

海砂利採取船から排水される高濁度水中の微粒子の拡散

橋本 俊也・多田 邦尚*・和田 彩香*・一見 和彦**

〒 739-8528 広島大学大学院生物圏科学研究科 東広島市鏡山

* 〒 761-0795 香川大学農学部 香川県木田郡三木町池戸

** 〒 761-0700 香川大学農学部附属浅海域環境実験実習施設 香川県木田郡庵治町鎌野

要 旨 海砂利採取船からの高濁度排水中の微粒子の拡散状況を簡単な数値モデルで計算した。高濁度水排出地点では透明度の低下が著しいことが明らかになった。2日に一度の操業を繰り返した場合、影響範囲は広範囲に拡がることが明らかになった。海砂採取による影響を最小限に抑えるためには、5日以上の間隔で操業することが必要であることが示唆された。

キーワード：海砂採取，拡散計算，透明度，操業間隔

緒 言

瀬戸内海における海砂採取は1960年代、コンクリート骨材需要の増加により進められてきた。瀬戸内海周辺海域で過去30年間に採取された総量は香川、広島、岡山、愛媛、の4県で約5億 m³ (約10億トン)である(有田, 1999)。しかしながら、近年、違法な超過採取や環境への悪影響が問題となり、広島県では1998年に、岡山県では2003年に、愛媛県・香川県でも2005年に海砂採取が全面禁止された。

海砂採取では、底泥を根こそぎポンプアップして砂分だけを取り出し、礫・泥の塊を高濃度濁水と共に海に戻すという形がとられており、大きく分けて二つの影響が懸念されている。一つは、海底の掘削による地形変化や砂堆の消失、もう一つは、排出される高濃度濁水による影響である。前者に関しては、底質の粒度組成の変化による底生生物相の変化(松田, 1999; 藤原, 2004)や海底地形変化による流況の変化(高橋ら, 2002)が指摘されている。後者に関しては、透明度の低下(清木ら, 1998; 門谷・張, 2000)や、それに伴う藻場の減少(高橋ら, 2005)が指摘されている。

多田ら(2006)は、現在でも海砂採取を行っている播磨灘で海砂利採取船から排出される高濁度水を採取し、粒子サイズ分布の測定と粒子沈降実験を行った。その結果、海砂採取船近傍の懸濁粒子は非常にサイズが小さく、その平均沈降速度は0.43m day⁻¹であることが明らかになった。この沈降速度は、種々の生物、非生物粒子の沈降速度と比較して非常に小さな値である。沈降速度が小さいことから、海砂採取に伴って海域に排出された懸濁粒子は水平的に広範囲に拡散するものと考えられる。そこで、本研究では海砂利採取船からの高濁度排水中の微粒子の拡散状況を簡単な数値モデルで計算し、海砂採取が周辺海域に対する影響を評価することを試みた。

方 法

Fig.1 に示すような鉛直断面2次元モデルを考える。海表面中央部を座標原点として水平方向に X 軸、鉛直方向に Z 軸をとり、水深(H)は一定と考え、水平方向の計算領域は X 軸両側に距離 L とした。海砂採取船からの高濁度排水は座標原点に一定濃度(C₀)を与えることでモデルに組み込んだ。海水中の懸濁粒子

の水平輸送は、潮流によるシア効果などを含めた水平渦動拡散のみによるものと仮定し、懸濁粒子の沈降速度を W_s とすれば、懸濁粒子濃度 (C) の時間・空間変化は次式で表すことができる。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = K_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - W_s \frac{\partial C}{\partial z} \quad (1)$$

ここで t は時間、 K_h は水平渦動拡散係数、 K_z は鉛直拡散係数である。海砂採取船からの濁水を採用した播磨灘を対象海域と考え、計算の水平距離 (L) を 40km、水深 (H) を 30m とし、水平方向に 200 メッシュ (1 メッシュ 2km)、鉛直方向に 30 メッシュ (1 メッシュ 1m) を設定し、式 (1) を差分化して懸濁粒子濃度 (C) の時間・空間変化を計算した。 K_h 、 K_z は瀬戸内海における平均的な値として $K_h = 1.0 \times 10^2 \text{m}^2 \text{s}^{-1}$ (Takeoka and Hashimoto, 1988)、 $K_z = 5.0 \times 10^{-4} \text{m}^2 \text{s}^{-1}$ (Hashimoto and Takeoka, 1998) とした。計算領域外 ($X > L$, $X < -L$) には境界条件として、一定の懸濁粒子濃度 C_{out} を鉛直的に一様に与えた。 C_{out} は播磨灘の海砂採取を行っていない海域の平均的な懸濁粒子濃度である 3.5mg L^{-1} とした (多田, 私信)。 C_0 および W_s については、現場観測と室内実験結果により、それぞれ 70.6mg L^{-1} 、 0.43m day^{-1} という値を採用した (多田ら, 2006)。初期状態は、全計算領域の懸濁物粒子濃度を C_{out} とし、計算のタイムステップは 30 秒とした。

