

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——

毛利光男
(技術研究所)
青木松男
(技術研究所)
丹羽千明
(技術研究所)

§ 1. はじめに

最近、ウォータフロント開発においては、海浜や運河沿いに親水性を重視した公園や人工砂浜等の快適環境に対する要望が高い。総理府の「海浜ニーズに関する世論調査」(昭和61年2月)における「港やその付近の海辺を将来どうすべきか」の質問に対する回答においても、①海洋スポーツや釣り、海浜公園や水族館等の環境利用と②人工砂浜や人工干潟等の環境創造への回答が多く、海辺における快適環境の要望が高いことが認められた。

しかし、我が国の海域の約18%はBOD、COD等の生活環境項目の環境基準を達成しておらず、特にウォータフロント開発が盛んな内海や沿岸域の閉鎖性水域の汚濁は著しく¹⁾、親水性にふさわしくない場合が多い。このため、これらの水域の水質環境の改善が強く望まれている。

海域は、汚濁物の最終の流入先、かつ最終的な汚濁の発生場所である。海域の水質・底質を決定する主な要因は、①陸域からの流入負荷(外部負荷)、②海底の堆積汚泥からの溶出(内部負荷)、③植物プランクトン増殖による内部生産、④海域内滞留時間、⑤生物活動等であるが²⁾、基本的に海域汚濁は①の流入負荷に起因するところが大きい。こうした流入負荷の多くは、規制が強化されている工場、事業場からの排水よりもむしろ下水道整備の遅れによる生活雑排水である³⁾。

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不可能に近いと考えられている³⁾。

このため、汚濁が進行している沿岸域の浄化を図るには、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³⁾」が必要と考えられている。

水域直接浄化法には、曝気法⁴⁾、水生植物植栽法⁵⁾、生物膜法⁶⁾、覆砂法⁷⁾、浚渫法⁸⁾等の浄化技術が開発、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。

運輸省では、沿岸域における自然浄化機能を積極的に海水浄化に利用する「シーブルー計画」⁹⁾を策定し、水域直接浄化法の一つの柱として、生物膜法の一つである礫間接触浄化法の利用を挙げている。

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、現在汚濁河川水の浄化法として各地で実験されている。

一般に、海域は外洋との水の交換によって常に浄化が促進されているため、汚濁が進行しているといっても河川よりも汚濁度が低い。このため、礫間接触浄化法が汚濁海水に対して、①どの程度有効であるか、②どのように利用すればよいのか、③どの程度の規模のときに投資対効果が良いのか等については殆ど分かっていないのが現状である。

このため、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は、東京湾湾奥部の運河沿いに大型の礫間浄化水路を設置し、共同研究を行なった。

本研究は、礫間接触浄化法の基本的な浄化特性と性能を明らかにするため、上記の大型水路を用いて礫径、間隙流速(滞留時間)および曝気の有無等の設定条件と浄化効果との関係について実験的に検討を行なったものである。

また、本浄化法においては、礫付着生物膜も重要な役割をしていると考えられるため、礫表面に付着する生物膜量と設定条件との関係および付着生物膜が浄化に与える影響についての検討も行なった。

なお、本報は1990年10月から1991年3月にかけての大型水路の実験データを解析、検討したものであり、解析に当たっては河川での研究例を整理し、これと比較しながら汚濁海水の浄化特性を明らかにしていくという立場で行なった。

§ 2. 礫間接触浄化法の浄化機構

2.1 河川、水路の自浄作用

有機汚濁物を含む排水が河川や水路を流下すると、自浄作用 (self-purification) が進行する。広義的な見かけの自浄作用 (apparent self-purification) とは、晴天時の水路において生物分解、沈殿、吸着等の作用により汚濁物質が時間の関数として減少する現象として定義され、その浄化効果は一般に Streeter-Phelps 式で表現できる。

しかし、希釈、拡散、吸着、沈殿等による浄化では見かけの水質はきれいになるが、汚濁物量の絶対量は変わらないので、これらは真の自浄作用 (true self-purification) とはいえない。汚濁物量の絶対量を減少させる真の自浄作用は、食物連鎖低次レベルの細菌、菌類から高次レベルの原生動物および後生動物等の混合微生物群による無機化 (mineralization) によって行なわれる。

しかし、無機化による自然浄化量は意外と少なく、浄化への寄与としては沈殿等の作用の効果の方が大きいことが報告されている¹⁰⁾。沈殿物として底泥に移行した汚濁成分の一部は無機化により減少するが、多くは雨天時に巻き上げ回帰し、汚濁の顕在化となる。

2.2 礫間接触浄化法の浄化機能と利用方法

礫間接触浄化法¹¹⁾は、2.1のような水路の自浄能力を積極的に利用するものである。図-1に示すように、礫充填層を作り付着生物膜を多層にすることにより、(1)礫に形成された付着生物膜による浄化能を増強すること、(2)浮遊懸濁物の接触・沈殿等の機会が大幅に増加、除去効率が増大すること、および(3)捕捉した懸濁物を抑留する空間を確保すること等を目指している。

本法の利用形態としては、(1)水域内に浄化施設を直接設置し、直接浄化する方法 (直接方式) と、(2)水域外に浄化施設を設置し、水を汲み上げ分離して浄化する方法

(分離方式) の2つの方式が考えられている。

直接方式の場合は、2.1と同じく沈殿除去による汚濁物質の減少は見かけの浄化であり、浄化水路は一時的な堆積場所にしかならない。この場合の真の浄化効果は、微生物による無機化だけである。また、浄化施設が水域内にあるため、維持管理が行ないにくいという欠点もある。このため、処理効率、処理性能の安定性および長期使用の面でも問題がある。

分離方式の場合は、維持管理が比較的容易に行なえるため、長期的に浄化効率が高く処理性能も安定し易い。また、接触・沈殿等による捕捉、生成汚泥も定期的に水域外に排除できるので、沈殿等による見かけの浄化量も真の浄化量として扱うことができる。

