 3 河川のような大河川のそれとは異なると推察される。

現時点で大河川における大出水イベント時 (すなわち、 $\text{SRD} > 0.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$) における LR は、河川での直接採取では確認されていない。また、2008 年度における最大 SRD は $0.58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (図-3 中の黒矢印) であり、本研究でも大出水イベント時における LR を得ることはできなかった。したがって、漂流ゴミの流入量を正確に推定するためには、大河川における大出水イベント時における LR を直接採取もしくは IMLM で取得し、現状の流入モデル (図-3 中の左上) を改良していく必要がある。

3.1 節で述べたように、SRD が $0.02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ から $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ の範囲において LR のばらつきが大きく、結果として LR と SRD の相関が低かった (図-3 中の左上)。このばらつきは、大河川における 1) 河岸及び高水敷での葦・草の流失過程と 2) 葦・草の存在量の季節依存性を反映しているものと推察している。

まず葦・草の流失過程を大河川の典型的な河道断面 (図-3 中の河道断面図) で考えてみる。出水により河川水位が上昇し、中水位 (図-3 中の河道断面図中の middle water level) まで水位が上昇すると、河道面積が急激に

拡大することにより、河川水の流速は小さくなるため、高水敷 (Flood plain) にある葦・草は流失する可能性が低くなる。河川水位が中水位よりも上昇すると、葦・草が冠水し、葦・草にかかる河川水の流体力が大きくなるため、やがて流失すると推察される。したがって、葦・草の河岸の流失量は、河川流量に比例して増加しないと考えられる。また 2) 河岸及び高水敷における葦・草の存在量は季節によって異なり、冬期より夏期のほうが多くの葦・草が存在する。そのため、東京湾へのこれらの流入量を正確に推定するためにはこうした過程を考慮することが必要になるであろう。

二瓶ら(2010)が実施したような河川でゴミを直接採取して得られた LR の信頼性が高いけれども、継続的に行うことは、コスト面と労力面から困難である。一方、TPTM と IMLM を併用した本手法は、関東地整の回収量と短波海洋レーダで観測された表層流速のみから LR を計算することができる。本手法を用いて複数年の LR を推定すれば、季節毎の流入モデルを構築することも可能である。また、過去に発生した大出水イベント時であっても LR を推定することも可能である。したがって、本手法は、ゴミの直接採取に比べて、SRD と LR の関係 (図-3) を長期間のデータに基づいて決定するのに有効な手段であると考えている。

我々は今後、複数年の解析を行って LR (特に大出水イベント時における LR) を推定することにより、流入モデルの係数 a と b を改善していくとともに、季節依存性や履歴の効果 (例えば、First flush) を考慮した流入モデルを作成する。

4.2 月末滞留量の季節変動性

3.3 節で示したように湾内の漂流ゴミの月末滞留量は 2008 年 4 月から 8 月にかけて増加し、9 月から 10 月末にかけて急激に減少していた。この季節変動の要因を調べるため、短波海洋レーダの観測結果から得られた湾内の表層残差流速場 (14 日間移動平均流速) を調べた。

図-8 は東京湾軸に沿った東側のライン (図-1(c)の細い実線) と西側のライン (図-1(c)の細い破線) 上における南西及び北東方向の 14 日間移動平均流速の時系列である。図-8 に示されるように、南西風が吹いた 2008 年 7 月から 8 月中旬に西側 (東側) のラインに沿って湾奥から 10 km から 20 km の範囲に北東流 (南西流) が発生している。これは湾奥近くの海域に高気圧性循環流 (時計回りの渦) が形成されていることを示す。残差流動場のスナップショット (図-1(c)及び付録 D) を見ると、渦の中心が湾の東側に位置するような高気圧性循環流が形成

されていることがわかる．一方，北東風が吹いた 2008 年 8 月中旬から 9 月までは湾内一様に南西流が発生している（図-8 及び付録 D 参照）．

こうした表層残差流動場の形成メカニズムは，風により駆動される吹送流（Hinata et al., 2010）とエスチュアリー循環によって形成される高気圧性循環流（Fujiwara et al., 1997）のバランスによって決まる．Fujiwara et al. (1997)は，エスチュアリー循環の一部である湾奥の湧昇流によって密度海面付近で水平発散場が形成され，その結果，高気圧性循環流が発生すると説明する．一方，Hinata et al. (2010)は理想地形と線形定常理論（エクマン解）に基づいて閉鎖性海域における吹送流の風応力方向依存性を理論的に調べた．東京湾の海底地形は逆三角形の形状をしており，その軸は湾の横断中央より少し西側にシフトしている．東京湾における鉛直拡散係数（ K ）のオーダーを $10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ と仮定し（Guo and Yanagi, 1996），緯度 35.5° に対応するコリオリパラメータ（ $f=8.44 \times 10^{-5}$

s^{-1} ）及び湾内の最大水深（ $h=20 \text{ m}$ ）を用いてエクマン数（ E ）を推定すると， 10^{-2} のオーダーとなる（すなわち， $E=K/fh^2=0.03$ ）．エクマン数がこのオーダーになる閉鎖性海域では湾軸方向に風が吹くと，浅海域（すなわち，湾の両側）の表層では強い吹送流が，深海域（すなわち，湾軸の周辺海域）の表層では弱い吹送流が発生し，流向はいずれも風下方向になる（Hinata et al. (2010)の図-10 参照）．

2008 年 7 月から同年 8 月には一貫して南西風（東京湾では湾軸に沿った湾奥方向の風）が吹いており，北東方向の吹送流が発生する．したがって，東京湾の西側ではこの吹送流により高気圧性循環流が強化され，逆に東側では弱化される．その結果，湾奥近くの表層で東側に比べ，西側の方が強い流速をもつような高気圧性循環流が形成され，渦の中心は東側にシフトする．一方，2008 年 8 月中旬から 9 月上旬にはこの年の最大出水イベントがあり，大量の河川水が流入した（図-4(a)参照）ことにより，南西方向の密度流が形成されていたと考えられる．さらに同期間において北東風（東京湾では湾軸に沿った湾口方向の風）が吹いたことで南西方向の吹送流も発生したため，湾全体の表層に南西方向の残差流が形成された．

したがって，湾内の漂流ゴミの滞留量は，表層残差流動場の季節変動に依存して変動すると考えられ，2008 年度には以下のような過程で月末滞留量が季節的に変動していた．2008 年 4 月から 8 月には吹送流とエスチュアリー循環のバランスによって形成された高気圧性循環流により，漂流ゴミが湾内に捕捉され易い形となり，月末滞留量が増加した．その後，2008 年 8 月中旬から 9 月上旬には吹送流と密度流によって湾内全域の表層に形成された強い南西流により，滞留した漂流ゴミの多くが湾外に流出し月末滞留量が急激に減少した．

4.3 新たな回収支援システムの提案

一般に，漂流ゴミは潮目（すなわち，潮汐フロントや河川フロント）に集積しやすいことが知られている．これまでの回収事業では，この潮目が表層水平発散場の収束域に対応すると仮定し，短波海洋レーダで得られた表層流速場から水平発散を計算することで，漂流ゴミの集積域を予測してきた．しかしながら，水平発散場は，その瞬間の流れ場から決まるのに対し，実際の漂流ゴミの集積域はそれまでにゴミが経験してきた流れ場によって決まる（履歴の効果）．したがって，漂流ゴミの集積域を特定するためには，こうした履歴の効果を考慮する必要がある．

