〈論文〉

汚濁海水浄化における礫間接触水路内の抑留物の分布と閉塞について

毛利 光 男*
門 倉 伸 行⁺須 田 有 輔**
田 中 裕 作⁺⁺上 原 功***
細 川 恭 史⁺⁺⁺

Deposit Ratio Distribution and Clogging in Rock Bed Contact-purification Channel

Mitsuo MOURI*, Yusuke SUDA**, Isao UEHARA***,
Nobuyuki KADOKURA⁺, Yusaku TANAKA⁺⁺ and Yasushi HOSOKAWA⁺⁺⁺

* Shimizu Corporation, Institute of Technology, 3-4-17, Etchujima, Koto-ku, Tokyo 135 Japan

** (ex Toa Corporation) Shimonoseki University of Fisheries, 2-7-1, Nagatahonmachi, Shimonoseki, Yamaguchi 759-65 Japan

*** Wakachiku Construction Co. LTD., Engineering Technology Dep., 2-23-18, Shimomeguro, Meguro-ku, Tokyo 153 Japan

+ Kumagai Gumi Co. LTD., Technical Research & Development Institute, 1043, Shimoyama, Onigakubo, Tsukuba, Ibaraki 300-22 Japan

++ Toyo Construction Co. LTD., Construction & Engineering Div., 3-7-1 Kanda-nishikicho, Chiyoda-ku, Tokyo 101 Japan

+++ Port & Harbour Research Institute, Ministry of Transport, 3-1-1, Nagase, Yokosuka, Kanagawa 239 Japan

Abstract

The performance and hydraulic characteristics of rock bed contact-purification of eutrophic coastal water were investigated in pilot-scale channels to determine the design and operating parameters (medium size, channel length, flow rate) for optimum rock-bed channel operation.

The results are summarized as follows:

- 1) 60-80% of SS and 8-17% of T-TOC in coastal water were removed after hydraulic retention time of 1-5 hrs.
- 2) The channels packed with rocks under 80mm were clogged by shellfish (*Mytilus edulis* etc) attachment in the short term. It is practical to use larger rocks (over 100-150mm) in order to prevent clogging and provide sufficient stability of contact-purification in the long term.
- 3) Detachment of biofilm was observed in the channels of high hydraulic loading and/or small rocks.
- 4) High deposit ratio was observed on the downstream area in the channel of high hydraulic loading. Detachment of biofilm significantly reduced the efficient purification length in channels, and moved the area downward.
- 5) The low loading treatment was expected to allow long-term purification without the rapid development of clogging.

* 清水建設(株)技術研究所 〒135 東京都江東区越中島 3-4-17

** (元 東亜建設工業(株)) 現 水産大学校漁業学科 〒759-65 山口県下関市永田本町 2-7-1

*** 若築建設(株)技術部 〒153 東京都目黒区下目黒 2-23-18

+ (株)熊谷組技術研究所 〒300-22 茨城県つくば市鬼ヶ窪下山1043

++ 東洋建設(株)技術本部 〒101 東京都千代田区神田錦町 3-7-1

+++ 運輸省港湾技術研究所海洋水理部海水浄化研究室 〒239 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1

Key words: eutrophic coastal water, rock bed contact-purification, biofilm, clogging, biofilm detachment

1. はじめに

自然環境が保全され、大型の動植物が生息する水域は、周辺水質の浄化に有効だけでなく、人々へ落ちつきや安らぎを与える快適な環境を形成している場合が多い。このため、臨海部の開発においても、自然環境を保全・復元することと海浜や運河沿いに親水型公園や人工砂浜等の水辺環境を新たに創造することは、今後とも重視されると考えられる。

しかし、大都市周辺の沿岸域の水質は、生活環境項目の環境基準を達成していない場合が多く、これらの水域に親水環境を創るに当たっては、少なくとも施設内の水質改善は十分に行う必要がある。

汚濁物質の最終の流入先かつ、最終的な汚濁の発生場所である内湾や沿岸域の浄化は、汚濁発生源で対策を講じるのが最も効果的であるが、現状の下水道施設の整備状況および法制度では、各家庭の生活雑排水まで水質規制することは非常に難しいと考えられている。

このため、汚濁が進行している沿岸域において、水域の一部の浄化を図るためには、流下河川内や対象水域内で浄化を促進させる「水域直接浄化法」¹⁾が必要と考えられている。

水域直接浄化法には、礫間接触浄化法、曝気法、水生植物植栽法、生物膜法、覆砂法等の浄化技術が開発され、現在試行または実施されている。これらの浄化技術の基本は、いずれも水域が本来有する自然浄化機能を増強することにある。

上記の中でも、礫間接触浄化法は、礫表面への濁質の接触・沈殿と付着生物による生物分解の両方の効果を積極的に利用するため、安価な運転費用で比較的高度な水質浄化を行えると期待されている。

礫間接触浄化法は、水路内に礫充填層を作り、付着生物膜を多層にすることにより自浄作用を増強したもので、現在汚濁河川水や下水処理水の浄化法として各地で実験されている。河川水等に対する礫間接触水路の基本的な特性と性能は、すでに矢野²⁾、中村^{3),4)}、長内⁵⁾らによって明らかにされているが、礫付着生物の増殖と剝離、およびそれに伴う礫層内の抑留体積量の分布と変化については、今まであまり研究されていない。礫間接触浄化法を海水浄化に適用する研究に関しては、今まで研究例そのものが非常に少ない上に（小田ら^{6),7)}など）、まだ浄化特性の基礎的な検討を行って