しかし、直接方式に比べて、①施設に広大な敷地を必要とする、②高価な設備投資を必要とする、および③維持管理に人手を要する等の問題がある。

§ 3. 既往の研究

海水浄化の場合と比較し易いように、比較的低汚濁度の河川や下水処理水の浄化例を主に参照した。

河川水、下水処理水 (生物処理水)、排水路の汚水の浄化例¹¹⁾⁻¹³⁾を表-1に整理して示す。

矢野¹²⁾は、多摩川の高水敷に設置した実験施設 (表-1のE) で下水2次処理水の浄化試験を行ない、流下距離20m以降の水質改善は認められないこと、滞留時間1.25時間でBODの75%程度を除去できること、BOD、SSおよび大腸菌群数に対する浄化効果は高いが、窒素系(NH₄-N、NO₃-Nなど)やリンに対しては効果は低いこと等を報告している。また、下水処理水を曝気条件下で処理した実験から、滞留時間2.2時間でBOD除去率90%が期待できること、BOD 30 mg・l⁻¹以上の原水に対し

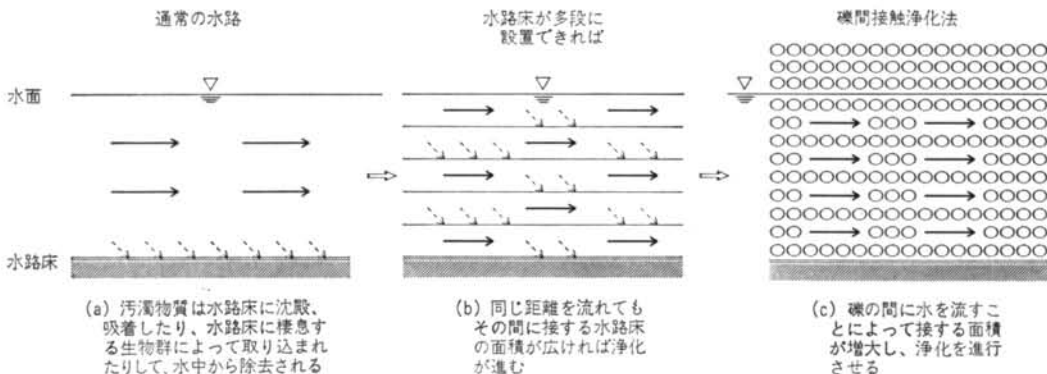


図-1 礫間接触浄化法による浄化能の増強と自浄作用との比較 (長内¹¹⁾を改変)

ては曝気装置が必要であることも述べている。

中村と酒井¹³⁾は下水処理水を対象とした実験水路(表一1のC, D)で曝気の効果について検討を行ない、原水が低濃度の場合には曝気の効果は殆ど認められないことを明らかにした。すなわち、流入負荷が低い場合にはSSの分離が主で、溶存酸素によるBOD(ATU-BOD)の分解は従であるとしている。

酒井¹⁴⁾は、野川と平瀬川(ともに多摩川の支川)の浄化施設の調査を行ない、礫間接触水路の浄化効果の評価を試みた。調査結果より、(1)原水のBOD 12~20 mg・l⁻¹に対しBOD除去率は38~70%であること、(2)原水のSS 3~15 mg・l⁻¹に対しSS除去率は33~62%であること、(3)1 μm以下の粒径の浮遊物質は礫間内で殆ど除去されないこと、(4)溶解性BODおよびTOCは少ししか減少しないこと、(5)溶解成分の割合が高い窒素と磷は殆ど除去されないこと等を示した。これより、礫間浄化施設の主な除去機構は沈殿、濾過であり、酸化の寄与率は小さいという評価をしている。

中村¹⁵⁾は、排水路の水質改善を目的とした礫間接触水路等の浄化施設(表一1のA, Bを含む15施設)の調査を行ない、滞留時間が大きいほど除去率が大きくなる傾向があること、流入水の濃度が低い場合には除去率は一般に低くなること、および流入水BODが30mg・l⁻¹程度までは曝気の有無が処理効率へ影響しないことを報告している。

以上の実験報告を整理すると次のように要約される。

(1)礫は5~15cm径程度のものが採用されている。

(2)水路長は20~50mであり、最低20m程度は必要である。

(3)滞留時間は1~3時間程度が適当である。

(4)BOD, SSに対する浄化効果は大きい、窒素、磷に対する効果は小さい。

(5)溶解性BODやTOCの減少は少しいである。

(6)主な浄化機構は沈殿と濾過であり、酸化の占める割合は小さい。

(7)流入BOD濃度が30mg・l⁻¹以下の場合には、曝気を行なう必要は少ない。

§ 4. 実験水路と実験方法

今回は、①汚濁物の除去特性、②物質収支、③捕捉・生成汚泥量、④礫間内水理特性、⑤生物量、生物種の分布等を検討する実験や調査ができるように、実験水路の形式は2.2で分類した分離分式とした。

実験水路(写真一1)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。浄化実験は、1990年10月から1991年11月にわたり、砂町北運河の表面下約1mの海水のスクリーン処理水を用いて行なった。