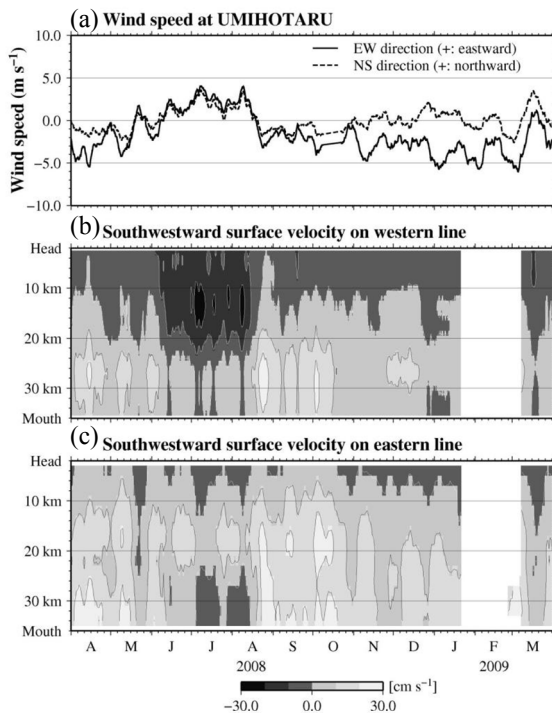


図-8 風向風速と表層残差流の時系列の比較

(a)は海上保安庁によって海ほたる（図-1(c)）で観測された 14 日間移動平均風速，(b)及び(c)はそれぞれ湾内の西側ライン（図-1(c)の実線）及び東側ライン（図-1(c)の破線）上における南西及び北東方向の表層残差流速（14 日間移動平均流速）の時系列を示す．表層残差流速は南西流を正にとっており，カラースケールを図下に示す．(b)及び(c)の縦軸の上が湾奥，下が湾口に対応する．

これに対して、式(B.1)に基づく粒子追跡計算は、短波海洋レーダで計測された表層流速場に基づいて漂流ゴミをラグランジュ的に追跡しているため、こうした履歴の効果が考慮される。したがって、この方法で特定された漂流ゴミの集積域に基づいてゴミ回収を行うことにより、より多くのゴミを回収できることが期待される。例えば、2008年6月3日におけるHindcast実験で得られた漂流ゴミの分布と実際の関東地整の回収位置を比較してみる(図-6(b))。関東地整は、この日湾奥近くで漂流ゴミを回収しているけれども、Hindcast実験の結果によると、湾奥よりも湾口の方が相対的に多くのゴミが漂流していた(図-6(b))。もし、この漂流ゴミのパッチ情報を予め関東地整や港湾管理者に伝えることができれば、より多くのゴミをこの日に回収できていた可能性がある。

短波海洋レーダで観測された表層流速は、インターネットを介して入手することができる(東京湾環境情報センター：http://www.tbeic.go.jp/radar_tbeic/index.asp)。また、河口における河川流量計算(2.5節又は二瓶ら(2007a))の基となる河川水位もまた、国土交通省河川局によってインターネットを介して公表されている(水文・水質データベース：<http://www1.river.go.jp>)。したがって、これらのデータを用いて粒子追跡計算を準リアルタイムに行うことで、漂流ゴミの集積域を高精度に予測することが可能となるであろう。

5. 結論

本研究では、短波海洋レーダで計測された表層流速データ、国土交通省関東地方整備局(関東地整)及び港湾管理者による漂流ゴミの日回収量データを用いて、Isobe et al.(2009)によって開発された双方向粒子追跡法(TPTM)とKako et al.(2010)によって開発されたラグランジュ未定乗数法を応用した逆推定法(IMLM)に基づいて2008年度1年間に主要3河川(江戸川、荒川及び多摩川)から東京湾に流入した漂流ゴミ(葦・草)の流入量を推定した。

IMLMで推定された単位時間当たりの流入量(時間流入量)と東京湾に流入する主要3河川の合計河川流量のそれぞれを、主要3河川の総流域面積で除してLoading rate(LR)とSpecific river discharge(SRD)を評価し、LRとSRDの回帰式(流入モデル)を作成した($R^2=0.23$, $P<0.01$)。河岸におけるゴミの存在量の季節依存性と流失履歴の効果(例えば、first flush)が影響しているため、現段階では相関は低いけれども、両者の関係は統計学的に有意であった。このことは河川の増水に応じて漂流ゴ

ミが、東京湾に流入していることが示唆している。

2008年度における東京湾への漂流ゴミの年間流入量は $2,115 \text{ m}^3$ であり、その内の39%(832 m^3)を関東地整と港湾管理者が回収していた。残りの61%($1,283 \text{ m}^3$)は湾外に流出もしくは海底に沈降していると推察した。

この推定結果を2つの異なる方法で検証した。まず二瓶ら(2010)が、河川で漂流ゴミを直接採取して作成した回帰式に基づいて推定された流入量(N-inflow)と本研究で推定された流入量(TI-inflow)を比較したところ、TI-inflowの年間流入量($2,115 \text{ m}^3$)は、N-inflowのそれ($1,395 \text{ m}^3$)の1.52倍であった。次に、主要3河川の河口部からTI-inflowの時間流入量に応じて中立粒子を放流する粒子追跡計算に基づいて、関東地整による漂流ゴミの回収量の再現計算(Hindcast実験)をしたところ、関東地整の月間回収量を再現することに成功した。以上の検証結果は、TI-inflowの妥当性を支持するものである。

また、Hindcast実験では、推定結果の検証に加えて、湾外への流出過程を調べるため、月末における湾内での漂流ゴミの滞留量(月末滞留量)及び湾口からの月間流出量を計算した。その結果、月末滞留量は、2008年4月から8月にかけて増加し、9月から10月の間に急激に減少するという季節変動がみられた。

月末滞留量の季節変動は、湾内の表層残差流動場に依存する。2008年4月から8月中旬には、湾奥近くに形成された時計回りの高気圧性循環流によって、漂流ゴミが捕捉されたために、月末滞留量が増加した。一方、2008年8月中旬から9月上旬にかけては、河川水の大量流入と北東風により湾内全域に強い南西流が形成され、これにより、湾内に捕捉されていた漂流ゴミの多くが、湾外へ流出したため、月末滞留量が急激に減少した。

IMLMは、短波海洋レーダの観測結果と関東地整による漂流ゴミの回収量データさえあれば、流入量を推定することが可能である。これは、河川での直接採取に比べ、容易であり、長期間のデータ蓄積に有効な手段であると考えられる。また、現段階では、LRとSRDの相関が低い複数年の解析を行うことで、現状の流入モデルを改善するとともに、漂流ゴミの流入量の季節依存性や履歴の効果考慮した流入モデルを作成することも可能になる。

現状では、年間流入量の39%のゴミを、関東地整と港湾管理者が回収していた。今後、準リアルタイムに粒子追跡計算を行う回収支援システムを開発することで、信頼性の高い湾内における漂流ゴミ密度分布を、清掃船の船員に知らせることが可能となり、関東地整と港湾管理者の回収量を増大させることが可能になるであろう。

(2013年5月31日受付)

謝辞

本研究は平成 22～24 年度環境省環境研究総合推進費 (B-1007) , および JSPS 科研費 23656309 の助成を受けて行われている。また, 本研究を実施するにあたり, 加古真一郎博士 (愛媛大) , 加藤茂准教授 (豊橋技科大) 及び青木伸一教授 (大阪大) より多くの有益な助言を頂いた。また, 推定に用いた漂流ゴミの回収量データは, 国土交通省関東地方整備局千葉港湾事務所及び各港湾管理者から, 短波海洋レーダの観測結果は横浜港湾空港技術調査事務所から提供頂いた。室内実験では港湾空港技術研究所の桑江朝比呂チームリーダー及び三好英一主任研究官に協力頂いた。ここに記し深甚なる謝意を表する。

参考文献

片岡智哉・日向博文 (2012) : 漂流ゴミ流入量に対する逆推定手法の東京湾への適用性と推定結果の水平拡散係数依存性, 沿岸海洋研究, **49**(2), 113–126.

二瓶泰雄・江原圭介・臼田美穂・坂井文子・重田京助 (2007a) : 江戸川・荒川・多摩川における水質環境と流入負荷特性, 海岸工学論文集, **54**, 1226–1230.

二瓶泰雄・高村智之・渡邊敬之 (2007b) : 東京湾主要流入河川における流量モニタリングの現状と課題, 海岸工学論文集, **54**, 1221–1225.

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.