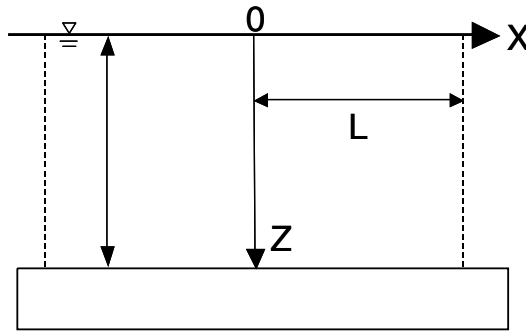


Figure 1. Model of suspended sediment transport.

結果および考察

香川県 (2001) によれば、海砂利採取船の操業時間はおよそ朝 7 時から 11 時の約 4 時間行われている。そこで、計算開始 ($t = 0$) から 4 時間後まで排水を行い (座標原点のメッシュの懸濁粒子濃度を強制的に C_0 とする)、その後は排水を行わないものとして計算を行った (Case 1)。多田ら (2006) が濁水サンプルを採取した播磨灘では、海砂採取を行っていない海域の平均的な懸濁粒子濃度は 3.5mg L^{-1} 、その標準偏差は約 1.5mg L^{-1} であるので (多田, 私信)、懸濁物粒子濃度が 5.0mg L^{-1} 以上を海砂利採取船からの高濁度排水の影響範囲と仮定した。計算結果を Fig.2 に示す。排出終了時点 (4 時間後) には影響範囲は水平的に約 3km、鉛直的に約 5m にまで広がっている。その後、時間が経つにつれて、影響範囲は水平・鉛直的に広がり、排出開始後 20 時間に最大 (水平 4.4km、鉛直 10m) となっている。多田ら (2006) による海水の化学組成分析の結果では、海砂採取後約 1 日後でも海砂採取による高濁度水が現場海域に留まっていることが明らかになっており、本研究の計算結果とよく一致している。その後、影響範囲は徐々に小さくなり、排出開始後 38 時間以降に消滅した。このように排出開始後およそ 2 日後には高濁度排水の影響範囲は消滅すると考えられる。海砂採取の操業間隔は明かではないが、香川県 (2001) によれば海砂利採取船の操業は 1 月あたりおよそ 15 日と報告されており、仮想的に 2 日に 1 度の間隔で海砂採取が行われているとすれば、高濁度排水の影響範囲 (懸濁物粒子濃度 5.0mg L^{-1} 以上) の消滅という観点からみれば、現在の操業間隔は適当なものであるといえる。

高濁度排水の海洋環境に対する影響を評価するために、高濁度排水による懸濁物粒子による透明度の低下を見積もった。懸濁物粒子濃度と透明度の関係は星加 (2002) により次式で与えられている。

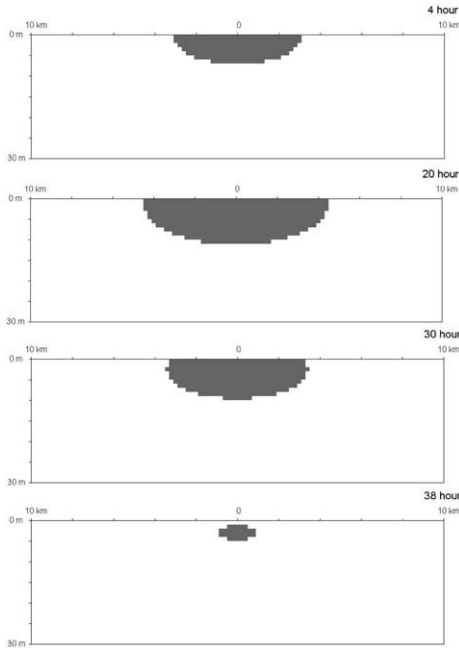


Figure 2. Calculated distributions of the influence area of high turbidity waters (Case 1). The shadow area denotes that the concentration of suspended sediment is higher than 5.0 mg L^{-1} .