る段階にある。また、実験装置は比較的小型なものであり、今回のような大型水路による実証的な実験は、これまでのところ行われていない。

一般に汚濁が進んでいる場所でも、海水は、(a)河川や下水処理水に比べて汚濁レベルが低い、(b)難分解性有機物の比率が高い、および(c)生物種が豊富に存在することが多い。このため、海水を対象とする場合の処理性能等は、河川の場合と異なることが予想される。

本研究では、汚濁海水浄化において良好な浄化性能を長時間維持するために必要な礫間接触水路の設計・操作因子（礫径、水路長、流速等）を明らかにするため、生物付着による閉塞、生物膜の剝離、礫層内の抑留・堆積物の分布に着目し、上記因子の考察を行った。実験は、東京湾湾奥部に設置した大型の水路を用いて、1990年10月から1991年の10月までの1年間にわたり行った。

主な検討項目は、(a)水路の浄化性能、(b)大型付着生物による水路の閉塞、(c)付着膜量の増減、(d)付着膜の剝離の影響、および(e)浄化に伴う礫層内の抑留体積量の分布とその変化である。

2. 実験水路の概要と実験方法

2.1 実験水路の概要

実験水路は、東京湾湾奥部の東京都江東区の砂町北運河に面した場所に設置した。実験の原水には、この運河の表面下約1mの水のスクリーン処理水を用いた。

実験水路の概要をFig. 1に示す。水路は、6本(#1～#6)並行に設置され、6水路とも幅1m、高さ1.3m、長さ30mの鉄筋コンクリート製であり、槽内には1.2mの高さまで礫が充填されている。

原水と処理水の一時貯留と採取のため、水路の上流部と下流部に原水と処理水のピット（長さ1m）を設けた。礫充填水路とピットの間は、ステンレス製の整流（多孔）板で仕切られている。各水路の水位は、最下流部の越流堰の高さを変えることにより、任意に調整できるように工夫した。通常浄化実験時の水位は1.0～1.1mである。

原水は、運河から水中ポンプで導入され、スクリーンを通過後、原水ピットに入り、ここで、十分な曝気を受けた後、水路内を自然流下していく。

試料水と試料礫の採取のために、各水路の上流から7.5m、15m、22.5mの地点に採水ピットを、同じく上

Fig. 1 Schematic of the experimental channel ((): channel 3)
R: Rock sampling pit, W: Water sampling pit

流から4.05m, 19.05mの地点に礫採取ピット(縦30cm×横30cm)を設置した(Fig. 1)。礫採取ピット内には、礫を充填した金網製の籠が5段に重なって入っている。籠を上から順に取り出すことにより、上層から下層の礫を選択して採取することができる。

2.2 実験条件と実験方法

1990年9月3日から実験水路の運転を開始した。最初の1カ月間は、実験水路の水理特性を調べた。この期間は、水理試験を行った日以外は、通水を停止した。

連続浄化実験は、10月1日から翌年の10月18日までの約1年間にわたり行った。礫径、流速、曝気の有無等の因子による浄化効果や抑留特性等を比較、判断するため、運転条件を水路別に変えて実験を行った。

今回の実験では、100～150mm(大礫)、40～80mm(中礫)、20～30mm(小礫)の3種類の礫を使用した。

各水路の実験条件をTable 1に示す。第6水路は、水路部を十分な好気条件にするため30mの水路全域で曝気(0.02～0.03m³-air・m⁻²・min⁻¹)を行った。水

路面での曝気は、水路の底部に設置した散気管を用いて行った。他の水路については、原水ピット以外の曝気は行っていない。

実験半年後の1991年4月16～17日に、懸濁物の累積除去(抑留)量が多い第2～第5水路の洗浄を行った(Table 1参照)。また、後述のようにムラサキガイ等による水路流入部の閉塞のため、1991年6月27日には、第4水路と第5水路の0～2m区間の礫を新しい礫と入れ替えた。

水路の抑留状態を調べるために、動水勾配(水位)を随時測定した。動水勾配の測定に当たっては、精度を上げるため、水位が礫層より上がらない範囲で流速を十分速くし、各ピット(0, 7.5, 15, 22.5, 30mの5点)間の水位差を大きくするように配慮した。

浄化実験では、濁度、透視度、SS、TOC、NH₄-N、T-N、PO₄-P、Chlorophyll-a、付着生物、細菌類、プランクトン等の水質と生物の項目を定期的(一部の項目は不定期)に調べた。生物の同定は、微小なものは顕微鏡下で、それ以外は肉眼観察に基づいて行った。また、生物膜や底質の乾燥重量を測定する際には、試料中の塩分量の補正を注意して行った。

原水の採水時刻は、午前10時(定時)とし、各ピットでの採水は、流量に応じた時間遅れを考慮して行った。採水は、週に1～3日、1日に2水路の割合で行った。なお、各水路とも水路部を遮光性のカバーで覆い、光を遮断した状態で実験を行った。