Armitage, N. and Rooseboom, A. (2000): The removal of urban litter from stormwater conditions and streams: Paper 1 – The quantities involved and catchment litter management options, *Water SA*, **26**, 181–188.

Derraik, J.G.B. (2002): The pollution of the marine environmental by plastic debris: a review, *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 842–852.

Durum, E. (1997): The control of floating debris in an urban river, In: Coe, J. M., Rogers, D. B. (Eds.), *Marine Debris*, pp.351–358.

Ebise S. (1985): Storm runoff behaviours and loading of pollutants, *J. Water Pollut. Res.*, **8**, 499–504.

Fujiwara, T., Sanford, L. P., Nakatsuji, K. and Sugiyama, Y. (1997): Anti-cyclonic circulation driven by the estuarine circulation in a gulf type ROFI, *J. Mar. Syst.*, **12**, 83–99.

Furukawa, K. and Okada, T. (2006): Tokyo Bay: Its environmental status—past, present, and future, In:

Wolanski E. (Ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbours*, Springer, Netherlands, pp.15–34.

Guo, X. and Yanagi, T. (1996): Seasonal variation of residual current in Tokyo Bay, Japan —diagnostic numerical experiments—, *J. Oceanogr.*, **52**, 597–616.

Hedges, J. I., Keil, R. G. and Benner, R. (1997): What happens to terrestrial organic matter in the ocean?, *Org. Geochem*, **27**, 195–212.

Hinata, H., Kanatsu, N. and Fujii, S. (2010): Dependence of wind-driven current on wind stress direction in a small semienclosed, homogeneous rotating basin, *J. Phys. Oceanogr.*, **40**, 1488–1500.

Isobe, A., Kako, S., Chang, P.-H. and Matsuno T. (2009): Two-way particle tracking model for specifying sources of drifting objects: application to the East China Sea shelf, *J. Atmos. Oceanic Technol.*, **26**, 1672–1682.

Kako, S., Isobe, A., Seino, S. and Kojima, A. (2010): Inverse estimation of drifting-object outflows using actual observation data, *J. Oceanogr.*, **66**, 291–297.

Moore, S. L. and Allen, M. J. (2000): Distribution of anthropogenic and natural litter on the mainland shelf of the Southern California Bight, *Mar. Pollut. Bull.*, **40**, 83–88.

Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A. and Moloney, C. L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment, *Philos. Trans Roy. Soc. B*, **364**, 1999–2012.

Seino, S., Kojima, A., Hinata, H., Magome, S. and Isobe, A. (2009): Multi-sectoral research on East China Sea beach litter based on oceanographic methodology and local knowledge, *J. Coastal Res.*, **56**, 1289–1292.

Takada, H., Ogura, N. and Ishiwatari, R. (1992): Seasonal variations and modes of riverine input of organic pollutants to the coastal zone: 1. Flux of detergent-derived pollutants to Tokyo Bay, *Environ. Sci. Technol.*, **26**, 2517–2523.

Yanagi, T., Shimizu, M., Nomura, M. and Furukawa, K. (2003): Spring–neap tidal variations of residual flow in Tokyo Bay, Japan, *Cont. Shelf Res.*, **23**, 1087–1097.

付録 A 葦・草の空隙率と密度

べいくりんの日報に記録されている葦・草の回収量には、草と草の間にある空隙の体積が含まれている。本研究では、東京湾に流入する葦・草の正味の体積（以下、正味の量）を計算するため、回収された葦・草の空隙率を簡単な室内実験を行って計測した。これに加えて、正味の量から重量に換算するため、葦・草の乾燥密度も計測した。これらの実験では、実際に関東地整によって回収された葦・草（空隙込みの状態での 30 L）を使用した。実験の概要を以下に示す。

まず、試料を 10 L ずつに等分する。15 L の排水口付の容器に等分した 10 L の葦・草を入れて、容器の上面まで水を入れる。排水口から水だけを抜き、抜いた水の容量を計測することで、空隙率（すなわち、(抜いた水 (空隙) の体積 - 5 L) / 10 L）を取得する。次に同様の試料を庫内温度 100℃ に設定した乾燥機で完全に乾燥させ、重量を計測した。先に計測した葦・草の正味の量に対する乾燥後の重量から葦・草の密度を計測した。

以上の実験を残りの 2 つの試料でも行い、3 つの試料の平均空隙率と平均密度は、それぞれ 0.6339 と 0.1934 t m⁻³ であった。なお、ここで計測した葦・草の正味の量は湿潤状態における体積であり、葦・草に吸収もしくは葦・草の間に捕捉された水の体積も含まれている。しかし、これによる体積の増分は小さいと考え、本研究では湿潤状態における葦・草の体積を正味の量とした。

付録 B 表層水塊の滞留時間

TPTM による流入源の特定及び IMLM による流入量の逆推定を行うための事前準備として、東京湾における表層水塊の滞留時間を粒子追跡計算に基づいて計算した。ここで得られた滞留時間は、逆方向粒子追跡計算をする際の最大追跡時間として利用する。

短波海洋レーダの観測範囲内に 100 m 間隔で、表層流速に対して受動的な粒子（中立粒子）を均一に配置し、これを初期条件として毎日 0 時から式 (A.1) の追跡モデル (Isobe et al., 2009) を用いて粒子追跡計算を行う。

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

ここに、 $\mathbf{U}=[(u, v)]$ は、 $\mathbf{X}^t=[(x_t, y_t)]$ において短波海洋レーダで観測された表層流速、 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。短波海洋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

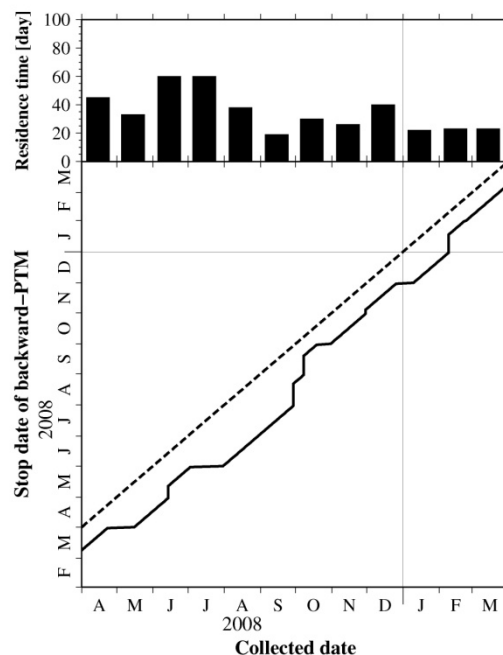


図-B.1 各月の表層水塊の滞留時間（上）と漂流ゴミの回収日に対する逆方向追跡計算の終了日（下）。例えば、2008 年 4 月 1 日に漂流ゴミを回収した場合、2008 年 3 月 9 日まで逆方向追跡計算を行うことを意味する。

で得られているため、ここでは時間ステップ毎 ($\Delta t=5$ 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する。水平拡散係数 K_h は片岡・日向 (2012) 同様、式(A.2)に示すスマゴリンスキーモデルを用いて計算する。

$$K_h = C \Delta x \Delta y \left[\left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial y} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (\text{B. 2})$$

ここにスマゴリンスキー定数 C は 0.10 とし、 Δx 及び Δy は短波海洋レーダの水平格子サイズ (1.5km) である。粒子追跡計算は湾口の格子点 (図-1(c)の太い破線) に到達するまで続ける。そして、初期粒子数の 90% の粒子が湾口から流出するまでの時間を、計算開始時刻における表層水塊の滞留時間とした。上記の計算を 2008 年 4 月から 2009 年 3 月 31 日までの 1 年間行い、各月の最大滞留時間を逆方向追跡計算の最大追跡時間として用いた。なお、短波海洋レーダの欠測期間 (2009 年 1 月 28 日から同年 2 月 28 日) まで継続した場合はその時点計算をやめ、滞留時間は不明として扱う。これにより、2 月の滞留時間を計算することができないため、1 月と 3 月の滞留時間を比較して長い方の滞留時間 (i.e., 3 月の滞留時間: 23 日) を用いることとした。