本研究では、主として浄化実験の初期から中期に当たる1990年10月~1991年3月の実験データをもとに、礫間接触水路の浄化特性と浄化性能の検討を行なった。

施設名	A	B	C	D	E	F	G
原水の種類	排水路水	排水路水	下水処理水	下水処理水	下水処理水	河川水	河川水
礫径(cm)	—	—	5~15	5~15	1<	10~15	5~15
空隙率(%)	—	—	45	45	—	—	35
水路長(m)	—	—	20~30	20~30	50	28	20
水深(m)	—	—	2.0	2.0	1.4	3.0	2.65
実滞留時間(hr)	1.7**	3.1**	4.4	6.6	3.5~27.3	2.0	1.25
曝気部分の滞留時間(hr)	0	0	0	2.2	前曝気のみ	1.5	0
流入BOD(mg・l ⁻¹)	19(11~27)	14	19	17	14.5(7~21)	23	12.8
BOD除去率(%)	37	36	51	66	50~80	75**)	75**)
流入SS(mg・l ⁻¹)	18(12~22)	15	5.4	4.9	5.3(2~9)	24	18
SS除去率(%)	52	69	67	74	70~80	62**)	85**)
流入NH ₄ -N(mg・l ⁻¹)	—	—	—	—	13.6(6~20)	7.6	—
NH ₄ -N除去率(%)	—	—	—	—	13~30	70**)	—

*) 空隙率を45%として実滞留時間を求めた

***) この除去率は目標設定値であり、実験値ではない

表一1 礫間接触浄化法の試験例

4.1 実験水路の概要

実験水路の概略を図-2に示す。水路は6本(#1~#6)あり、各水路とも幅1m、高さ1.3m、長さ30mである。各水路内には、1.2mの高さまで礫が充填されている。水位は1,010~1,050mmである。流速、礫径、曝気の有無等の各因子の効果が比較、判別できるように、水



写真-1 実験水路(手前:流入部,奥:流出部)

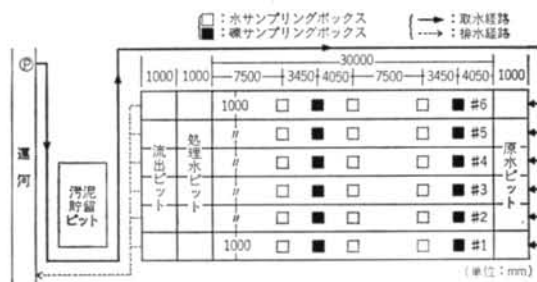


図-2 礫間接触浄化水路平面図

水路 No	礫径範囲 (mm)	空隙率 (—)	水路の 曝気	'90/10/01~'91/01/31			'91/02/01~			礫空隙当たりの汚濁負荷	
				流 量 ($m^3 \cdot h^{-1}$)	礫間隙流速 ($cm \cdot s^{-1}$)	実滞留時間 (hr)	流 量 ($m^3 \cdot h^{-1}$)	礫間隙流速 ($cm \cdot s^{-1}$)	実滞留時間 (hr)	SS 負荷 ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)	T-TOC 負荷 ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
1	100~150(大)	0.487	無	3.0	0.16	5.0	3.7	0.20	4.1	20.5~37.7	22.9~27.3
2	100~150(大)	0.487	無	6.1	0.33	2.5	7.7	0.42	2.0	40.8~78.5	45.6~56.8
3	100~150(大)	0.487	無	11.0	0.60	1.4	13.6	0.74	1.1	74.2~138.8	82.8~100.4
4	60~80(中)	0.466	無	5.6	0.32	2.6	10.2	0.58	1.4	39.6~108.3	44.2~78.3
5	20~30(小)	0.458	無	5.8	0.33	2.5	6.5	0.37	2.2	41.2~70.2	46.0~50.7
6	100~50(大)	0.487	有	3.0	0.16	5.0	3.7	0.20	4.1	20.5~37.7	22.9~27.3

表-2 実験条件

路別に条件を変えている。

原水は、運河から水中ポンプで導水され、スクリーン通過後水路上流部の原水ピット(長さ1m)に入り、ここで十分な曝気を受けた後、礫間水路内を自然流下していく。原水中の有機汚濁物と浮遊性懸濁物は、礫層内を流下していく過程で生物分解、吸着、接触・沈殿等により除去されていき、礫層下流部より処理水が得られる。第6水路は、水路部を十分な好気条件にするため、30mの水路全域を均一に曝気した。他の水路については水路部の曝気は行っていない。

なお、植物性生物による光合成の影響を除くために、各水路とも水路部を遮光、暗条件にした。

4.2 実験方法と運転条件

1991年9月から約1カ月間水路の水理特性を調べ、礫間内の損失水頭¹⁸⁾や分散係数¹⁹⁾等を明らかにした。

浄化実験は、通水後約1カ月目に当たる10月1日から開始した。今回の実験期間中の各水路の設定条件(礫の大きさ、流量、曝気の有無等)を表-2に示す。

試料水の採取は上流から0m(原水)、7.5m、15m、22.5mおよび30m(最終処理水)の各地点にある採水ピットにおいて、流量に応じた遅れ時間を考慮に入れ原水と処理水が対応できるように行なった。礫の採取は4m、19mの地点にある礫採取ピットから行なった。原水の採水時刻は午前10時(定時)とした。

浄化実験は0.16~0.2, 0.33~0.42および0.6~0.74 $m \cdot sec^{-1}$ の3段階の礫間隙流速(定速)で行ない、濁度、透視度, SS, TOC, COD, NH_4-N , T-N, PO_4-P , T-P, Chlorophyll-a, 大腸菌群数等の水質と生物項目を定期的(一部の項目は不定期)に測定した。透視度の測定には、通常の100cmの透視度計の他に150cmと200cmの透視度計を作成し、水質に合わせて適宜使用した。これらのデータから、各水路の浄化特性、浄化性能の評価と懸濁物捕捉量の推定を行なった。

礫に付着、増殖する生物膜量の流下方向の分布と付着量の変化を調べるため、浄化実験開始1カ月から2～3カ月毎に礫付着物の乾燥重量とVSS量を測定した。

また、10時の原水濃度と1日の原水平均濃度の関係を調べるため、1991年1月11日～1月15日および3月7日～3月16日の計15日間にわたって、原水濁度の連続計測をSS計（電気化学計器特製、SSD-10）を用いて実施した。計測は10分毎に行なった。