2.3 実験原水の特性

実験原水は、降雨や船舶の航行による局所的な底質の舞い上げなどの影響も受け、水温以外の項目は、不規則な変動を示すことがあった。Fig. 2に実験期間中の原水水質の経日変化を示す。塩分濃度は、運河水のため外洋の海水の33～38‰に比べて低く、概ね14～26

Table 1 Experimental conditions

Item	Channel No.					
	1	2	3	4	5	6
Media sizes (mm)	100-150	100-150	100-150	40-80	20-30	100-150
Aeration	none	none	none	none	none	done
Porosity of Clean bed (-)	0.487	0.487	0.487	0.466	0.458	0.487
Flow rate (m ³ ・h ⁻¹)						
• Oct.'90→Jan.'91	3.0	6.1	11.0	5.6	5.8	3.0
• Feb.'91→Oct.'91	3.8	7.6	15.5	7.0	6.9	3.8
Retention Time (hr)						
• Oct.'90→Jan.'91	5.0	2.5	1.4	2.6	2.4	5.0
• Feb.'91→Oct.'91	4.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0
Back-washing	none	done	done	done	done	none
Apr. 16-17, 1991

Fig. 2 Daily changes of water temperature, salinity, turbidity, SS, and TOC concentration in influent

▲: Water temperature ■: Turbidity
◆: T-TOC △: Salinity
□: SS ◇: S-TOC

%であった。1991年の7～9月の大雨が続けて降った時期には、6～8%まで低下する日があった。

SSは、日によって濃度がかなり変動するが、秋～冬に減少、春期に増加するという傾向を示した。

これに対して、TOCは、大きな変動が少なく1年間を通じて3～7 mg・l⁻¹と比較的安定していた。また、溶解成分の占める割合 (S-TOC/T-TOC) が、0.7～0.9であることより、原水中のTOC成分は溶解性が主体であり、懸濁態のTOCは少ないことがわかった。SSとTOCとの間には、強い相関関係が見られず、またSSとP-TOCの比率P-TOC/SSは、概ね0.05～0.3であった。

Chlorophyll-aは、秋から冬にかけて3～10 μg・l⁻¹、春から夏にかけて7～34 μg・l⁻¹であり、十分に富栄養化している状態にあることがわかった。

2.4 水路内の付着生物の特性

2.4.1 礫付着膜の形状と付着植物・動物相

実験水路において、通水後1.5カ月(10月中旬)位から、礫表面に生物膜や懸濁物が付着していることが観察された。礫付着膜の形状は、各水路とも褐色であり、下水処理の低負荷時と同様な外観であった。

礫付着植物の最優占種は、各水路とも、1990年11月の藍藻類の *Aphanothece* sp.を除けば、いずれの季節も珪藻類の *Skeletonema costatum* であった。*S. costatum* の増加と共に、*Navicula*, *Nitzschia*, *Rhizosolenia* などの珪藻類も増加した。

礫付着動物は、原生動物、輪形動物、線形動物、軟体動物、環形動物、節足動物などが観察された。実験条件の違いに係わらず、各水路の優占種は、ほぼ同じであった。1991年3月までは、下水の生物処理に豊富に出現する繊毛虫の *Carchesium*, *Vorticella*, *Zoothamnium* が順に最優占種となった。その後は、未同定の繊毛虫が優占した後、1991年9月からは、線形動物に交代した。海水産としては、*Eutimninus*, *Helicostomella*, *Tintinnopsis* などが出現したが、占有割合は高くなかった。

2.4.2 大型付着動物

水路の壁面、礫表面、堆積汚泥内などには、大型付着・底生動物が出現した。大型付着動物の付着(幼生の段階)は、通水(1991年9月)開始1～2カ月後の秋期から観察された。

主な出現種は、ヒドロ虫目 sp., ゴカイ類(アシナガゴカイ、イトゴカイなど)、ムラサキガイ、フジツボ類(ドロフジツボ、アメリカフジツボなど)、ヨコエビ類 sp.などである。特にムラサキガイは礫表面に、ヒドロ虫類を主体とするスポンジ状の生物膜は水路壁面と取水配管内に多量に付着していることが観察された。

3. 実験結果および考察

3.1 礫間接触水路の浄化特性と性能

水路の浄化特性の一例として、連続浄化実験のみを行った第1水路のSSとTOCの除去率の経日変化をFig. 3に示す。SS除去率は、初期50日の間は、不安定でよく変動すること、それ以降は、60～90%と比較的安定していくことが認められた。礫表面に生物等が付着すると、懸濁物の除去効率が安定することが示唆される。T-TOCとS-TOCの除去率は、SS除去率に比べ不安定でよく変動した。T-TOCの除去率は、多くの場合10～30% (max: 40%) であった。S-TOCの除去率は、0～30%であり、0%の日も少なくなかった。

各水路のSSとTOCの1年間の平均的な除去率を

Fig. 3 Daily changes of removal efficiency of SS, T-TOC and S-TOC in channel 1
□: SS ◆: T-TOC ◇: S-TOC

Fig. 4 Average removal efficiency of SS, T-TOC, and S-TOC in the whole experimental period (Oct. 1990—Oct. 1991)