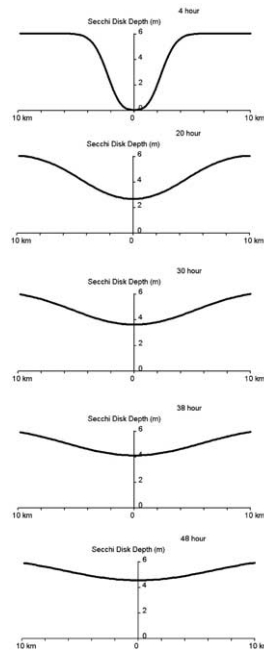


Figure 3. Calculated distributions of Secchi disk depth (Case 1).

$$\text{SSd} = 14.3 \cdot e^{-0.255 \cdot \text{SS}} \quad (2)$$

ここで SSd は透明度 (m), SS は懸濁物濃度 (mg L^{-1}) である。式 (2) を用いて、前述の Case 1 の透明度の時空間変動を計算した。なお、透明度の計算は、海砂採取を行っていない海域の平均的な懸濁粒子濃度である 3.5 mg L^{-1} を式 (2) に代入して得られる透明度が約 6.0m (5.9m) であることから、海表面から 6m 以浅 (Z 方向 0-6 メッシュ) の平均懸濁物粒子濃度を算出し、その値を式 (2) に代入して行った。計算結果を Fig.3 に示す。排出終了時点 (排出開始後 4 時間後) では、排出点近傍においては透明度はほとんど 0 に近く、排出点 2km 以内では透明度が 2m 以下の状態となっている。排出が終了すると懸濁物粒子濃度の低下とともに透明度も回復していく様子がうかがえる。影響範囲が最大となった排出開始後 20 時間では (Fig.3), 排出点においては透明度が 2.7m と回復するが、透明度が低下する範囲は拡大し、透明度 4m 以内の範囲は排出点からおよそ 4km にまで広がっている。影響範囲がほとんど消滅する 38 時間後においても (Fig.2), 排出点近傍では透明度は 4m 以下であり、48 時間後に至っても排出点近傍の透明度は約 4.5m と完全に回復しない。

排出開始後 48 時間後においても透明度が完全に回復していない原因は、排出点近傍の懸濁粒子濃度が初期状態 (3.5 mg L^{-1}) に戻っていないためである。Case 1 における排出地点の懸濁粒子濃度の時間変化を見ると (Fig.4), 48 時間後の濃度は約 4.5 mg L^{-1} であり、初期状態 (3.5 mg L^{-1}) にまで回復していないことがわかる。このことから 2 日に 1 度の海砂採取の操業間隔では、操業を繰り返すごとに影響範囲が拡大していくことになることが考えられる。そこで、2 日に 1 度、4 時間づつの高濁度排水を繰り返した場合 (Case 2) の、懸濁粒子濃度の拡散計算を行った。Case 1 と同様に懸濁粒子濃度 5.0 mg L^{-1} 以上を影響範囲として、その拡がりを Fig.5 に示す。この結果から、操業を繰り返すごとに影響範囲は水平・鉛直的に拡大し、5 回目の操業直前 (9 日 23 時間後) には水平的に 8km, 鉛直的には水柱全体に影響範囲が広がっていた。このま

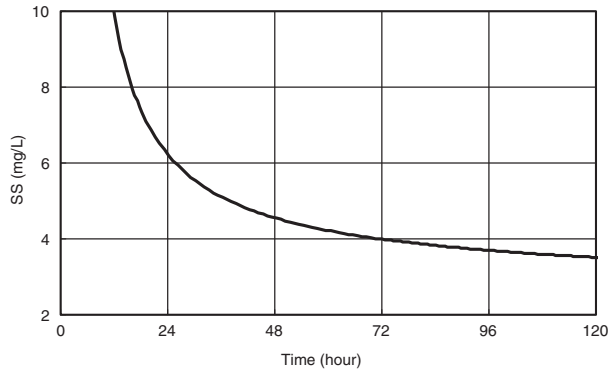


Figure 4. Calculated variation of the concentration of suspended sediment near the discharge point of sea sand mining (Case 1).

ま、計算を続行すれば影響範囲は永遠に拡大し続けていくであろう。瀬戸内海では1970年代から現在まで海砂利採取海域の濁度とCOD濃度が経年的に上昇していることが指摘されており（藤原，2004），海砂採取による高濁度水の影響が長期間及んでいるものと考えられる。

このように、海砂採取操業による高濁度排水の影響が完全に回復する前に次の操業を行う場合、その影響範囲は広範囲に及び、透明度の低下やそれにとまなう生態系への影響が懸念される。Fig.4によれば排出地点の懸濁物粒子濃度が初期状態に回復するのは、高濁度排水開始後およそ5日（120時間）後である。この結果から、海砂採取による高濁度排水の影響を最小限に抑えるには、操業間隔を少なくとも5日間以上にすることが必要である。

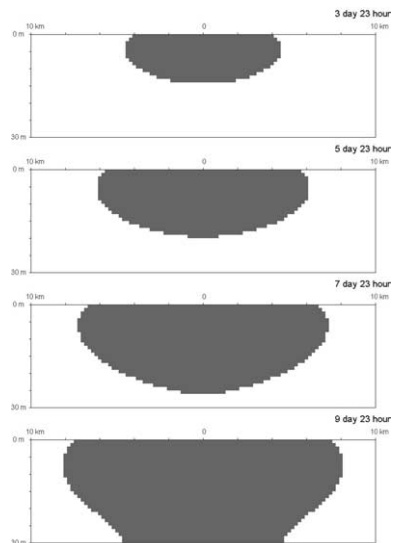


Figure 5. Calculated distributions of the influence area of high turbidity waters (Case 2). The shadow area denotes that the concentration of suspended sediment is higher than 5.0 mg L^{-1} .