§ 5. 実験結果と考察

5.1 流入原水の特性

今回の実験期間中の原水水質の経日変化を図-3に示す。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、14～25%であった。水温は10月から12月にかけて低下していき、1月以降は効率的な生物処理が難

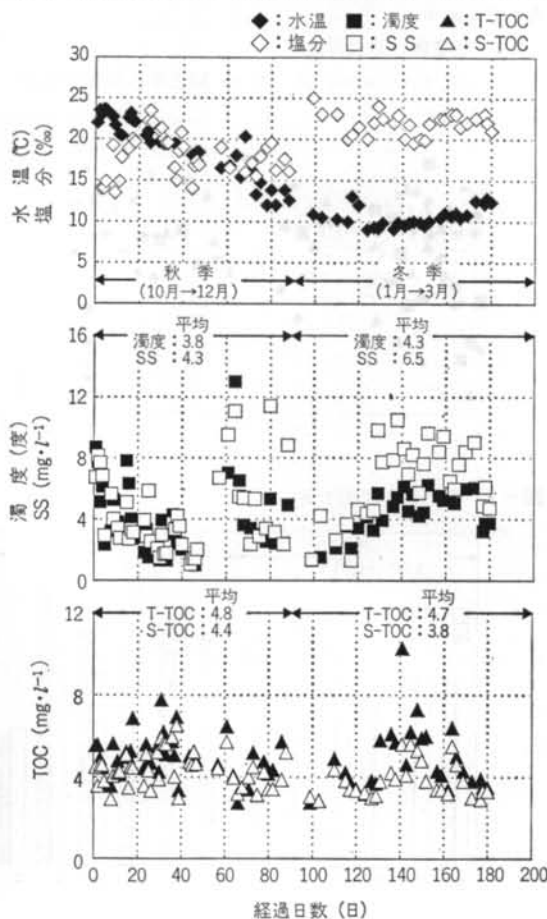


図-3 流入原水水質の経日変化（1990年10月～1991年3月）

しくなることもある12℃以下まで低くなった。これより、今回の実験期間を12℃を境として秋季（10月～12月）と冬季（1月～3月）の二つの時期に分けることにした。図-3の中に、各水質項目の秋季および冬季の平均値を記す。

濁度とSSは、10月から11月にかけては徐々に低下、12月に大きく変動した後、1月から3月にかけて再び上昇していく傾向を示した。今回の実験では、冬季の方が秋季より平均的に懸濁質濃度が高かった。

これに対して、TOCは大きな変動が少なく、10月～3月を通じて比較的安定した濃度であった。また、S-TOCが全体の80～90%と大きな割合を占めていることから、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。

T-CODの秋季平均値は5.0mg・l⁻¹（3.0～13.4mg・l⁻¹）であり、冬季平均値は5.1mg・l⁻¹（2.7～14.4mg・l⁻¹）であった。

5.2 礫間接触水路内のDO分布特性

各水路の流下方向のDO分布の代表例を図-4に示す。0～30m区間を曝気している第6水路では、全域にわたって十分な好気状態が保たれている。第1～5水路では、DOの多くは15mまでに消費され0～3mg・l⁻¹まで低下すること、15m以降も処理水ビットにかけてさらに低下を続けることが分かった。

各水路の比較より、礫径が小さい水路ほど、短い流下距離でDOが消費されること、流量の大小によって流下方向のDO分布はあまり変わらないことも判明した。また、水路の鉛直方向のDO分布も測定したが、鉛直方向には分布はなく、ほぼ均一であった。

5.3 礫付着膜量と付着生物量の変化

通水後1.5カ月（10月中旬）頃から、礫表面に膜や懸濁物が付着していることが目視により確認できた。礫付着膜は、主に微生物と礫に捕捉された懸濁物から構成さ

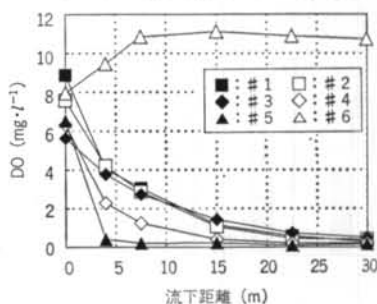


図-4 各水路のDO分布

れると考えられる。捕捉懸濁物は、無機性懸濁物（粘土分など）、原水中の有機性懸濁物および上流部の礫からの剝離生物膜の混合物と考えられる。今回は、礫付着膜の乾燥重量（=有機物+無機物）と VSS 量（=有機物）の二つの指標から、礫付着膜量と生物量の変化とを調べた。

第1、第3および第6水路の4m地点の礫に付着している生物膜の乾燥重量の月別の変化を図-5に示す。これより、(1)礫付着膜量は流入負荷量の高い第3水路が大きいこと、(2)第1水路と第6水路の礫付着膜量は毎月増加しているのに対して、第3水路は1991年1月（実験開始後約4カ月）を境に逆に減少していることが分かった。これから、(1)第3水路では最初の4カ月で付着生物膜はその環境（負荷、DO、流速、水温等）条件下における限界量近傍まで増加すること、(2)1991年1月以降の剝離と増殖（懸濁物の捕捉を含む）では剝離量の方が多いこと等が示唆される。剝離の原因としては、礫間隙の減少に伴うせん断力の増加、生物膜の老化、水温の低下等が考えられる。

礫付着膜の VSS 量を近似的に生物量として考え、実験開始の約1カ月後と約半年後の各水路の VSS 量の分布を図-6に示す。これより、(1)4月の VSS 量は10月の値の5~10倍に増大していること、(2)水路の上流（4