Fig. 4 に示す。SS と T-TOC 除去に関して、(1)滞留時間 1～5 時間で、SS の 60～80% および T-TOC の 8～17% が除去されること、(2)礫径が同じなら、滞留時間の短い水路 (#3) の除去率が最も低いこと (#1～#3 の比較)、および (3) 礫径が小さいと除去率は高くなること (#2, #4, #5 の比較)、(4) SS 除去率に比べて T-TOC 除去率は低いこと等がわかった。懸濁態の有機物の多くは、SS の除去に伴い礫層内や水路底部で抑留、堆積しているものと考えられる。S-TOC 除去に関しては、SS や T-TOC 除去のような滞留時間や礫径の影響が認められなかった。S-TOC の除去率は、滞留時間 1～5 時間で、5～11% であった。

水路面での曝気を行わない第 1～5 水路では、DO の多くは、水路の前半部分で消費された。流入ピット部で 6～8 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の DO は、15m 地点で 1～3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

l^{-1} までほぼ直線的に消費され、15m 以降もさらに減少し続けた。曝気を行った第 6 水路では、DO は水路全域にわたって 8～11 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり充分な好気状態が保たれていた。第 6 水路と第 1 水路の比較から、水路で充分な曝気を行っても T-TOC と S-TOC の除去率は、あまり改善されないことがわかった。

既往の河川水や下水処理水を原水とした礫間接触浄化の試験^{2)～5)}では、(a) 1～6 時間 (多くは 1～3 時間) の滞留時間で、SS の 50～80% と BOD の 30～70% 程度が除去されること、(b) 溶解性の BOD の減少は少しであること、(c) 主な浄化機構は沈殿と汜過であり、酸化の占める割合は小さいこと、(d) 流入水 BOD が 30 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度までは、曝気の有無が処理効率に影響しないことなどが報告されている。今回の結果と上記の河川水や下水処理水を対象とした場合の結果とを比べると、SS 除去率が高いことや曝気の有無が処理効率へあまり影響しないことなどは、両者ともほぼ同じであったが、TOC の除去は、本実験の方がかなり低いことが認められた。

本実験で TOC 除去率が低い理由としては、(1) 溶解性の比率が高いこと、(2) 対象海水の有機成分の多くが、小田ら⁷⁾の報告のように難生物分解性であること、(3) 原水が低濃度であることなどが考えられる。

今回は、原水の懸濁態の比率が高くなかったため、TOC 除去率は低かったが、下水処理水等に比べて低濃度であり難分解性でもある海水の有機物を対象にすることを考えると、やはり懸濁態有機物を効果的に接触・沈殿させ、礫層内で抑留物の分解・減量化を促進させることが重要であると考えられる。

3.2 ムラサキイガイによる水路の閉塞

礫層内の付着生物は、2.4 のように生産者である藻類、分解者である細菌、および消費者である原生動物類や比較的大型な生物からなる系を構成している。

大型の動物は、微小後生動物の役割と考えられる汚泥の減量化のほかにも、プランクトンやその他の有機懸濁物を汜過摂食することにより、水中の有機物の削減に寄与することが期待される。しかし、その個体数が増加しすぎると礫層の閉塞などの障害を起こすことも予想される。

1991 年初夏に、第 4 水路 (中礫) と第 5 水路 (小礫) の流入ピット直後の礫層が目詰まり、通水に支障をきたした。閉塞した礫層を調べたところ、整流板の孔および礫表面に多量のムラサキイガイとカンザシゴカイ類、フジツボ類等が付着、閉塞させていることがわかった。貝が付着した礫は、ムラサキイガイが出す足糸と堆積物などが絡まりあって、複数個の礫が繋がった状態になっていた。ムラサキイガイの殻長 (貝殻の最大

Fig. 5 Effect of shellfish (*Mytilus edulis*) attachment on rapid clogging in channels 4 and 5

● : first day of operation (Oct. 1, 1990)
 ▲ : after 192 d of operation (Apr. 11, 1991)
 ■ : after 42 d from replacing media with new ones (Aug. 8, 1991)
 □ : after 42 d from replacing media with new ones (Aug. 8, 1991)
 (Rock media in channels 4 and 5 were replaced on June 27, 1991.)

●, ▲ and ■ were obtained from the water level data at 0, 7.5 and 15 m from the inlet.
 □ was obtained from the water level data at 0, 1, 2, 3, 4, 7.5 and 15 m from the inlet.
 superficial velocity

$$= \frac{\text{flow rate}}{\text{cross-sectional area of the channel}}$$

長さ)は4.0~21.9mmの範囲にあり、最頻度は11mmであった。貝類は、強固に付着しているため、通常の洗浄手段(空気、水洗浄)で礫からこれらを取り除くことは非常に難しい。このため、6月27日に第4および第5水路の入口の整流板から約2m区間の礫を新しい礫と入れ替えた。

付着が盛んな時期(春~夏⁸⁾)におけるムラサキガイの短期的な付着状況を把握するため、礫交換42日後の8月8日に第4、第5水路の流下方向の動水勾配値の変化から、ムラサキガイ付着による水路の閉塞状況を調べた。さらに、Camp¹³⁾の考えに基づいて動水勾配値の変化から、付着体積率(σ)の推定も行った(算出方法は付録を参照)。結果をFig. 5に示す。図中の動水勾配(付着体積率)を示す流下距離は、水位を測定