こうして決定した各月の滞留時間を図-B.1に示す。東京湾における表層水塊の滞留時間は19日から60日であり、2008年6月から7月までに配置した中立粒子の滞留時間が最も長く（60日）、2008年9月に配置した中立粒子の滞留時間が最も短い（19日）。

付録 C 河川での直接採取に基づいて作成された流入モデル

二瓶ら（2010）は、2008年11月28日に手賀沼に流入する大堀川（流域面積: 31 km², 延長: 6.9 km.）に架かる木崎橋と2009年8月10-12日と同年10月8-9日に東京湾の主要河川の一つである江戸川に架かる野田橋で漂流ゴミの直接採取を実施した。木崎橋及び野田橋の位置を図-1(b)に示す。彼らはそれぞれの橋から2.5 cmの網目をもつ1 m×1 mの採取ネットを1-5分間下ろし、河川に漂流するゴミを採取し、漂流ゴミの単位幅流入量を計算した。両観測で得られたゴミの構成比率はほとんど同じであり、採取されたゴミの94%は、草などの自然系ゴミであった。

この直接採取は、横断方向の1点のみで行われた。各観測において単位幅当りの輸送量の横断分布を知るため、彼らは、直接採取を行った地点も含めて、橋上の多点でビデオモニタリングを併用した。そして、ビデオ画像を目視で確認し、1 mの検査線を通過する漂流ゴミの画素数を数えた。直接採取を行った地点における画素数と漂流ゴミの単位幅輸送量に有意な高い相関があった。この相関式を用いて橋上の他の点における単位幅輸送量を計算し、横断分布関数を取得した。この横断分布関数を各観測点の河道幅（大堀川：15 m, 江戸川：90 m）で積分することによって単位時間当たりのN-inflowを計算した。

二瓶ら（2010）も直接採取によって得られたN-inflowのLR（すなわち、単位時間当たりのN-inflow/現地観測点までの各河川の流域面積）とSRD（すなわち、現地観測点における河川流量/現地観測点までの各河川の流域面積）の関係から流入モデルを作成した。江戸川及び大堀川の採取点までの流域面積は、それぞれ2223.5 km²及び20.1 km²である。彼らは、河川流量の増減（すなわち、増水期と減水期）に応じて、流入モデルを作成した。増水期における係数 a 及び b は、それぞれ 5.502×10^{-2} 及び2.558（ $n = 26$, $R^2 = 0.51$, $P < 0.01$ ）であり、減水期における係数 a 及び b は、それぞれ 4.018×10^{-2} 及び3.519（ $n = 26$, $R^2 = 0.77$, $P < 0.01$ ）である。

付録 D 2008年度における漂流ゴミの回収位置と表層残差流動場

べいくりんの回収位置と表層残差流動場の比較を図-D.1から図-D.9に示す。各図の地図の右上にある数字は、1日の総回収量と葦・草のみの回収量を示している。例えば、2008年4月3日は1日の総回収量が0.4 m³であり、その内の0.2 m³が葦・草の回収量である。また、べいくりんの回収位置を星印で示しており、黒塗りの星印は葦・草が回収された日の回収位置を示し、白抜き星印は葦・草以外のゴミが回収された日の回収位置を示している。ただし、ゴミの個別の回収位置や各回収位置での回収量などの詳細は不明である。本研究では各回収位置での回収量をそれぞれの回収に要した時間で重み付けをして1日の葦・草の回収量を割り振ることで計算した。

短波海洋レーダで観測された各格子点の表層流速の14日間移動平均を行うことで表層残差流速を計算した。図中の矢印は短波海洋レーダで観測された表層残差流の流向を2.5 km格子で示しており、残差流速値の絶対値を色で表示している。色の凡例を各図の右下に示す。2009年1月21日から2月6日（図-D.9）は14日間移動平均をする際に短波海洋レーダの欠測期間が含まれたため、べいくりんの回収位置のみを示す。