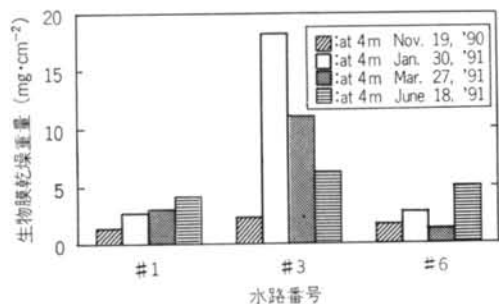


図-5 生物膜乾燥重量の変化

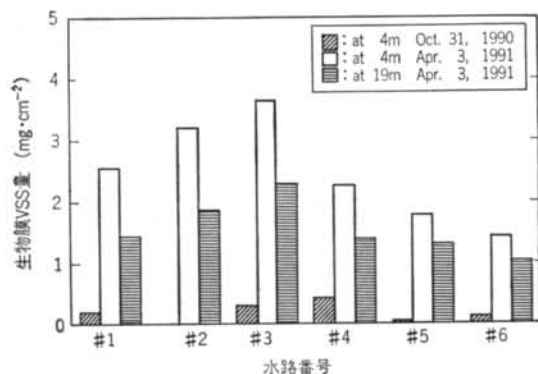


図-6 各水路の VSS 量の分布

m) 部の礫の方が下流（19m）部よりも多くの生物量（VSS量）を保持できるが、曝気条件の第6水路ではその差は少ないことが判明した。

また、この時期の礫単位表面積当たりの VSS 量は、(1)礫径が同じなら流入負荷が高いほど大きいこと（#1~#3の比較）と、(2)流入負荷が同じなら礫径が大きいほど大きいこと（#2, #4, #5の比較）も分かった。

曝気が生物膜の増加に与える影響については、図-5と図-6とは相反する結果を示している。図-5からは曝気の影響は認められないが、図-6からは曝気条件では付着生物膜量は予想に反して少なくなることが示唆される。これについては、好気条件下の捕捉有機物の無機化の進行等の理由も考えられるが、今回の実験からは明らかにできなかった。

5.4 礫間接触水路の浄化特性と性能

各水路の礫間の空隙 1 m² 当たりの汚濁負荷の平均値を表-2に示す。

5.4.1 懸濁物の除去特性

水路全城（0~30m区間）の SS 除去率の経日変化を図-7に示す。

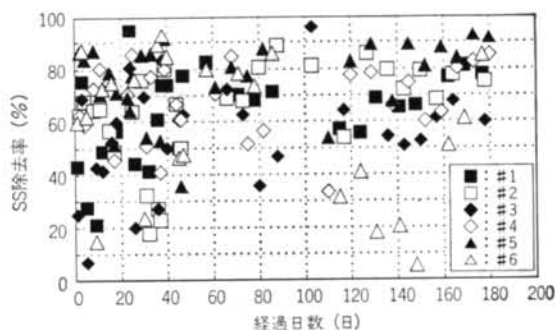


図-7 SS 除去率の経日変化

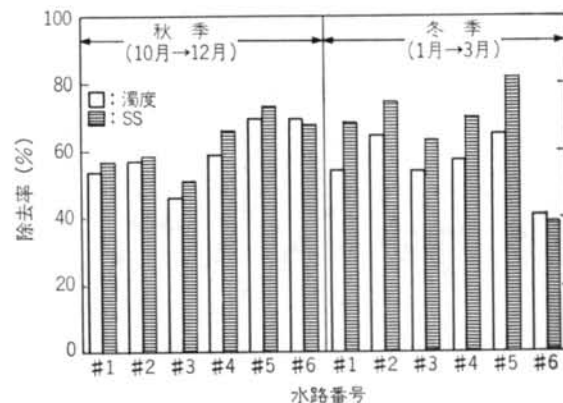


図-8 濁度と SS の平均除去率（秋季、冬季）

第1～第5水路については、(1)初期50日の間はSS除去率は不安定でよく変動すること、(2)それ以降はSS除去率は比較的高い値に安定していくこと、および(3)第5水路のSS除去率は実験開始初期の変動が小さく、比較的好く安定していることが分かった。礫表面に生物膜が発育すると、懸濁物の捕捉能力が上がるが示唆される。

第6水路については、(1)初期80日の間はSS除去率は比較的好く安定して高い値を示していること、(2)それ以降はSS除去率は大きく変動し易いことが分かった。

秋季(10月～12月)および冬季(1月～3月)の0～30m区間の濁度とSSの平均除去率を図-8に示す。平均除去率は、各時期の経日除去率を平均して求めた。濁度除去率はSS除去率より多少低いこと、および両者はほぼ同じ傾向を示すことが認められる。

第1～第5水路の結果より、(1)実滞留時間1.1～5.0時間で、濁度の45～64%、SSの50～74%が除去されること、(2)滞留時間の短い第3水路の除去率が、最も低いこと、(3)礫径が小さいと濁質の除去率は高くなる傾向にあること、(4)20～30mmの礫を使用すると、2.2～2.5時間の滞留時間で濁度の65～70%、SSの73～80%が除去されること等が分かった。

濁質の除去に伴い透視度は大幅に改善される。水路によって多少改善の程度が異なるが、処理水透視度が200cm以上になる場合が、実験期間の45～89%を占めることが測定結果から分かった。

以上の結果と、既往の排水路水や下水処理水を原水とした礫間接触浄化の試験結果(表-1)を比較すると、両者とも1.1～6.6時間の実滞留時間でSSの50～74%が除去されることが分かる。これより、原水SS濃度が $12\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度までの低汚濁水であれば、原水性状が異なっても、同じようなSS除去率が得られることが示唆される。

曝気を行なった第6水路の除去率は、初期(秋季)は小礫水路並みに高いが、それ以降は除去率は低下していった。冬季においては、濁度、SSともに40%程度の除去率であった。この原因としては、曝気が微細懸濁浮遊物の接触・沈殿を妨げること、曝気によって生物膜の剝離が促進されること等が考えられる。