した2点の中間点で代表した。比較のため、実験開始時の水路の動水勾配値と水路内の懸濁物抑留率が大きい1991年4月11日(通水192日間:水路洗浄前)の動水勾配値も併せて示した。

Fig. 5より、(1)礫交換42日後の0~7.5m区間の抑留体積量は、192日間にわたる懸濁物抑留量よりも大きいこと、(2)礫交換42日後は、流入部の0~3mにおいて動水勾配値が著しく増加していること、(3)すなわち付着が盛んな時期では、小礫水路、中礫水路の流入部0~3mの礫層は、ムラサキガイ等の付着によって短期間に目詰まること、および(4)第4と第5水路の抑留体積率の比較より、小礫水路の方が閉塞の度合いが大きいことなどがわかった。

大礫を使用している第1~第3水路および第6水路では、比較的大型の貝が少数見られる程度であり、目詰まり状態は、特に認められなかった。

小礫の方が大礫よりも浄化性能が高い(Fig. 4参照)けれども、(1)小型の礫(80mm以下)を使用すると、春から夏の間にムラサキガイ等の付着による水路(特に流入部)の閉塞が予測されること、および(2)長期間の浄化の継続と施設の維持管理の簡潔さの点から、礫の大きさは、本実験の大礫(100~150mm)程度は必要であると考えられる。

以下の付着膜量の変化や抑留体積量の変化などの検討は、大礫水路を中心に行う。

3.3 礫付着膜量の変化

多摩川⁹⁾や千葉県桑納川¹⁰⁾のような富栄養化した河川では、河床の付着生物は、増殖が進み付着量が上限値に達すると増殖と剝離を繰り返し、ある幅をもって変動する平衡量に達することや付着膜を構成している細菌類や藻類の増殖速度も非常に速いことなどが報告されている。

水路内の礫付着膜が増殖、剝離する概況を把握するため、約2ヵ月毎に礫採取ピット内の礫を順次用いて付着膜乾燥重量の変化を調べた。第1、第3および第6水路の4.05mと19.05m地点の礫付着膜の乾燥重量の変化をFig. 6に示す。

礫付着膜量(乾燥重量)に関して、(1)第1水路では、付着量は1991年6月(実験開始約9ヵ月)まで増加した後、9月にかけて大きく減少したこと、(2)流入負荷の高い第3水路の付着量が大きいこと、(3)第3水路では、1991年1月(実験開始約4ヵ月)を境に付着量は減少し、約50g・m⁻²で安定していること、(4)第1水路の付着量は、10~75g・m⁻²の範囲で、第6水路の付着量は、10~50g・m⁻²の範囲で増減を繰り返していることなどがわかった。また、(5)第1と第3水路の比較より、流入負荷が大きい方が、早い時期から付着量が大きく

Fig. 6 Seasonal changes of biofilm dry mass per unit surface area of rocks (Nov. 1990—Sep. 1991)
 ▨: 4.05m from the inlet
 □: 19.05m from the inlet

なることや(6)第6水路より第1水路の付着量の方がやや大きいことから、曝気を行っても生物膜の付着は促進されないことなどもわかった。

付着物中の有機物含量 (VSS/SS) は、実験半年後で約30~40%、11カ月後で約30~60%であった。多摩川⁹⁾や滋賀県相模川¹⁰⁾の河床に人工付着板を置いて求められた付着乾燥重量は、30~140 $g \cdot m^{-2}$ 程度であることおよび有機物含量は、約25~40%であることが報告されている。今回の実験の礫付着膜乾燥重量は、これらの値と同程度のオーダーである。

通常、生物膜の剥離は、付着生物の増殖によって生物膜が次第に厚くなり、膜内部の環境条件が変わることおよび膜表面の流体剪断応力が大きくなることによって起こると考えられている。今回は、水路内に大型付着動物（ゴカイ類など）が多数観察されたことより、上記の要因以外に付着動物による生物膜の摂食行為も剥離の一因になっていると推測される。

3.4 浄化に対する付着膜剥離の影響

各水路とも実験60~80日頃から、下流部の濁質濃度が上流部よりも高くなることから、観察され始めた。これは、礫付着膜や抑留懸濁物の剥離によるものと考えられる。上記の現象は、流入負荷の高い水路と礫径の

Fig. 7 Profiles of average SS concentration (Dec. 1990—Apr. 1991)
 ■: channel 1 ◇: channel 2 △: channel 3
 □: channel 6

小さい水路で起こりやすかった。特に第3水路の7.5m採水ピットにおいては、1990年12月から1991年4月にかけて頻繁に付着膜の剥離が観察された。この時期には、第3水路の4.05m地点の礫付着膜量は大きく増減している (Fig. 6 参照)。付着膜の剥離は、場所、時間とも不規則に起きやすく、下流部に対する新たな汚濁源となっている。礫間接触水路の設計因子（水路長、礫径）の検討に当たっては、剥離の影響を局所的、短期的に捉えるよりも、付着膜の剥離が下流部に与える長期（平均）的な影響を把握することが重要である。12月から4月の大礫水路の流下に伴う平均 SS 濃度変化を Fig. 7 に示す。

