

礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化（その2）

—付着生物相と礫層内の抑留，剝離について—

毛利 光 男
(技術研究所)

丹羽 千 明
(技術研究所)

§ 1. はじめに

汚濁の進んだ閉鎖性内湾における水質浄化工法の開発を目的として、運輸省港湾技術研究所と共同で礫間接触浄化法の研究^{1)~3)}を行なっている。礫間接触浄化法は、水路内に礫充填層を作り、生物膜を高密度に付着させることにより自浄作用を増強したものである。

河川や湖沼の自然水域における自浄作用として、(1)河川の河床部や礫に付着藻類などの微生物が増殖すると河川水中の有機物や栄養塩(N, P)が除去されること⁴⁾、(2)比較的浅い(水深1m程度)河川では、付着バクテリアによる有機物分解効果はかなり大きいと予測されること⁵⁾、(3)汚濁水域に棲む貝(琵琶湖のヒメタニシなど)は藻類を摂取し、かつ排泄した糞からの栄養塩の溶出が少ないことから、水を浄化する能力が強いこと⁶⁾などが報告されている。

礫間接触浄化法は、上記の付着生物(大型生物も含む)による生物分解と、礫表面への濁質の接触・沈殿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なえると期待されている。

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⁷⁾、中村⁸⁾⁹⁾、長内¹⁰⁾らによって明らかにされているが、水路内の生物相、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変化については、いままでもあまり研究されていない。また、礫間接触浄化法を海水浄化に適用する研究に関しては、いままでも研究例そのものが非常に少ない上に(小田ら¹¹⁾¹²⁾など)、まだ浄化特性の基礎的な検討を行なっている段階にある。

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。

前報³⁾では、礫間接触浄化法の浄化特性と性能を明ら

かにするため、(1)河川や下水処理水を対象とした場合の設計因子と浄化特性の整理を行ない、次に(2)1990年10月から1991年3月までの半年間の試験結果を基に、礫径、間隙流速(滞留時間)および曝気の有無等の設計・操作因子と浄化効果との関係を検討した。

本報では、1990年10月から1991年10月までの約1年間にわたる汚濁海水の浄化実験結果に加えて、河川においてもあまり報告されていない、(a)付着生物相、(b)大腸菌とクロロフィルa(藻類)の除去性能、(c)付着生物の剝離による自濁作用の影響、および(d)浄化に伴う礫層内の抑留体積量の分布とその変化について実験的に検討した結果について報告する。

礫間接触水路では、長期的な浄化の継続や簡潔な保守管理も目標としているため、水路内の自濁作用の影響、および礫層内の抑留体積量の分布と変化を把握することは、水路長や洗浄頻度を決定する上で重要である。

§ 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の水をスクリーン処理して用いた。実験水路の概要を図-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30

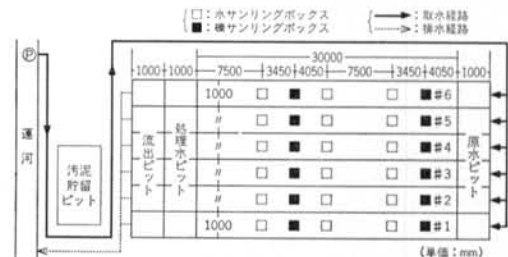


図-1 実験水路の概要(平面)

m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。

原水は、運河から水中ポンプで導水され、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。通常の浄化実験時の水位は1.0~1.1mである。

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、同じく上流から4.05m, 19.05mの地点に礫採取ピットを設置した。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

1991年9月3日から実験水路の運転を開始した。初めの1カ月間は実験水路の水理試験を行ない、試験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年間にわたり行なった。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、検討するため、条件を水路別に変えて実験を行なった。

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表-1に示す。第6水路は、水路

項目	水路番号					
	1	2	3	4	5	6
礫径範囲(mm)	100~150	100~150	100~150	40~80	20~30	100~150
水路の曝気	無	無	無	無	無	有
空隙率(-)	0.487	0.487	0.487	0.466	0.458	0.487
流量($m^3 \cdot h^{-1}$)						
・1990年10月						
・1991年1月	3.0	6.1	11.0	5.6	5.8	3.0
・1991年2月						
・1991年10月	3.8	7.6	15.5	7.0	6.9	3.8
滞留時間(hr)						
・1990年10月						
・1991年1月	5.0	2.5	1.4	2.6	2.4	5.0
・1991年2月						
・1991年10月	4.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0
水路の洗浄	無	有	有	有	有	無
		1991年4月16日~17日				