5.4.2 TOC, CODの除去特性

T-TOCとT-CODの除去率も、SS除去率と同様に不安定でよく変動した。冬季の除去率は秋季に比べて多少変動が小さく、安定する傾向にあった。

秋季(10月～12月)および冬季(1月～3月)のT-TOCとT-CODの0～30m区間の平均除去率を図-9

に示す。平均除去率は、各時期の経日除去率を平均して求めた。

T-TOCの除去率は、(1)実滞留時間1.1～5.0時間で9～25%であること、(2)礫径が同じなら滞留時間が長いほど高い傾向にあること(#1～#3の比較)、(3)滞留時間が同じなら礫径が小さいほど高い傾向にあること(#2, #4, #5の比較)が判明した。

また、第1～第5水路の冬季の除去率は15～25%と秋季に比べて5～10%程度高いが、曝気を行なった第6水路の除去率は秋季、冬季ともに約15%と変わらないことも分かった。T-TOC除去率が上昇した理由としては、生物膜がこの時期に大幅に増加していること(図-6)から、低水温にもかかわらず付着生物が礫間内の環境に順応し始め、生物の増殖と有機物摂取・分解が活発になったこと等が考えられる。

T-CODの除去率は、(1)実滞留時間1.1～5.0時間で5～30%であること、(2)礫径が小さいほど高い傾向にあること、(3)曝気している第6水路が高いこと、(4)TOCと同様に、秋季より冬季の方が5～20%程度高いこと等が分かった。

曝気の効果(#1と#6との比較)については、TOC指標では負の効果、COD指標では正の効果と水質項目に

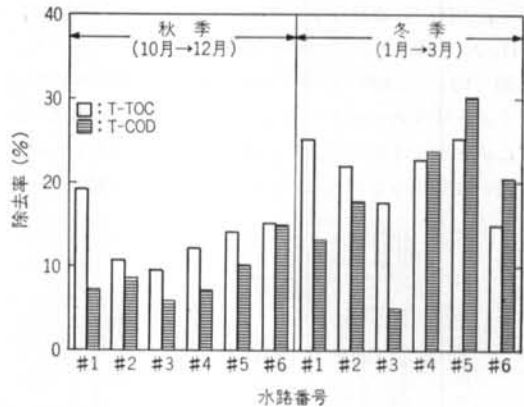


図-9 TOC, CODの平均除去率(秋季, 冬季)

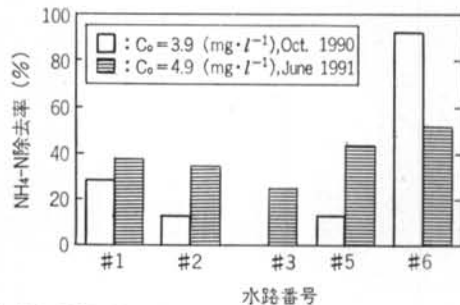


図-10 NH₄-Nの除去例

よって結果が異なった。COD (Mn法)の方が一般的な指標であるが、TOCと分析精度を比べると、有機物を完全に燃焼して測定するTOCの方が信頼性が高い。したがって、TOCからの判断により、水路面における曝気は有機汚濁物の分解にあまり寄与していないと考えられる。

以上の結果と既往の実験のBOD除去結果(表-1)とを比較すると、原水性状および水質指標の違いはあるが、今回の有機物除去率は排水路水や下水処理水の場合に比べて低いことが分かる。除去率は、①原水濃度、②原水の生物分解性の難易、③有機成分の懸濁態と溶解態の比率等に依存する。今回の有機物除去率が低い理由としては、原水が低濃度であることの他に、原水の有機成分の多くが難生物分解性であること等が推定される。

5.4.3 窒素、リンの除去特性

海水中の窒素(N)、リン(P)は、珪素と炭酸とともに植物プランクトンを増殖させ、海域の有機物を増加させるため富栄養化の程度を調べる上で重要な指標である。窒素、リンの除去特性を、実験開始の約1カ月後から2~3カ月毎に調べた。

実験期間中のT-N濃度は、一般に富栄養の限度と考えられている $0.15\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ²⁰⁾を大幅に越える $4\sim 8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $1\sim 5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。今回は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化特性について調べた。

図-10に、1990年10月と1991年6月の $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去率を硝化特性の一例として示す。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去については除去率が不安定であり、礫径や滞留時間による明確な違いは分からなかった。しかし、幾つかの実験の結果

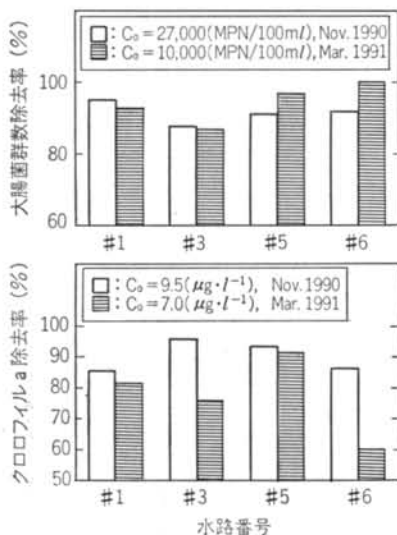


図-11 大腸菌群数とクロロフィルaの除去率

より、(1)曝気のある第6水路は、実験初期から硝化が進み $\text{NH}_4\text{-N}$ の50%以上を除去できること、(2)曝気の無い水路の初期 $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率は小さいこと、(3)曝気のない水路は、付着生物が増加してからも $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率は不安定であることが分かった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化には曝気は効果的であることが分かる。

原水中のT-P濃度は、他物質との共存関係によって多少異なるが、一般に水域の富栄養化の限度とみられている $0.01\sim 0.02\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ²⁰⁾の10~20倍の $0.26\sim 0.46\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。T-Pの除去率は4~11%と低く、また礫径や滞留時間の大小、曝気の有無といった因子の影響は判別できなかった。本浄化法では、T-Pはわずかしき除去できないことが判明した。