流入負荷の最も高い第3水路について、(1) SS 濃度は、7.5m 点で原水より 3 $mg \cdot l^{-1}$ 程度高くなること、(2) 7.5m 点以降で浄化は進むが、原水濃度に戻るまでに約11m 程度の距離がかかること、(3) このため、有効な浄化区間が30m から約12m へと大幅に減少すること等がわかった。第3水路以外の大礫水路においては、第6水路の0~7.5m 区間で多少の濃度逆転がある以外は、平均的には付着膜剥離の影響が認められなかった。浄化の進行に伴い剥離を起こす範囲は、上流部から徐々に下流部にまで広がっていくことが予想される。流量や汚濁負荷によって、剥離による汚濁を回復するのに必要な流下距離は異なるが、浄化期間を長期に設定する場合には、十分な補償距離を考慮に入れて水路長を決定する必要があることがわかった。

第3水路において付着膜の剥離が観察された時期に調べた流下に伴う SS 濃度および粒径分布変化の一例を Fig. 8 に示す。比較のため、第1水路についても併せて示す。懸濁物の粒径分布は、サンプルを採取後すぐに電解液で所定の倍率に希釈した後、コールターカウンター（株式会社日科機製、Model ZM）を用いて測定し

Fig. 8 One example of changes of SS concentration and particle size distributions with flow distance

■: 20.2-32.0μm □: 6.4-12.7μm
 ■: 12.7-20.2μm ▨: <6.1μm

た。測定に用いた aperture 径は100μm である。なお、懸濁物の密度は各粒径とも同一とした。

第3水路の0 mと7.5m点の比較より、(1)12.7μm以下のものに比べて、12.7μm以上のものが7.5m点では大幅に増えていることから、この増加分はこの間に起こった剝離によるものと考えられること、(2)12.7μm以下の粒子も増加するが、12.7μm以上に比べて重量的にはそう大きくないことが明らかになった。

また、第1および第3水路の浄化に伴う粒子径と懸濁物量の変化から、(1)径の大きな粒子は短い流下距離で除去されること、(2)30m点までに、12.7μm以上の粒子のほとんどが除去され、12.7μm未満の粒子も原水の30~40%にまで減少することがわかった。今回は、大橋ら¹²⁾の報告にあるような大きな剝離は、観察されなかった。

3.5 水路内の抑留物の分布

礫層内の抑留体積量は、(1)懸濁物等の捕捉や生物の付着・増殖などによる増加と(2)大型生物による堆積物の減量化や付着生物の剝離流出などによる減少によって時間的、場所的に変化していく。このため、水路のある区間の懸濁物の流入・流出量を正確に把握しても、その区間の抑留体積量を求めることはできない。

そこで、礫間接触水路内の抑留量の流下方向の分布とその変化を動水勾配値で把握することを考えた。さらに、除去懸濁物や付着生物などによる礫層単位体積当たりの抑留体積率 σ を、Camp¹³⁾の考え方に基づい

Fig. 9 (a) Removed weight of SS in channels (192 d: Oct. 1990—Apr. 1991)

(b) Profiles of i and σ after 192 d of operation
 ○: first day of operation (=clean bed)
 ■: channel 1, □: channel 2,
 △: channel 3, ▲: channel 6

て動水勾配値から推定することも試みた。抑留体積率 σ の計算方法については、付録のところで説明する。動水勾配から推定した礫層内の空隙率とトレーサー試験から求めた空隙率との比較を行った。トレーサーには塩水(一部カオリンも使用)を用い、モーメント法¹⁴⁾により、各流下地点の平均到達時間を求め、水路の各区間の空隙率を求めた。第1~第3水路については、両者は概ね一致したが、第6水路では動水勾配による空隙率の推定値は、トレーサー試験よりも低い値であった。

通水192日後(水路洗浄前)の大礫水路の動水勾配分布、抑留体積率、およびSS除去量を Fig. 9 に示す。SS除去量は、各水路の192日間の累積SS流入量と累積SS流出量との差から求めた。大礫水路のSS除去量は、流入負荷の高い順に大きくなっている。

Fig. 9 より、(1)各水路の動水勾配の最大値は、流入負荷量が高くSS除去量の大きい水路ほど下流側にあること、すなわち、流入負荷の高い水路ほど下流側で抑留(体積率)が大きくなること、(2)第1水路と第6水路のSS除去量は、ほぼ同じであるが、動水勾配値はかなり異なること、(3)第1~第3水路で最も抑留が進行している区間の平均抑留体積率は、各水路とも0.23~0.26(初期空隙の約47~53%)程度と推定され

Fig. 10 Comparison of the distance distributions of i and σ between 192 d and 344 d for channels 1 and 6

■: channel 1, 192 d ▲: channel 6, 192 d
□: channel 1, 344 d △: channel 6, 344 d
○: first day of operation (=clean bed)