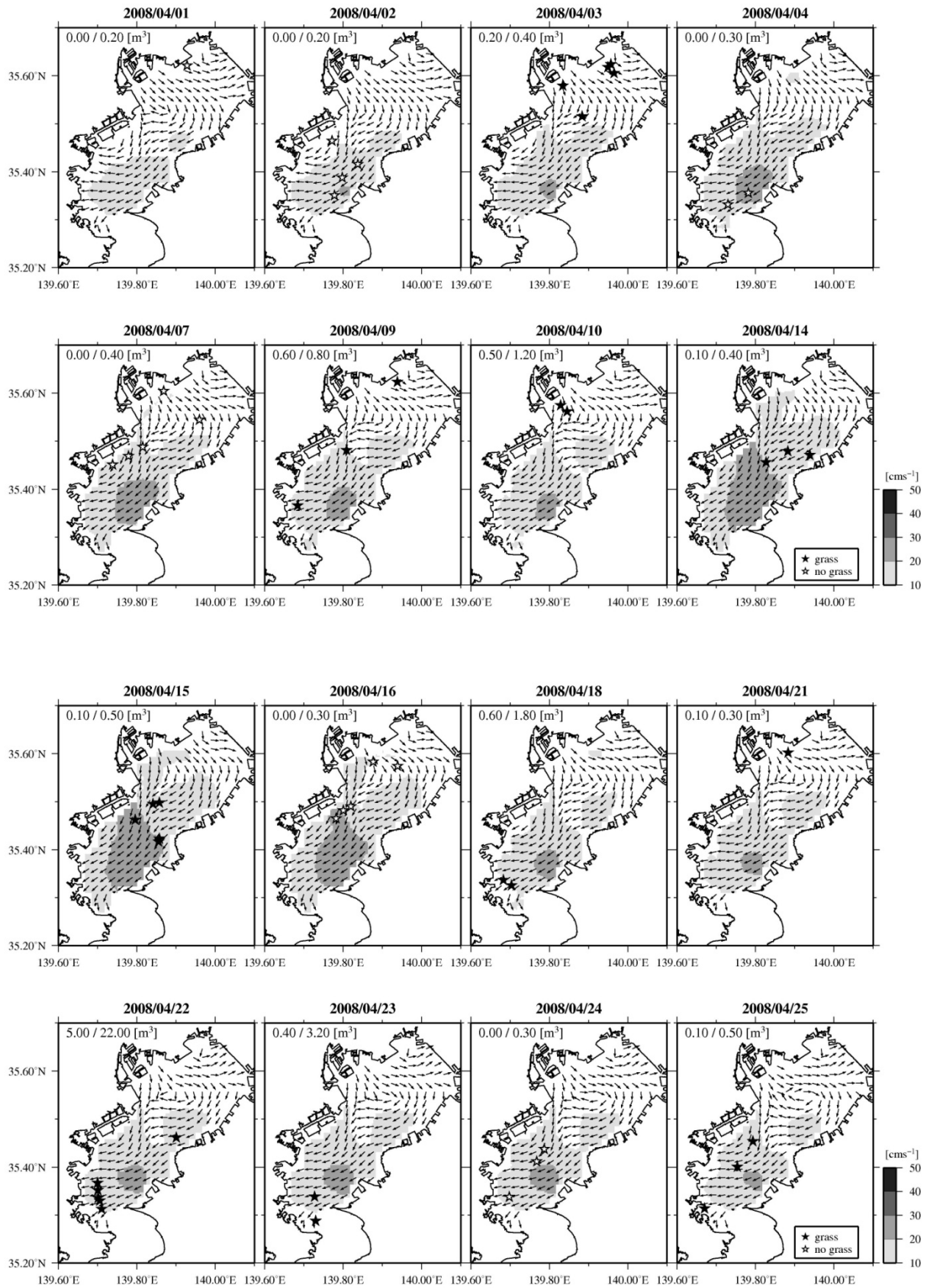


図-D.1 べいくりんの回収位置と表層残差流動場（2008/4/1-2008/4/25）

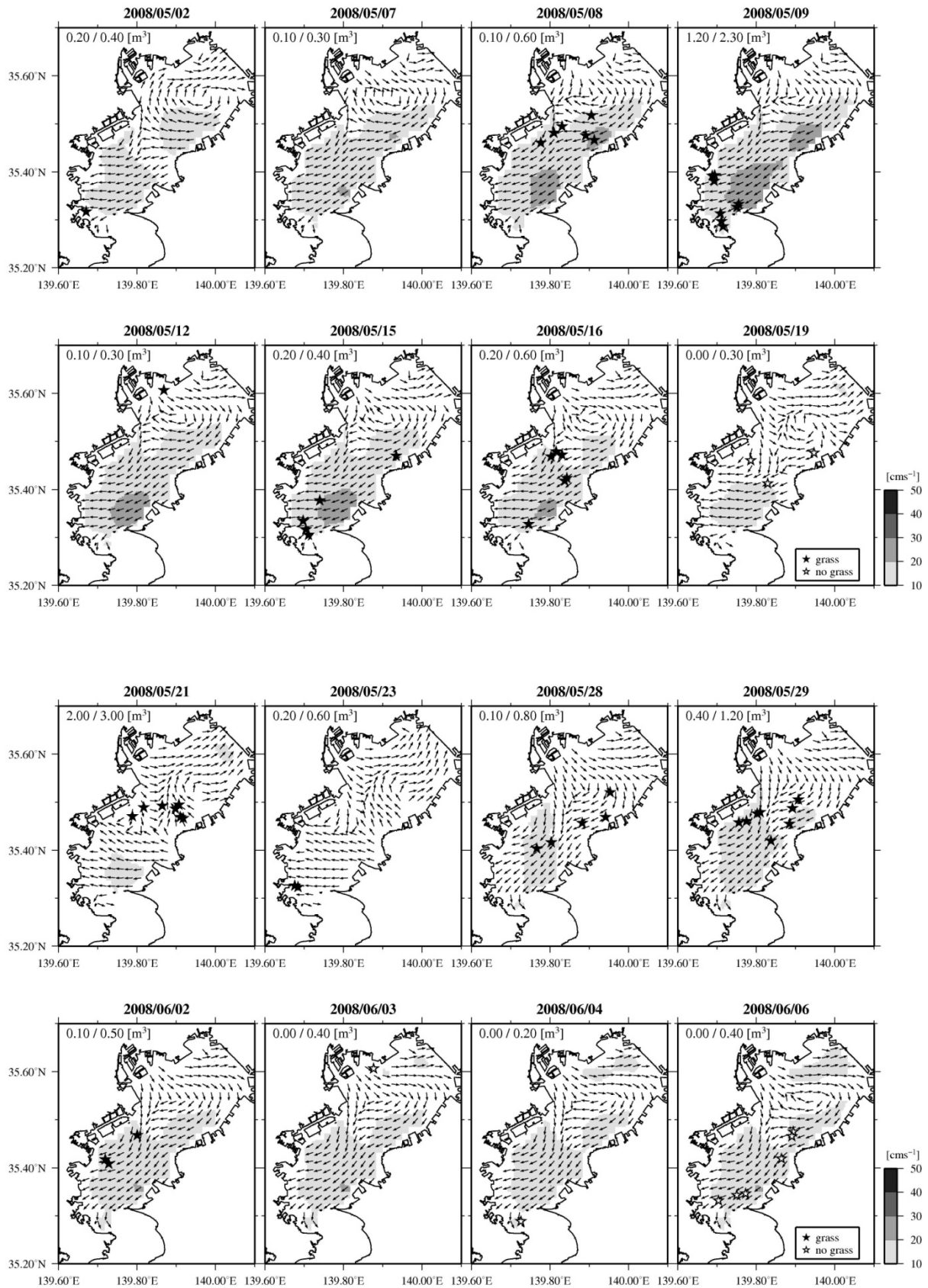


図-D.2 ぺいくりの回収位置と表層残差流動場 (2008/5/2-2008/6/6)

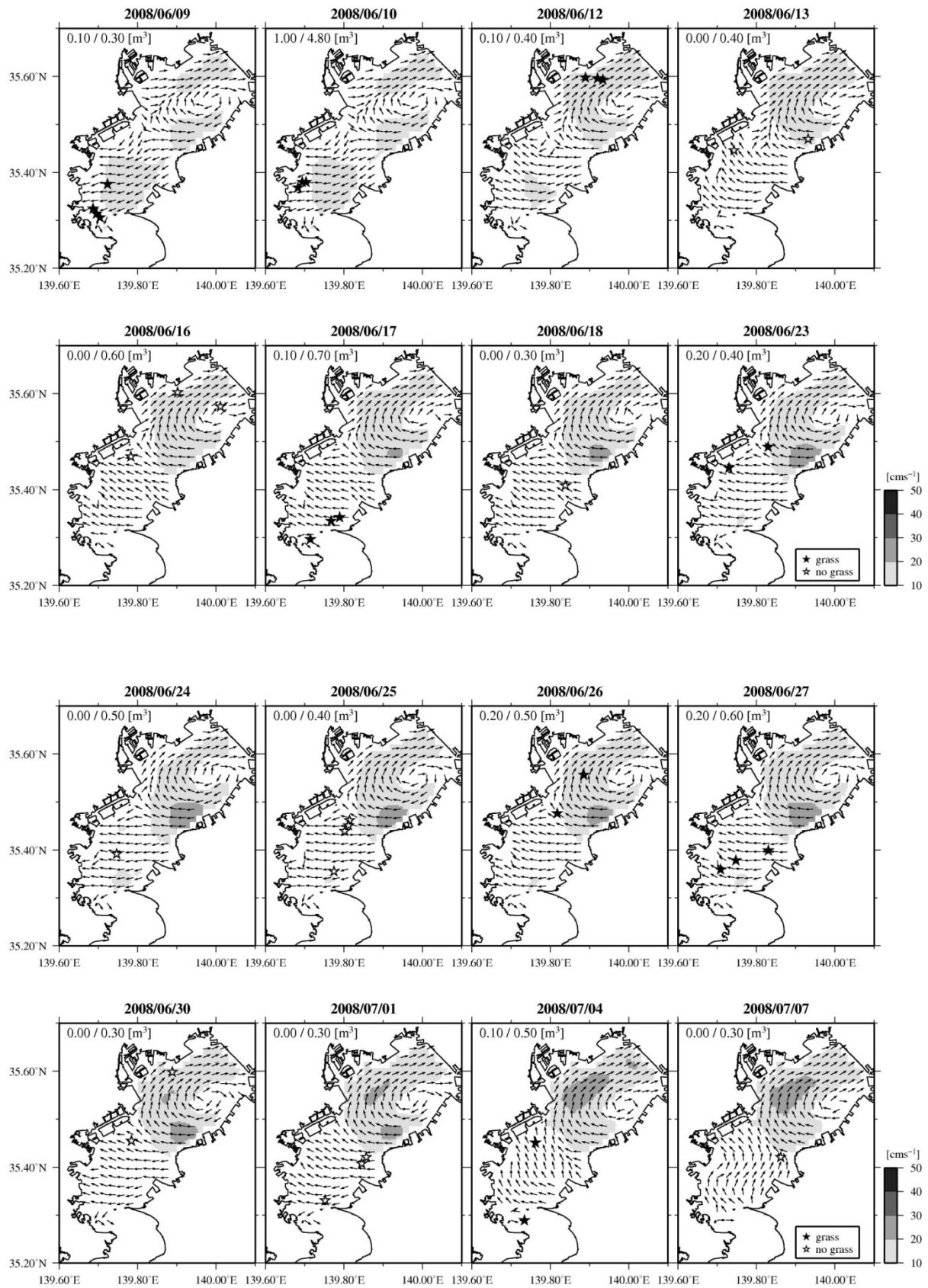


図-D.3 べいくりんの回収位置と表層残差流動場 (2008/6/9-2008/7/7)