表-1 実験条件

部を十分な好気条件にするため、30mの水路全域で曝気($0.02 \sim 0.03 m^3 \cdot air \cdot m^{-2} \cdot min^{-1}$)を行なった。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。

通水半年後の1991年4月16日~17日に、懸濁物の累積除去(抑留)量が大きい第2~第5水路の洗浄を行なった。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。

浄化実験では、濁度、透視度、SS、TOC、 NH_4-N 、 $T-N$ 、 PO_4-P 、Chlorophyll-a、付着生物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で、それ以外は肉眼観察に基づいて行なった。また、付着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なった。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なった。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なった。

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。図-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、おおむね14~26%であった。1991年の7月~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と濁度は日によって濃度がかなり変動するほか、秋から冬にかけて徐々に低下、春から上昇して夏まで比較的安定、その後再び減少するという季節変動を示した。これに対して、TOCは大きな変動が少なく、1年間を通じて $3 \sim 7 mg \cdot l^{-1}$ 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は少ないことが分かった。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、おおむね0.05~0.3であった。

Chlorophyll-aは、秋から冬にかけて $3 \sim 10 \mu g \cdot l^{-1}$ 、春から夏にかけて $7 \sim 34 \mu g \cdot l^{-1}$ であり、実験原水が十分に富栄養化している状態にあることが分かった。

§ 3. 実験結果および考察

3.1 水路内の付着生物の特性

生態系は、生産者 (producer)、消費者 (consumer)、分解者 (decomposer)、非生産的物質の4つの要素に分けられ、これらが図-3のように相互に物質的な連絡によって結ばれている。

礫上の付着生物もその中に、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きな生物をも含むヘテロな系を構成しており、富栄養化した水域において有機物の生産と分解の多くを担っている。これらの付着生物による浄化、すなわち有機汚濁物質の酸化・分解は、生物による同物質の摂食、同化作用に他ならない。

本実験水路においても、通水後1.5カ月(10月中旬)くらいから礫表面に生物膜、生物および懸濁物が付着していることが観察された(写真-1参照)。礫付着膜は各水路とも褐色であり、また膜の付着力は弱く剝離し易かった。

3.1.1 礫付着植物・動物

礫に付着した主な植物・動物種の遷移を表-2に示す。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* の増加とともに、*Navicula*, *Nitzschia*, *Rhizosolenia* などの珪藻類も増加した。

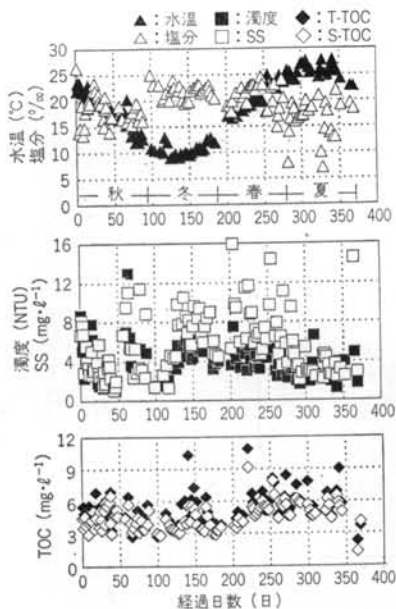


図-2 原水水質の経日変化(1990年10月~1991年10月)

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。実験条件の違いにかかわらず、各水路の優占種はほぼ同じであっ