ること等がわかった。

流入負荷が高い水路、特に第3水路において、水路の下流部で抑留がより進行する理由としては、(1)上流部で剝離、流下した礫付着膜や抑留物が、下流部において再捕捉されること、(2)抑留(目詰まり)状態は、抑留重量でなく抑留体積量とその分布によるため、剝離した付着膜のような軽い懸濁物の流下が多いと、重量的にはさほど大きな値でなくても礫層の目詰まりを促進させやすいこと等が考えられる。水路への流入汚濁負荷が高い場合には、上流部での付着膜の剝離によって、流下方向へ抑留(浄化)区間が移行していくため、良好な浄化を行える時間が短くなることがわかった。これより、流入負荷が高い場合に長期間の浄化機能を保持するためには、大型の礫を使用する他、水路を長めに設計する必要があることが示唆される。

第6水路の動水勾配値(抑留体積率)が、第1水路に比べてかなり小さいのは、第6水路では、水路底部からの曝気が懸濁物を攪拌するため、抑留物が礫層内に分散されて通水抵抗を起こしにくい抑留形態になっているためと考えられる。

浄化運転の長期化に伴う水路内の抑留状況の変化を第1および第6水路を用いて検討を行った。第1、第6水路とも、洗浄を行っていないため、水路内のSS除去量は、運転日数にほぼ比例して大きくなる。第1水路においては、春先に動水勾配値が大きくなる傾向が見られた。

通水192日後と344日後の第1および第6水路の動水勾配と抑留体積率の流下方向の分布をFig. 10に示す。

Fig. 10より、(1)第1水路では、水路内の除去SS量によらず、192日後よりも344日後の動水勾配値の方が

小さいこと、(2)第6水路では、192日後と344日後の動水勾配分布はほぼ同じであることが認められる。

懸濁物の累積除去量の増加にかかわらず、水路の動水勾配が大きくなる理由としては、(1)水路内の抑留(目詰まり)は、除去懸濁物だけでなく、付着生物や再捕捉した剝離付着膜などにより大きく起因すること、(2)除去懸濁物や剝離生物膜などの抑留量の一部が、礫付着生物等により分解・減量化されたこと等が考えられる。

以上より、流入汚濁負荷が第1水路のように比較的低い場合は、目詰まりをさほど進行させることなく、長期の浄化運転を行えると考えられる。

4. まとめ

礫間接触水路による汚濁海水の浄化は、河川水や下水処理水を対象とした場合と同様に、懸濁物の除去に十分な効果を有する。

今回は、礫間接触水路による汚濁海水浄化において良好な浄化性能を長時間保持するために必要な礫径、水路長、流速等の設計・操作因子を明らかにするため、生物付着による閉塞、付着膜の剝離、礫層内の抑留物の分布に関する実験的検討を行い、以下の結果が得られた。

1) 1～5時間の滞留時間で、SSの60～80%およびT-TOCの8～17%が除去される。水路内の滞留時間を長くすると、また、小型の礫を使用すると懸濁物除去率は高くなる。

2) 汚濁海水中のTOCを短時間で除去することは難しい。この理由としては、溶解性の比率が高いこと、TOC濃度が低いこと、および有機成分の多くが難分解性であることなどが考えられる。

3) 小型の礫(80mm以下)を使用した場合、ムラサキイガイ等の付着により水路(特に流入部)が短時間に閉塞することがわかった。礫径が小さい方が浄化性能は高いが、長期間の浄化の継続、および施設の維持管理の簡潔さの点から、礫の大きさは、本実験の大礫(100～150mm)程度は必要であると思われる。

4) 礫の単位面積当たりの付着膜乾燥重量は、運転条件や運転時間等によって異なるが、10～100g・m⁻²のオーダーであることがわかった。

5) 実験水路の付着膜の剝離は、流入負荷の高い水路と礫径の小さい水路で起こりやすい。流量や汚濁負荷によって、剝離による汚濁を回復するのに必要な流下距離は異なるが、浄化期間を長期に設定する場合には、充分な補償距離を考慮に入れる必要がある。

6) 流入汚濁負荷の高い水路ほど、下流側で抑留(目詰まり)が進行する。上流部での付着膜の剝離、流出

などによって、流下方向へ浄化（抑留）区間が移行していく。流入負荷が高い場合に長期間の浄化性能を保持するためには、水路長を大きく設計する必要がある。

7) 流入汚濁負荷が比較的低い場合は、目詰まり状態をさぼど進行させることなく、長期の浄化運転を行える可能性がある。

謝 辞

本研究は、運輸省港湾技術研究所と民間17社から構成されているシーブルー・テクノロジー工法研究会（会員：大林組、熊谷組、栗田工業、五洋建設、佐伯建設工業、清水建設、大都工業、太陽工業、竹中土木、東亜建設工業、東洋建設、フジタ、フドウ技研、本間組、三井不動産建設、りんかい建設、若築建設）が実施している共同研究の一部である。

研究の実施に当たり、運輸省港湾技術研究所海洋水理部の堀江毅部長および研究会各位から、多くの御指導と御教授をいただいた。末尾ながら、深甚な謝意を表します。

(原稿受付 1992年11月26日)

(原稿受理 1993年4月17日)