これより、処理水中にはまだ充分な量の無機栄養が残っているため、日光の照射量と停滞度などの要因が揃うと、処理水中に植物プランクトンが繁殖し、再び汚濁化することが予想される。したがって、礫間接触浄化水を親水公園の池(pool)の修景用水として利用する場合には、暗所を作り日射量を制限するなど、管理には十分な注意が必要と考えられる。

5.4.4 大腸菌群数とクロロフィルaの除去特性

大腸菌群数は、病原菌の指標(衛生指標細菌)として重要であると同時に、近年は清潔さの指標としても用いられることが多い²¹⁾。水浴が可能なA類型の水質環境基準値は、1,000 MPN/100 ml以下である。

植物プランクトンの量は通常、その基本的な光合成色素であるクロロフィルaの量で表わされる。過栄養状態に入った東京湾内湾部では、クロロフィルaの量は通常で $10\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ を下回ることは少なく、 $40\sim 80\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ の高濃度がしばしば現われることが報告されている²²⁾。三河湾でのクロロフィルa量は $20\sim 60\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (1971年9月)²³⁾であること、瀬戸内海では平均的に $3.1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ²²⁾であること、および富栄養化の著しい大阪湾奥部や広島湾では $6\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を越える²²⁾こと等も報告されている。

原水中の大腸菌群数は $490\sim 27,000$ MPN/100ml(平均 $13,623$ MPN/100ml)であり、多くの場合A類型の水質環境基準を越えていた。また、原水のクロロフィルa量は $3.9\sim 32.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と富栄養水域の値であることが分かった。1990年11月と1991年3月に調べた大腸菌群数とクロロフィルaの除去率を図-11に示す。滞留時間、礫径、曝気の有無等の各因子の影響については明確でないが、本法で大腸菌群数の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認められる。したがって、大腸菌群数を水質環境基準のA類型を満たす程度まで、クロロフィルa量も富栄養化

より低いレベルまで低減できる。これより、礫間接触浄化法は大腸菌群数とクロロフィルa量の削減には充分効果があることが分かった。

5.5 累積 SS 除去量による浄化能の検討

長期間にわたる累積捕捉・除去量や累積除去率を把握することは、浄化の効率、安定性および汚泥発生量を評価する上で非常に重要である。

今回の研究対象期間である1990年10月から1991年3月までの累積 SS 流入量と累積 SS 除去量を計算し、各水路の長期的な浄化能の検討を行なった。

5.5.1 原水濃度の時間的変動

運河水の汚濁濃度は、干満やその他の理由により時間的に不規則に変動する。原水濁度の連続計測を、1991年1月11日～15日と3月7日～16日の計15日間にわたって実施し、時間的な濃度変動を調べた。

図-12に1月11日～15日の連続計測結果を示す。原水

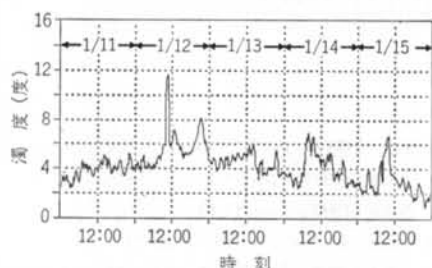


図-12 原水濁度の経時変化 (1991年1月11日～15日)

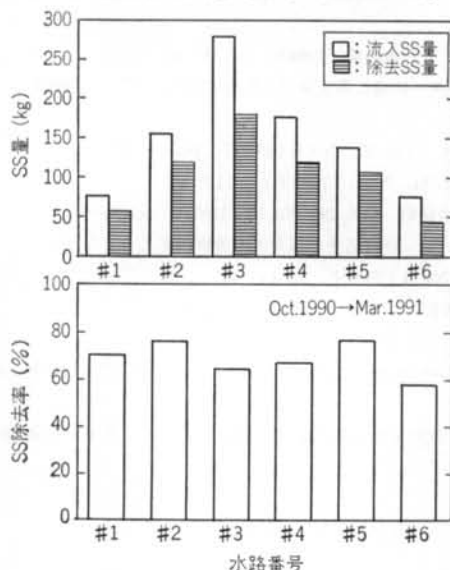


図-13 累積 SS 流入量と通算除去率 (1990年10月～1991年3月)

濃度は時間的に不規則に変動すること、および変動パターンは毎日異なることが判明した。

次に、連続計測データから1日毎の原水平均濃度を求め、10時の原水濃度との関係を調べた。その結果、(1)24時間平均値と10時の値との比は0.43～1.16の範囲 ($n=15$, Ave.=0.84) にあること、(2)多くのデータ ($n=11$) は0.70～1.16の範囲にあることが分かった。

これより、10時の原水濃度をその日の平均(代表)原水濃度として計算を行なう場合には、上記の誤差があることを充分認識する必要があることが分かった。

5.5.2 累積 SS 流入量と通算除去率

各水路の累積 SS 流入量と累積 SS 流出量は、隔日に測定された原水および最終(30m)処理水のデータ間を3次の Spline 曲線により補間した値を用いて計算した。流入量と流出量の差から累積 SS 除去量を求め、通算の除去率も計算した。計算値には、Spline 曲線による補間誤差が当然含まれている。しかし、今回の原水(図-3)のように日によってかなり濃度が変わる場合には、Spline 曲線による補間が適していると考えた。

結果を図-13に示す。流入 SS 負荷に応じて、各水路に多くの SS 分が捕捉されていることが分かる。

累積 SS 流入量から求めた通算除去率より、(1)曝気を行なった第6水路の除去率が最も低い(57%)こと、(2)第1、第2および第5水路の除去率は74～77%とほぼ同じであること、(3)無曝気条件の中では流入負荷の大きい第3水路の除去率が最も低い(65%)こと、(4)無曝気条件では実滞留時間1.1～5.0時間で流入した SS 量の65～77%が除去されることが判明した。