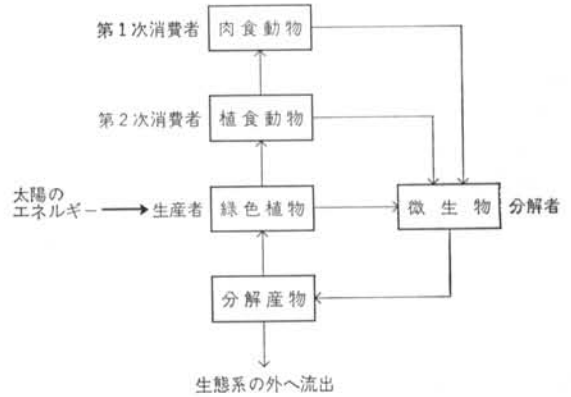


図-3(a) 生態系における構成物質の移動

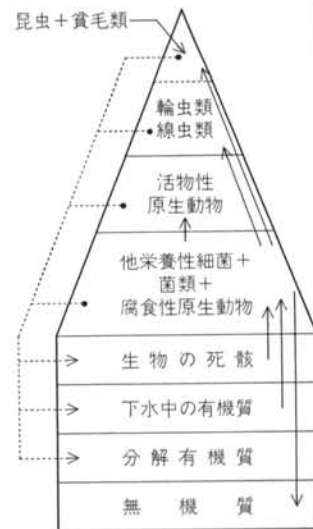


図-3(b) 下水処理生物膜における食物環の例(須藤ら¹³⁾を改変)



写真-1 礫付着膜(生物膜とカンザシゴカイの棲管等)

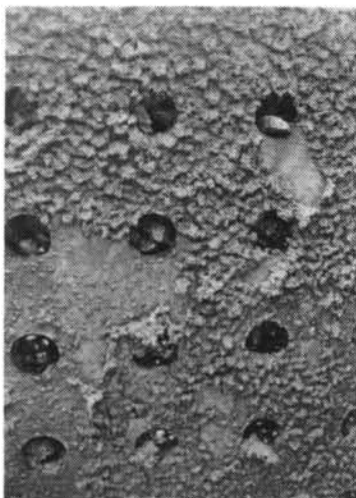
た。1991年の春までは、下水の生物処理に豊富に出現する繊毛虫の *Carchesium*, *Vorticella*, *Zoothamnium* が順に最優占種となった。その後は、未同定の繊毛虫が優占した後、1991年9月からは線形動物に交代した。海水産としては *Eutintinnus*, *Helicostomella*, *Tintinnopsis* などが出現したが、占有割合は高くなかった。

3.1.2 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。

	付着植物	付着動物
1990年11月	◎ <i>Aphanotheca</i> ・ <i>Oscillatoria</i> ・ <i>Skeletonema costatum</i>	◎ <i>Carchesium</i> ・ <i>Vorticella</i> ・線形動物
1991年1月	○ <i>Skeletonema costatum</i> ・ <i>Navicula</i> ・ <i>Rhizosolenia</i>	◎ <i>Vorticella</i> ・ <i>Carchesium</i> ・ <i>Zoothamnium</i>
1991年3月	◎ <i>Skeletonema costatum</i> ・ <i>Rhizosolenia</i>	○ <i>Zoothamnium</i> ・ <i>Eutintinnus</i> ・ <i>Helicostomella</i>
1991年6月	◎ <i>Skeletonema costatum</i> ・ <i>Rhizosolenia</i> ・ <i>Navicula</i>	○繊毛虫 ・線形動物 ・ <i>Zoothamnium</i>
1991年9月	◎ <i>Skeletonema costatum</i> ・ <i>Rhizosolenia</i> ・ <i>Navicula</i>	○線形動物 ・ <i>Helicostomella</i>

表—2 礫付着植物・動物種の遷移



写真—2 実験水路の整流板の付着生物（フジツボ類の間をヨコエビの棲管がマット状に付着、さらにその上をヒドロ虫類や珪藻類が覆っている）

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、また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（写真—2参照）。ムラサキガイ等のような大型生物は、プランクトンやその他の有機懸濁物を濾過摂食するため、水中の有機物を削減することが期待される。

3.1.3 生物相

浄化実験水路には、表—3に示すように下水処理施設の生物膜¹⁴⁾よりも高等な動物が多く出現した。特に、後生動物の種類と量の豊富なが特徴である。高次の後生動物が多く存在すると生物種の多様性が増し、食物連鎖の複雑な系が構成されるため、発生汚泥の減量化が可能になることや、安定した水質浄化が可能になることが知られている。本実験水路においても、多くの栄養段階の生物が出現していることから、安定で複雑な食物連鎖が構成されていると推測される。