【付録】——抑留体積率 σ の推定方法——

浄化実験開始前に行った水理試験から、大礫水路の初期損失水頭は、Fair-Hatch 式と良く一致することが認められた¹⁵⁾。

次に、礫層単位体積当たりの抑留体積率 σ の増加により、次式の関係が成立するものとする。

$$\frac{(d_0 + \Delta d)^3 - d_0^3}{d_0^3} (1 - \lambda_0) = \sigma \cdots \cdots (1)$$

σ : 抑留体積率, λ_0 : 初期空隙率

d_0 : 初期代表礫径 (球体換算径),

Δd : σ による礫径の増加分

抑留が進行した場合でも、空隙率 λ を $\lambda_0 - \sigma$ に、代表粒径 d を $d_0 + \Delta d$ に修正した Fair-Hatch 式で大礫水路の損失水頭が表現できるとすると、抑留進行時の損失水頭は、(2) 式で求められる。

$$\left. \begin{aligned} i &= 0.178 \frac{C_D}{g} \cdot \frac{v^2}{(\lambda_0 - \sigma)^4} \frac{6}{(d_0 + \Delta d)} \\ C_D &= \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34, \quad Re = \frac{v(d_0 + \Delta d)}{\nu} \end{aligned} \right\} \cdots (2)$$

ここで、 i : 動水勾配, C_D : 抵抗係数

v : 流速 (空塔速度), Re : Reynolds 数

ν : 動粘性係数, g : 重力加速度

礫層内の抑留体積率 σ は、(1), (2) 式を用いて動水勾配値の測定値から計算することができる。

参 考 文 献

- 1) 須藤隆一 (1990) 水域の直接浄化の意義と展望, 用水と廃水, 32 (8), 3-7.
- 2) 矢野洋一郎 (1982) 自然作用を応用した河川の浄化, 用水と廃水, 24 (1), 13-24.
- 3) 中村栄一, 酒井憲司 (1987) 礫間浄化法による汚濁水の浄化, 土木技術資料, 29, 26-31.
- 4) 中村栄一 (1990) 排水路浄化施設の処理機能, 用水と廃水, 32 (8), 44-47.
- 5) 長内武逸 (1990) 礫間接触酸化法による河川水の直接浄化, 用水と廃水, 32 (8), 16-25.
- 6) 小田一紀, 岡田良治, 大屋博史, 倉田克彦 (1990) 海水浄化への生物膜法の応用に関する基礎的研究, 海岸工学論文集, 37, 838-842.
- 7) 小田一紀, 大屋博史, 斎藤美香, 倉田克彦 (1991) 生物膜法の海水浄化効果に関する水槽実験—冬期海水を対象として—, 海岸工学論文集, 38, 871-875.
- 8) 梶原武 (1987) 海産付着生物と水産増養殖, 100-107, 恒星社厚生閣, 東京.
- 9) 相崎守弘 (1980) 富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化, 陸水学会誌, 41 (4), 225-234.
- 10) 小林節子 (1982) 着生微生物の剝離による河川水質への影響, 水質汚濁研究, 5 (6), 329-339.
- 11) 海老瀬潜一, 宗宮功, 大楽尚史 (1978) 市街地河川流達負荷量変化と河床付着性生物群(1), 用水と廃水, 5(2), 17-29.
- 12) 大橋品良, 原田秀樹, 桃井清至 (1991) 平板上に形成される脱窒処理生物膜の生長過程, 衛生工学研究論文集, 27, 45-54.
- 13) Camp, T.R. (1964) Theory of water filtration, *Jour. of ASCE*, SA. 4, 1-30.
- 14) 合田健 (1984) 水質工学 (応用編), 254-257, 丸善, 東京.
- 15) 上原功, 門倉伸行, 大井千秋, 廣田修, 田中修, 細川恭史 (1991) 礫間接触水路における初期損失水頭について, 土木学会第46回年次学術講演会講演概要集, 1122-1123.
- 16) 山路勇 (1984) 日本海洋プランクトン図鑑, 保育社, 大阪.
- 17) 宗宮功 (1990) 自然の浄化機構, 技報堂, 東京.
- 18) Hosokawa, Y., Ootsuki, T. and Niwa, C. (1992) Channel experiments on coastal water purification by porous bed using crushed stones, *Proc. of IAWPRC 16th Biennial Conf. (Water Quality International '92) on Water Science and Technology*, 2007-2010.
- 19) 川島博之, 鈴木基之 (1982) 河川における自浄作用と自濁作用, 生産研究, 34 (7), 1-9.
- 20) 門倉伸行, 伊東孝能, 丹羽千明, 廣田修, 細川恭史 (1992) 礫間接触浄化法による海水浄化の生物膜特性, 土木学会第47回年次学術講演会講演概要集, 906-907.
- 21) 上原功, 毛利光男, 大井千秋, 山崎信男, 田中裕作, 細川恭史 (1992) 礫間接触水路の抑留分布と閉塞について, 土木学会第47回年次学術講演会講演概要集, 904-905.
- 22) 毛利光男, 窪田博公, 田中裕作, 西原潔, 門倉伸行, 上原功 (1991) 礫間接触水路による海水の初期浄化特性について, 第25回水質汚濁学会講演集, 156-157.
- 23) 細川恭史, 大槻忠, 丹羽千明 (1991) 生物膜法による低濃度汚濁海水の高度処理, 第25回水質汚濁学会講演集, 554-555.