§ 6. まとめ

礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化特性、すなわち(i)礫径、滞留時間、曝気の有無などの因子と浄化効果との関係、(ii)上記因子と生物膜量との関係、(iii)附着生物の浄化効果への影響などの点を明らかにするため、大型水路を用いて実験的検討を行なった。ここでは、主に1990年10月～1991年3月の実験データをもとに、本法の浄化特性を考察した。主な結果を以下に示す。

(1)礫間接触浄化法は、河川や下水処理水を用いた実験例と同様、SSの除去、濁度の減少および透視度の改善には非常に有効である。透視度が200cm以上まで改善されるため、親水空間における修景用水等に充分用いられる。

(2)礫単位表面積の生物(VSS)量は、流入負荷が高い

ほど、また礫径が大きいほど大きくなる。

(3)礫表面に生物膜が発育すると、懸濁物の捕捉能力と有機物の除去能力が上がると思われる。

(4)懸濁物と有機物の浄化率は、礫径の小さい方が大きい。しかし、小礫使用に当たっては、水路の早期の閉塞が心配される。今回は、小礫水路に閉塞の問題はまだ発生しなかったが、将来的には小礫水路にとって目詰まりは重要な課題である。

(5)実滞留時間 1.1~5.0 時間で SS の 50~74% と TOC の 9~25% が除去される。滞留時間が短いと除去率は低くなる。TOC の除去に対して、本法は大きな効果を有していない。

(6)水路面の曝気は TOC の除去にはあまり寄与していないが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化には効果的である。

(7)本法は、大腸菌群数とクロロフィル a 量の低減には効果がある。しかし、T-P の除去に対する効果は小さ

い。

(8)累積流入量から、実験半年間の通算 SS 除去率を求めた。無曝気条件では、実滞留時間 1.1~5.0 時間で流入した SS 量の 65~77% が除去されている。

(9)浄化水を修景用水として利用する場合には、日射量を制限するなど、再懸濁化しないように管理する必要がある。

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水浄化研究室の細川恭史室長と研究会各位から多くの御指導と御教授をいただいた。下水道事業団の酒井憲司氏には、建設省土木研究所水質研究室時代に調査・研究された貴重な報告書を参考にさせていただいた。末尾ながら、深甚な謝意を表します。

<参考文献>

- 1) 環境庁編：“環境白書（各論）平成2年版” 大蔵省印刷局（1990年）
- 2) 栗原康：“河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー” 東海大学出版会（1988年）pp. 212~232
- 3) 須藤隆一：“水域の直接浄化の意義と展望” 用水と廃水 Vol. 32, No. 8（1990年）pp. 3~7
- 4) 高崎みつる：“湖沼の曝気による直接浄化” 用水と廃水 Vol. 32, No. 8（1990年）pp. 8~15
- 5) 細見正明，須藤隆一：“湿地による生活排水の浄化” 水質汚濁研究 Vol. 14, No. 10（1991年）pp. 24~31
- 6) 稲森悠平，林紀男，須藤隆一：“水路による汚濁河川水の直接浄化” 用水と廃水 Vol. 32, No. 8（1990年）pp. 32~37
- 7) 香川尚徳，徳増実：“海底泥の被覆による栄養塩溶出防止効果—室内モデル実験—” 水質汚濁研究 Vol. 6, No. 5（1983年）pp. 49~56
- 8) 中村正春：“柴山潟の浄化工事について” 第14回底質浄化技術セミナー講演集（1988年）pp. 34~41
- 9) 例えば、シーブルー・テクノロジー研究委員会編：“シーブルー計画—快適な海域環境の創造に向けて—”（1989年）
- 10) 例えば、宗宮功：“自然の浄化機構” 技報堂（1990年）
- 11) 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
- 12) 矢野洋一郎：“自然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
- 13) 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
- 14) 酒井憲司：“礫を用いた河川浄化工法の処理機能に関する調査報告書” 建設省土木研究所水質研究室（未公開資料）
- 15) 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
- 16) 建設省近畿地方建設局淀川工事事務所：“淀川流水保全水路整備事業”（パンフレット）
- 17) 建設省関東地方建設局江戸川工事事務所：“古ヶ崎浄化施設”（パンフレット）
- 18) 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
- 19) 毛利光男，山崎信男，須田有輔，山口忍，窪田博公，細川恭史：“礫間接触水路の縦分散係数について” 土木学会第46回年次学術講演会講演概要集（1991年）pp. 1120~1121
- 20) 合田健：“水質工学（基礎編）” 丸善（1975年）
- 21) 日本海洋学会編：“沿岸環境調査マニュアルⅡ（水質・微生物篇）” 恒星社厚生閣（1990年）
- 22) 日本海洋学会編：“日本全国沿岸海洋誌” 東海大学出版会（1985年）
- 23) 西条八東：“内湾の環境科学（上，下）” 培風館（1984年）
- 24) 藤井滋徳：“自浄作用” 環境衛生工学研究 Vol. 5（1991年）pp. 80~87

- 25) 藤井滋穂：“富栄養化水域の自浄作用に関する研究” 京都大学博士論文 (1990年)
- 26) 小田一記, 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
- 27) 森田弘昭, 山田幸男, 安中徳二：“流路内浄化工による河川水質の改善” 衛生工学研究論文集 Vol. 22 (1986年) pp. 137~148
- 28) 佐々木克之：“化学面から見た砂浜干潟域の環境特性” 水産土木 Vol. 26, No. 1 (1990年) pp. 67~72
- 29) 飯島真治：“環境改善工法としての覆砂” 環境技術 Vol. 19, No. 2 (1990年) pp. 108~113
- 30) 川島博之, 鈴木基之：“数理モデルによる人工流路法の処理効果に関する検討” 水質汚濁研究 Vol. 9, No. 9 (1986年) pp. 576~585
- 31) 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回水質汚濁学会講演集 (1991年) pp. 156~157
- 32) 細川恭史, 大槻忠, 丹羽千明：“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 (1991年) pp. 554~555