3.2 礫間接触水路の浄化性能

3.2.1 SS, TOC の除去性能

各水路の SS と TOC の1年間の平均的な除去率を図—4に示す。除去率は、水路毎に SS と TOC の流入量と流出量の年間の累積値を求めて計算した。

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

種 類	下水 活性汚泥	下水 生物膜	本実験水路
・細菌	CC	CC	—
・藻類	r r	+	+
・原生動物			
鞭毛虫類	+	C	r r
内質虫類	+	C	r r
繊毛虫類線毛類	CC	CC	CC
" 下毛類	C	+	r r
" 吸管虫類	r	r	r r
" 有鐘類	r r	r r	C
その他繊毛虫類	+	C	C
・後生動物			
輪虫類	r	C	C
線虫類	r	+	C
貧毛類	r r	+	r r
その他後生動物	r r	r	C

(注) CC:極めて多量に出現 C:多量に出現
+ :普通に出現 r:わずかに出現
r r:極めてわずかに出現 —:同定せず

表—3 下水処理施設¹⁴⁾と汚濁海水浄化水路の生物相の比較

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)、(3)礫径が小さいと除去率は高くなること(#2, #4, #5の比較)、および(4)SS除去率に比べてT-TOC除去率は低いことなどが分かった。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。

今回の結果と、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結果^{7)~10)}とを比べると、SS除去率はほぼ同程度であるのに対して、TOC除去率は今回の方がかなり低いことが認められる。

今回の実験で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¹²⁾の報告のように難分解性であること、(3)原水が低濃度であることなどが考えられる。

下水処理水等に比べて低汚濁であり、難分解性でもある海水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。

3.2.2 夏期の大腸菌とクロロフィルaの除去性能

前報⁹⁾では、秋期と春期の大腸菌とクロロフィルa(植物プランクトンの指標)の除去性能を調べ、本浄化法で大腸菌群数の80~90%を除去できること、およびクロロフィルa量の60~90%を除去できることが分かった。そこで今回は、汚濁レベルが一年間で最も高くなる夏期における大腸菌とクロロフィルaの除去性能を検討した。

1991年6月18日と9月3日の原水の中の大腸菌群数は、17,000(MPN/100ml)および79,000(MPN/100ml)と大幅にA類型の水質環境基準(1,000(MPN/100ml))を越えていた。また、クロロフィルa量も $32.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ および $34.2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と秋~冬の $7\sim 9.5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を大きく越え、著しい富栄養化水域の値であった。

夏期の大腸菌とクロロフィルaの除去率を図-5に示す。大腸菌群数の90~99%およびクロロフィルa量の83~98%を除去できることが認められる。したがって、夏期においても大腸菌をA類型の水質環境基準近くまで、クロロフィルaを $0.6\sim 4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度まで低減できる。このような微細な生物の除去は、主に礫層内の付着生物によるものと考えられる。夏場においても、本浄化法は大腸菌とクロロフィルaの削減、すなわち透視度の回復という視覚的な改善と衛生状態の改善等に充分効果があることが分かった。

3.3 貝類による水路の閉塞

水路に生息する大型の動物は、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濾過摂食することにより、水中の有機物を削減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ガイとカンザシゴカイ類、フジツボ類等が付着、水路を閉塞させていることが分かった。貝が付着した礫は、ムラサキ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。ムラサキガイの殻長(貝殻の最大長さ)は $4.0\sim 21.9\text{mm}$ 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。

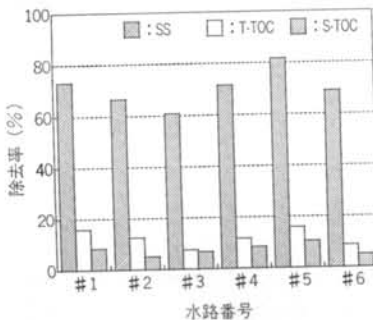


図-4 SS, TOCの平均除去率(1990年10月~1991年10月)