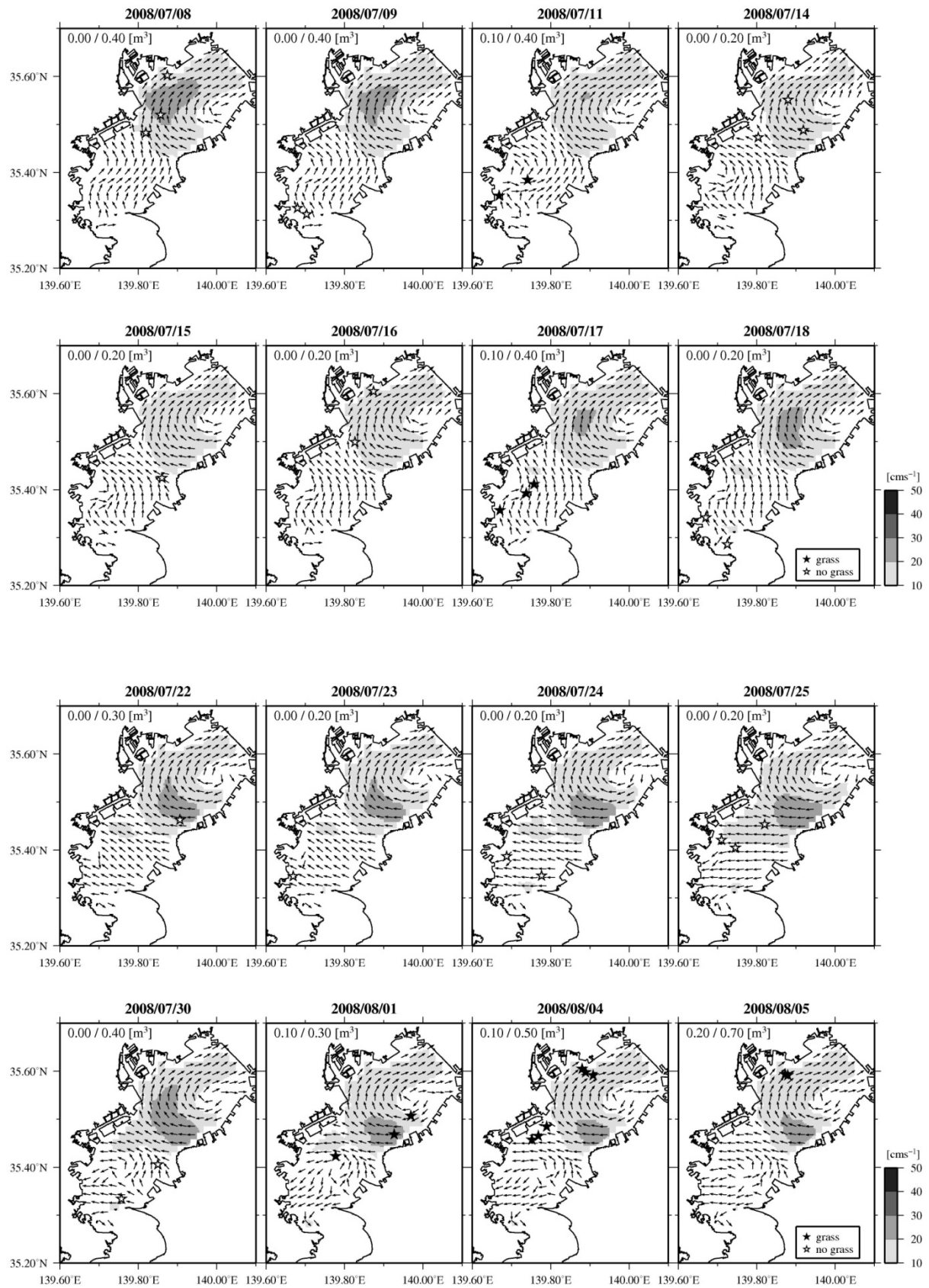


図-D.4 べいくりんの回収位置と表層残差流動場 (2008/7/8-2008/8/5)

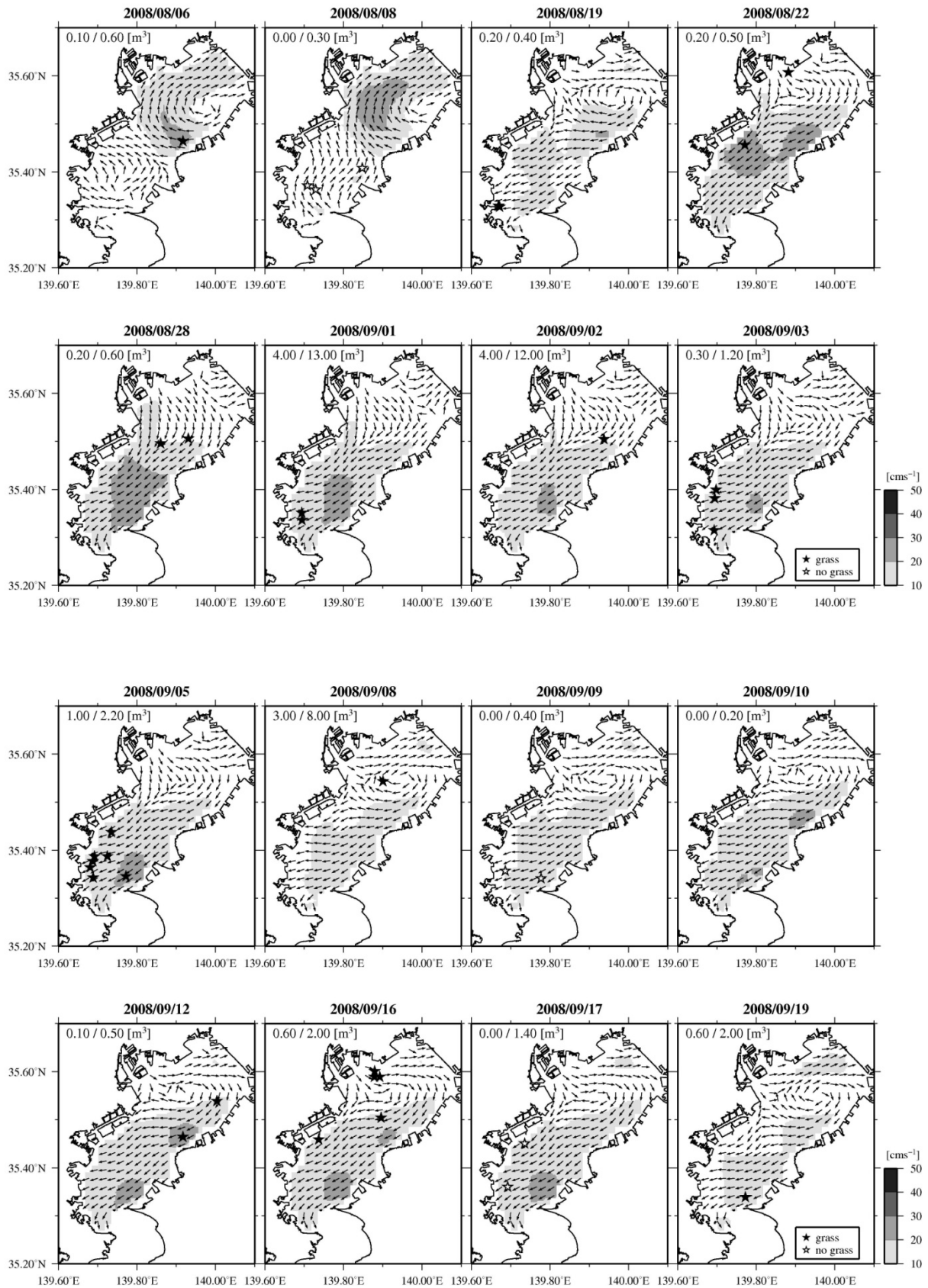


図-D.5 べいくりんの回収位置と表層残差流動場 (2008/8/6-2008/9/19)