おわりに

懸濁粒子の拡散は、海域の流況、風向・風速などの気象要因、水柱安定度など海域や季節により大きく異なる。したがって、本研究の結果をそのまま、現場海域に適用することはできない。しかしながら、海砂採取の影響範囲のおおよその推定や環境に与える影響を最小限に抑える操業形態などを考える上では、本研究で行ったような数値モデル解析は有効な手法である。

瀬戸内海における海砂採取は2005年4月に全面的に禁止された。しかしながら、航路浚渫や埋め立て工事など、海砂採取と同様に高濁度排水を伴う海洋工事は今後も続けられていくであろう。これら海洋工事を行う場合、高濁度水による環境への影響が最小限に抑えられるよう、十分なアセスメントが必要である。

引用文献

有田正史（1999）：瀬戸内海周辺海域におけるコンクリート用砂の供給動向，瀬戸内海，**19**：25-28.

- 藤原建紀 (2004) : 瀬戸内海の水質と生態系の長期変動－海砂採取による濁り・CODの上昇とイカナゴの資源の減少－. 海と空, **80** : 91-97.
- Hashimoto T. and Takeoka H. (1998) : Analysis of primary production in the Seto Inland Sea, Japan, using a simple ecosystem model. *J. Oceanogr.*, **54** : 123-132.
- 星加 章 (2002) : 海洋環境の特徴とその推移－物理科学環境. 大阪湾の海洋環境と生物生産, 水産研究叢書, **49**, (社)水産資源保護協会 : pp. 7-25.
- 香川県 (2001) : 平成12年度海砂利採取環境影響調査報告書. 香川県・国際航業株式会社, 平成13年9月発行.
- 松田 治 (1999) : 海砂利採取の生態系への影響過程. 瀬戸内海, **19** : 29-34.
- 門谷 茂・張志保子 (2000) : 瀬戸内海の高濁度排水に伴う高濁度排水の排出による環境影響. 瀬戸内海, **22** : 32-36.
- 清水 徹・駒井幸雄・小山武信・永測 修・日野康良・村上和仁 (1998) : 瀬戸内海における汚濁負荷量と水質の変遷. 水環境学会誌, **21** : 780-788.
- 多田邦尚・和田彩香・一見和彦・橋本俊也 (2006) : 海砂採取船からの高濁度排水中の挙動－微粒子の特性と沈降速度. 沿岸海洋研究, **43** : 157-162.
- 高橋 暁・湯浅一郎・村上和男 (2002) : 瀬戸内海芸予諸島周辺海域の海砂採取が流況に与えた影響. 沿岸海洋研究, **40** : 81-90.
- 高橋 暁・湯浅一郎・村上和男・星加 章 (2005) : 瀬戸内海の高濁度排水採取周辺海域における透明度の変化と藻場分布の関係. 沿岸海洋研究, **42** : 151-160.
- Takeoka H. and Hashimoto T. (1988) : Average residence time of matter in coastal waters in a transport system including bio-chemical process. *Cont. Shelf Res.*, **8**: 1247-1256.

Dispersion of the small particles in the high turbidity water from sea sand mining boat

Toshiya HASHIMOTO, Kuninao TADA*, Sayaka WADA* and Kazuhiko ICHIMI**

*Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University,
Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8528, Japan*

* Faculty of Agriculture, Kagawa University, Ikedo, Miki-cho, Kida-gun, 761-0765, Japan

** Marine Environment Research Station, Faculty of Agriculture, Kagawa University, Kamano, Aji-cho, Kida-gun, 761-0700, Japan

Summary

The dispersion situation of the small particles in the high turbidity waters from sea sand mining boat was calculated using a simple numerical model. The transparency (Secchi disk depth) decreased remarkably near the discharge spot of high turbidity waters. When the operation of sea sand mining at intervals of two days was repeated, it was clear that the influence area of high turbidity waters spreaded widely. To suppress influence of sea sand mining in a minimum, it was suggested that the operation of sea sand mining at intervals of five days and above should be done.

Key words: sand mining, dispersion model calculation, Secchi disk depth, operation interval