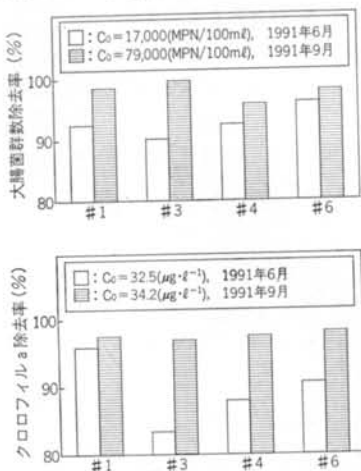


図-5 大腸菌、クロロフィルaの除去率(1991年夏期)

付着が盛んな時期（春～夏¹³⁾）におけるムラサキイ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、貝付着による水路の閉塞状況を調べた。さらに、Camp¹⁶⁾の考えに基づいて、動水勾配値の変化から付着体積率(σ)の推定も行なった。結果を図-6に示す。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量が大きい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。

図-6より、(1)流入部の0～3mにおいて動水勾配が著しく増加していること、(2)その値は192日間にわたる懸濁物抑留による動水勾配の変化量よりもかなり大きいこと、(3)付着が盛んな時期では短時間にムラサキイガイ等は付着体積を大きく増加させること、および(4)付着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分かった。

大礫を使用している第1～第3水路および第6水路では、小礫のように複数個の礫が繋がった状態や目詰まり状態は特に観察されなかった。

すなわち、(1)小型の礫(80mm以下)を使用した場合、春から夏の間ムラサキイガイ等の付着により水路(特に流入部)が閉塞すること、および(2)貝類に生息場所を提供し、かつ長期間の浄化を可能にする点から、流入部からある程度の距離までの充填礫は今回の大礫(100～150mm)程度の大きさが必要であると考えられる。実際の使用に当たっては、(a)水路全体を大礫で充填する、(b)水路の前半を大礫、後半を(浄化水の清澄度を増すために)中～小礫で充填する、(c)閉塞し易い流入部近傍の礫は金網籠等によって簡単に交換できるようにするなどの

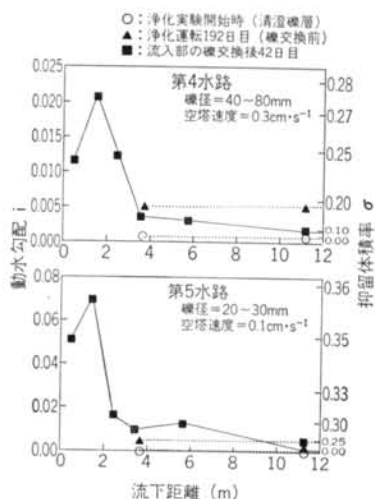


図-6 貝付着による中礫水路、小礫水路の閉塞状況

方式が考えられる。

これより、抑留体積量の変化などの検討は、大礫水路を中心に行なうことにする。

3.4 自濁作用の影響

各水路とも実験60～80日頃から、礫付着膜や抑留懸濁物の剝離による自濁作用¹⁷⁾により、下流部の濁質濃度が上流部よりも高くなるという現象が観察され始めた。自濁作用は、流入負荷の高い水路と礫径の小さい水路で起こり易かった。

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月にかけて頻繁に自濁作用が観察された。礫間接触水路の水路長を考えると、場所、時間とも不規則に起こる自濁作用の影響を局所的、短期的に捉えるよりも、自濁作用が下流部に与える長期的かつ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濃度の変化を図-7に示す。

図-7より、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 $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度高くなること、(2)7.5m点以降から原水濃度に戻るまでに約11m程度の距離がかかること、(3)有効な浄化区間が30mから約12mへと減少することなどが分かった。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、平均的には自濁作用の影響が認められなかった。

流量や汚濁負荷によって、自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る必要がある。

3.5 水路内の抑留分布とその変化

礫層内の抑留体積量は、懸濁物等の捕捉、生物の付着や付着膜の剝離流出などによって時間的、場所的に変化していく。このため、懸濁物の流入・流出量を正確に把握しても、水路内の抑留体積量分布を求めることは難し