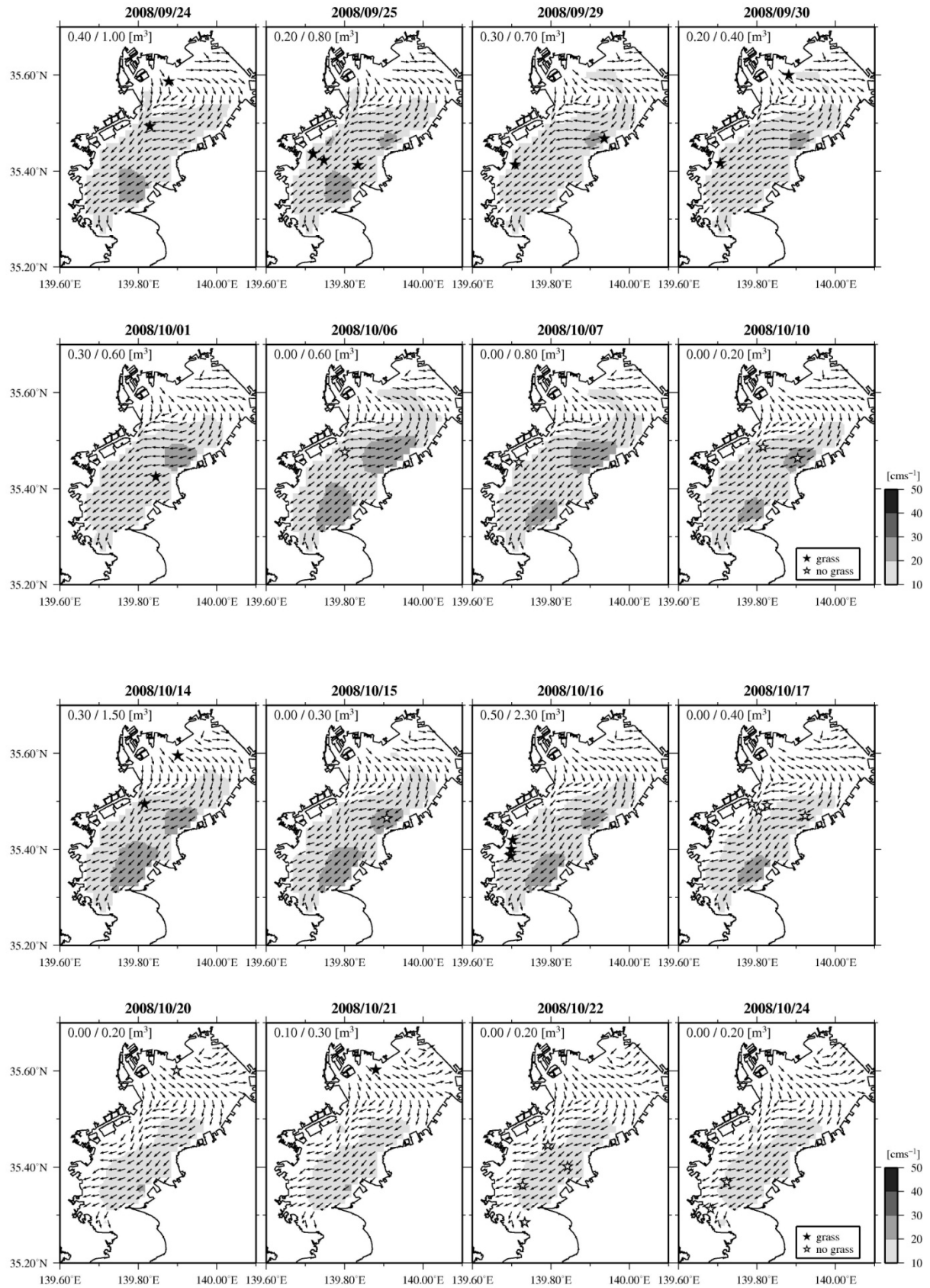


図-D.6 べいくりの回収位置と表層残差流動場（2008/9/24-2008/10/24）

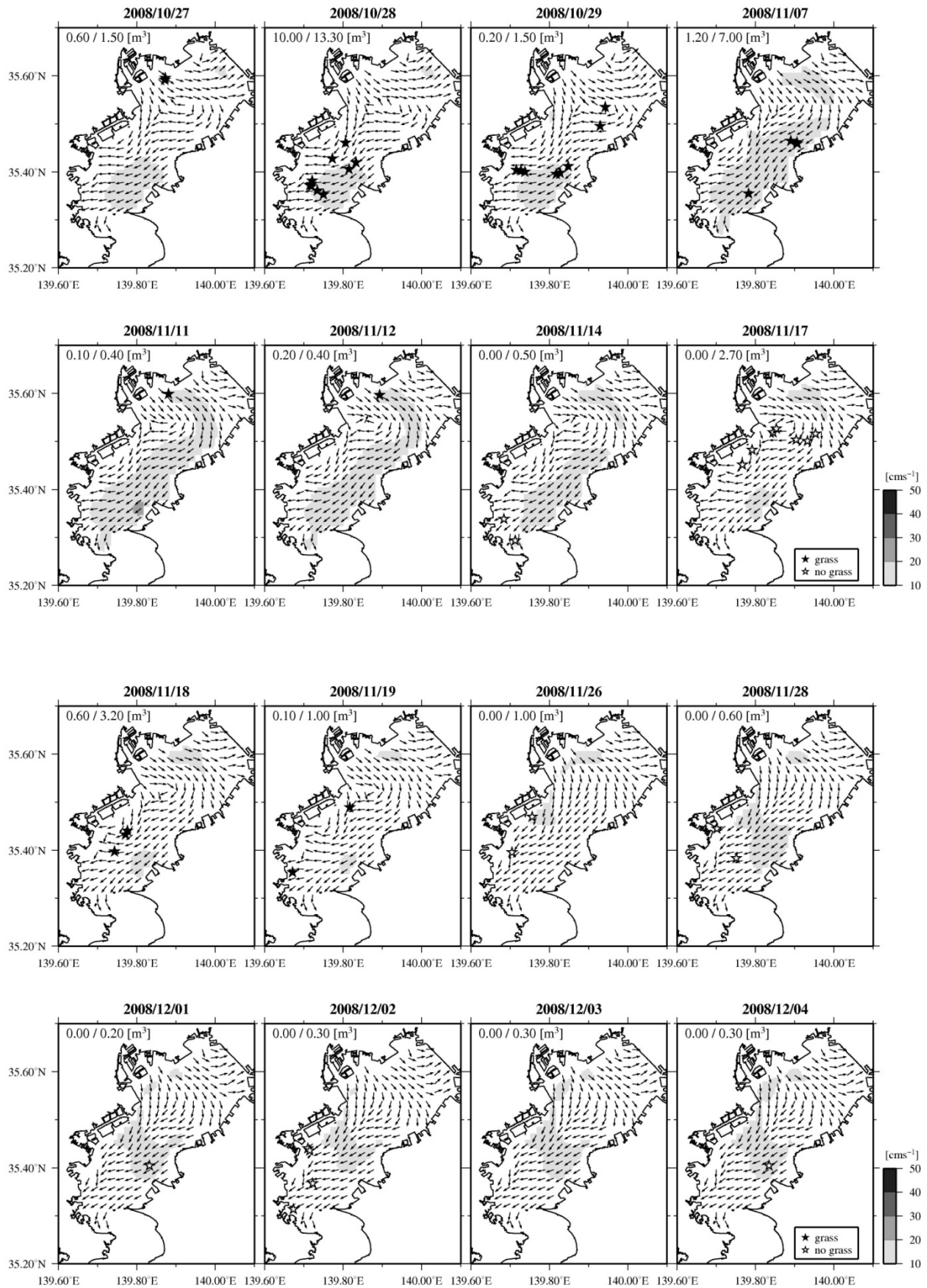


図-D.7 べいくりんの回収位置と表層残差流動場 (2008/10/27-2008/12/4)

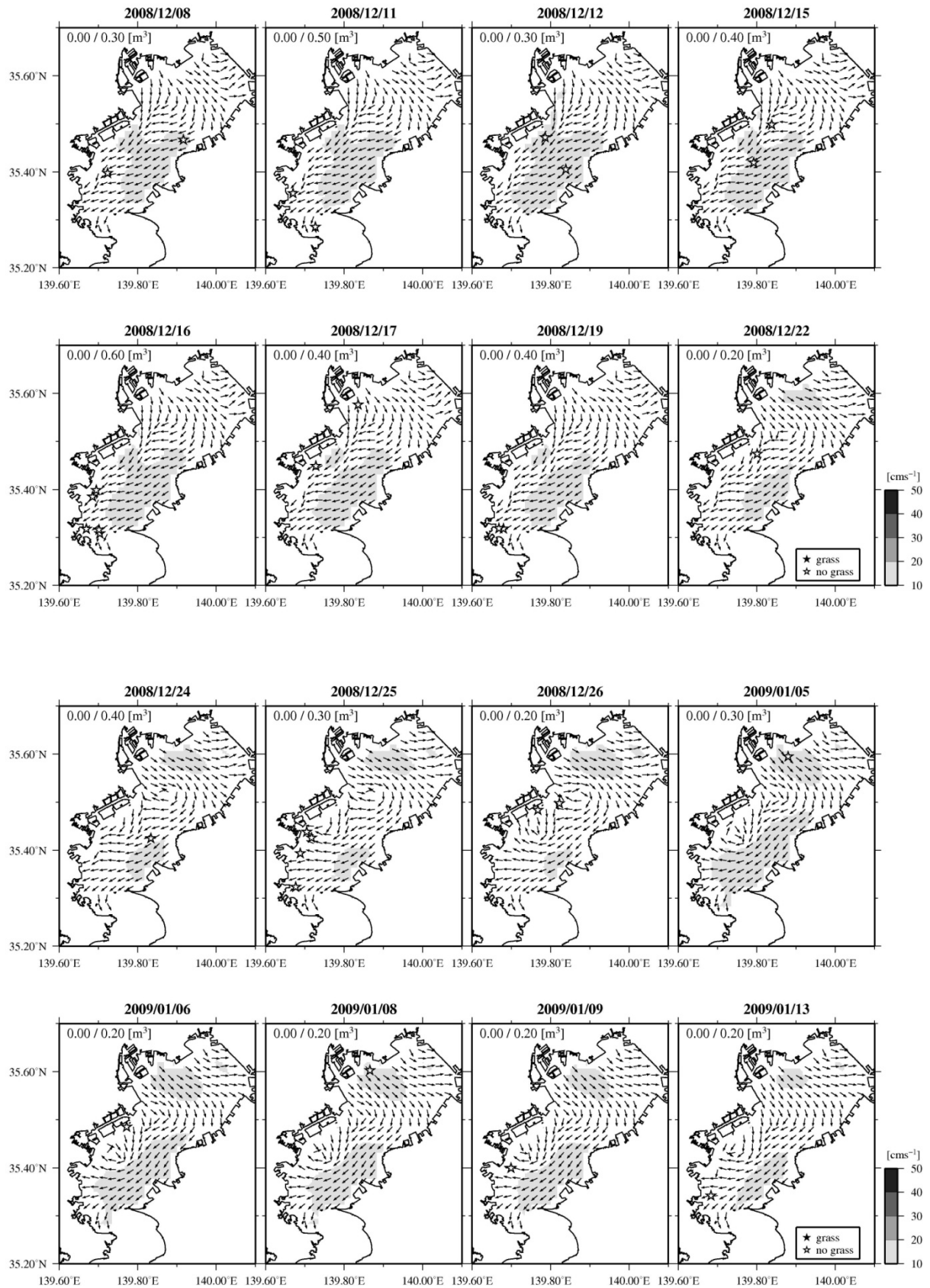


図-D. 8 べいくりの回収位置と表層残差流動場 (2008/12/8-2009/1/13)

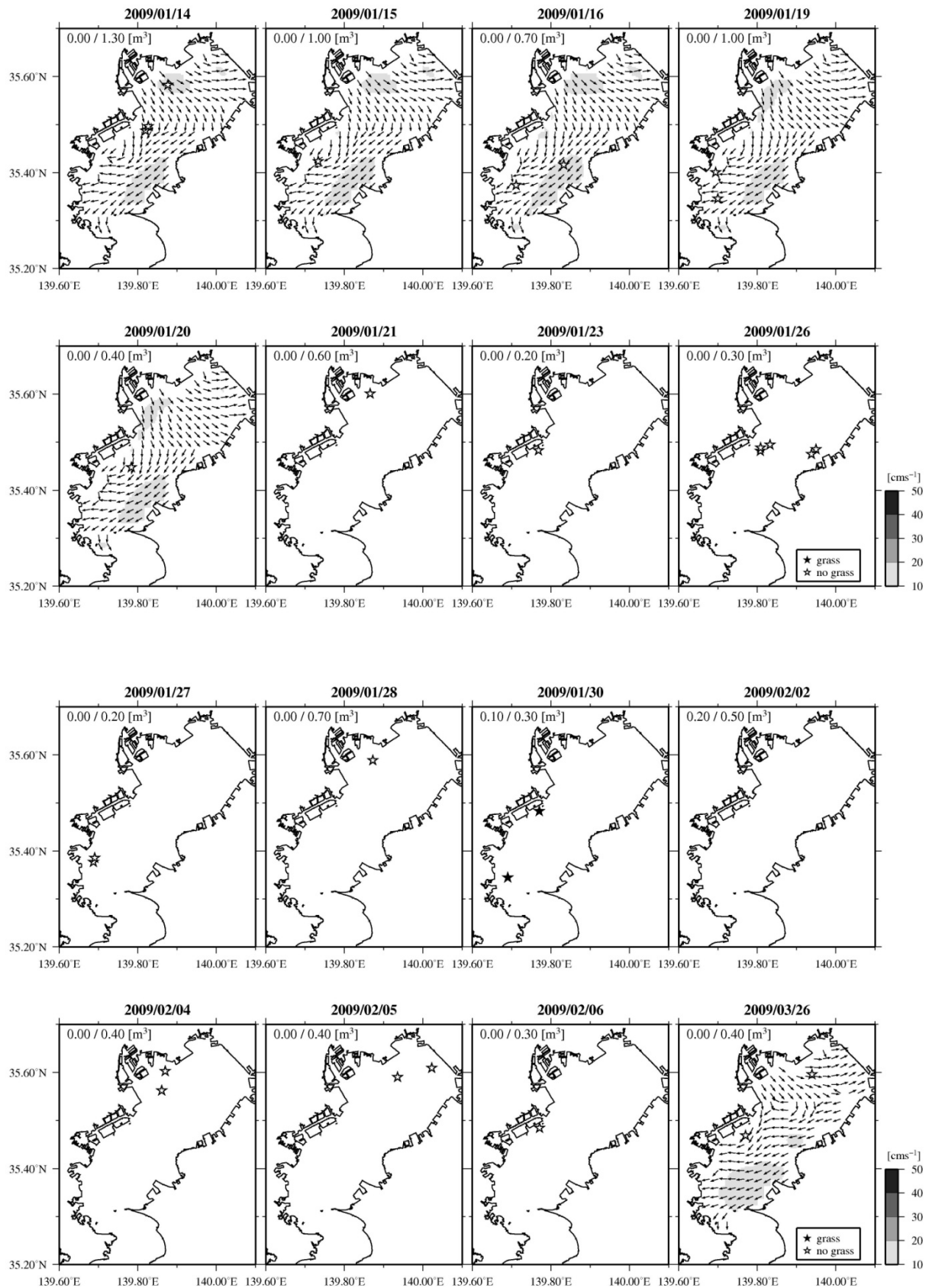


図-D.9 べいくりの回収位置と表層残差流動場 (2009/1/14-2009/3/26)

国土技術政策総合研究所研究報告

RESEARCH REPORT of NILIM

No. 53 June 2013

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

〔 7239-0826 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 〕