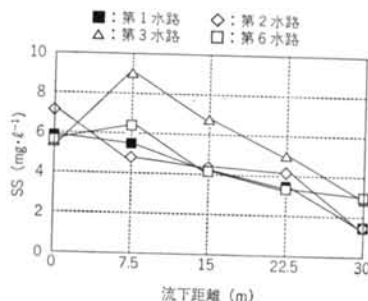


図-7 水路流下に伴う平均SS濃度の変化

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にした。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、Camp¹⁰⁾ の考え方に基づく以下の式を
用いて、動水勾配値から推定することも試みた。なお、
浄化実験開始前に行なった水理試験の結果から、大礫水
路の損失水頭は Fair-Hatch 式で近似する。

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

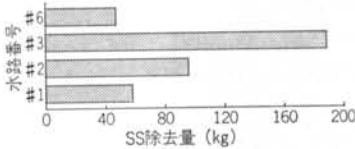
$$i = 0.178 \frac{C_D}{g} \cdot \frac{v^2}{(\lambda_0 - \sigma)^4} \cdot \frac{6}{(d_0 + \Delta d)} \quad \dots\dots(2)$$

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34, \quad Re = \frac{v(d_0 + \Delta d)}{\nu}$$

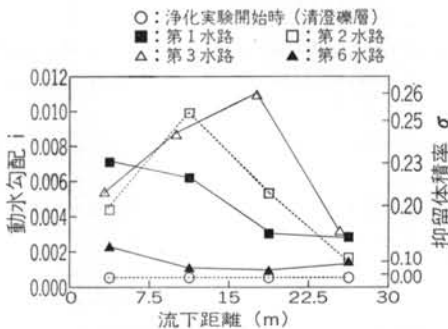
ここで、

- 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
- 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

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なったところ、第1
～第3水路については両者はおおむね一致し、第6水路
では動水勾配による推定空隙率はトレーサー試験よりも
低い値となった。



図一 8 (a) 大礫水路の SS 除去量 (礫径=100~150mm, 192日
間: 1990年10月~1991年4月)



図一 8 (b) 浄化運転 192 日目の大礫水路の動水勾配と抑留体積
率の分布 (空塔速度=0.7cm・s⁻¹)

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 図一 8 に示す。

図一 8 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～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 (初期空隙率の約 47～53%) 程度と推定されること
などが分かった。

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易い
ことなどが考えられる。

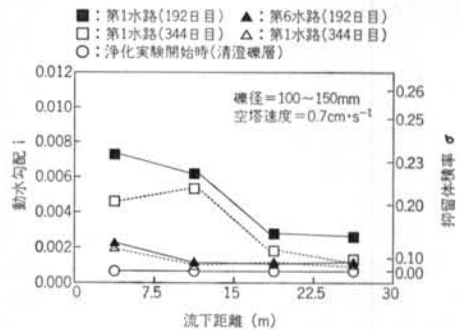
これより、第 3 水路のように流入汚濁負荷を高くする
と、上流部での自濁作用によって流下方向へ抑留 (浄
化) 区間が移行していくことが予想される。

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。

続いて、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なった。
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。

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 図一 9 に示す。

図一 9 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やや



図一 9 浄化運転 192 日目と 344 日目の第 1 および第 6 水路の
動水勾配、抑留体積率分布の比較

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。

累積懸濁物除去量が増加しても、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)除去懸濁物や剝離付着膜などの抑留量の一部が、礫付着生物等により分解・減量化されたことなどが考えられる。

これより、流入汚濁負荷が第1水路のように比較的低い(滞留時間4~5時間)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なえるものと考えられる。

§ 4. まとめ

礫間接触浄化法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、懸濁物の除去と透視度の向上に十分な効果がある。視覚的な清澄さが要求される親水空間などの浄化にふさわしいと思われる。

今回は、礫間接触水路の付着生物の調査、自濁作用の影響、および礫層内での抑留分布とその変化に関する検討を主に行ない、以下の結果が得られた。

(1)礫付着植物の優占種は、各水路とも、殆どの季節で *Skeletonema costatum*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Rhizosolenia* などの珪藻類であった。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、節足動物などであった。また、水路の壁面、礫表面、堆積汚泥内などには、大型付着・底生動物が観察された。

(2)浄化実験水路には、下水処理施設の生物膜よりも高的な動物が多く出現した。多様な栄養段階の生物によって、安定で複雑な食物連鎖が構成されていると考えられる。

(3)汚濁海水は TOC 濃度が低く、有機成分の多くが難分解性であるため、短時間で TOC を除去することは難しい。懸濁態有機物を接触・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。

(4)富栄養化状態の高い夏期においても、本浄化法は大腸菌とクロロフィル a の削減に十分な効果がある。

(5)小型の礫(80mm以下)を使用した場合、ムラサキガイ等の付着により水路(特に流入部)が短期間に閉塞することが分かった。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。

(6)自濁作用は、流入負荷の高い水路で起こり易い。高い負荷条件で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る必要がある。

(7)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。上流部での剝離、流出によって流下方向へ浄化(抑留)区間が移行していく。流入汚濁負荷が比較的低い場合は、目詰まり状態をさほど進行させることなく、長期の浄化運転を行なえると考えられる。

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細川恭史室長、水産大学校漁業学科の須田有輔講師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。

<参考文献>

- 1) Y. Hosokawa, T. Ootsuki & C. Niva: "Channel Experiments on Coastal Water Purification by Porous Bed Using Crushed Stones" Proceedings of IAWPRC 16th Biennial Conference (Water Quality International '92) on Water Science and Technology (1992) pp. 2007~2010
- 2) 毛利光男, 窪田博公, 田中裕作, 西原潔, 門倉伸行, 上原功: "礫間接触水路による海水の初期浄化特性について" 第25回水質汚濁学会大会講演集(1991年) pp. 156~157
- 3) 毛利光男, 青木松男, 丹羽千明: "礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化(その1) - 汚濁海水の浄化特性と性能について -" 清水建設研究報告 Vol. 55 (1992年) pp. 87~97
- 4) 桜井善雄: "河川自浄作用" 用水と廃水 Vol. 18, No. 3 (1976年) pp. 273~320
- 5) 宗宮功: "自然の浄化機構" 技報堂出版(1990年)
- 6) 例えば, 鈴木紀雄, 浜田浩英, 中野恭子, 北川照代: "浄化型の貝と汚濁型の貝について" 日本生態学会大会講演要旨(1987年) pp. 272
- 7) 矢野洋一郎: "自浄作用を応用した河川の浄化" 用水と廃水 Vol. 24, No. 1 (1982年) pp. 13~24

- 8) 中村栄一, 酒井憲司: “礫間浄化法による汚濁水の浄化” 土木技術資料 Vol. 29, No. 10 (1987年) pp. 26~31
- 9) 中村栄一: “排水路浄化施設の処理機能” 用水と廃水 Vol. 32, No. 8 (1990年) pp. 44~47
- 10) 長内武逸: “礫間接触酸化法による河川水の直接浄化” 用水と廃水 Vol. 32, No. 8 (1990年) pp. 16~25
- 11) 小田一紀, 岡木良治, 大屋博史, 倉田克彦: “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 Vol. 37 (1990年) pp. 838~842
- 12) 小田一紀, 大屋博史, 齋藤美香, 倉田克彦: “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 Vol. 38 (1991年) pp. 871~875
- 13) 須藤隆一, 岡田光正, 稲森悠平: “微生物生態学 I: 微生物個体群の変動と相互作用” 共立出版 (1983年)
- 14) 須藤隆一, 稲森悠平: “生物相からみた処理機能の診断” 産業用水調査会 (1983年)
- 15) 梶原武: “海産付着生物と水産増養殖” 恒星社厚生閣 (1987年) pp. 100~107
- 16) T.R. Camp: “Theory of Water Filtration” Journal of Sanitary Engineering Div., ASCE, Vol. 90, No. 4 (1964) pp. 1~30
- 17) 川島博之, 鈴木基之: “河川における自浄作用と自濁作用” 生産研究 Vol. 34, No. 7 (1982年) pp. 1~9
- 18) 山路勇: “日本海洋プランクトン図鑑” 保育社 (1984年)
- 19) 上原功, 門倉伸行, 大井千秋, 廣田修, 田中修, 細川恭史: “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 (1991年) pp. 1122~1123
- 20) 門倉伸行, 伊東孝能, 丹羽千明, 廣田修, 細川恭史: “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 (1992年) pp. 906~907
- 21) 毛利光男, 須田有輔, 上原功, 門倉伸行, 田中裕作, 細川恭史: “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” 水環境学会誌 (投稿中)

