大阪港湾域における底泥からの汚濁発生源 除去効果からみた航路浚渫の評価

西尾孝之*, 新矢将尚

(2009年9月8日受付, 2010年5月31日受理)

大阪市立環境科学研究所

Effects on nutrient load of removing sediments by
maintenance dredging in the Port of Osaka

TAKAYUKI NISHIO* AND MASANAO SHINYA

Osaka City Institute of Public Health and Environmental Sciences, Tennoji, Osaka 543-0026, Japan

The contents of nitrogen, phosphorus, and organic matter were 2-3 times higher in the sediments collected from a sampling point located at the river end than in the sediments collected in and outside the Port of Osaka. Further, the concentrations of these elements were 9-20 times higher in the interstitial water in the sediments collected from the river end than in the sediments collected from the port area and the estimated fluxes of ammonium and phosphate ions were 2-10 times higher in the former case than in the latter case. These potential fluxes from sediments in the river end were high even in winter when the activities of microorganisms were low. The sediment in this area is very loose and can be resuspended easily by turbulence, which causes the nutrients in the interstitial water to drift away. Therefore, dredging sediments in this area is expected to be effective in reducing the pollution loads in the stagnant water area inside the port.

キーワード：栄養塩, 大阪湾, 浚渫, 底泥, 溶出

6次にわたる水質総量規制により有機物や窒素・リンの負荷削減対策がなされた結果、大阪湾奥部表層において水質の有機性汚濁や富栄養状態は幾分改善されたが、依然として環境基準は達成されておらず、また底層においては夏場に貧酸素水塊が発生している。その結果、貝・エビ類と共にカレイなど底魚の漁獲量が1980年代以降減少し続けて回復の兆しがなく（農林水産統計情報総合データベース、海面漁業魚種別漁獲量累年統計、都道府県別（大阪府；C001C-005-021-000-000.xls; <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000007056438> 2010年4月16日）。¹⁾

これらは陸域からの有機物・栄養塩類の供給や、底泥からの栄養塩類の溶出に起因していると考えられている。つまり、河口域は河川により運搬されてきた様々な物質が塩析により沈殿するため、有機物、栄養塩類、化学物質などが底泥に蓄積しているが、この汚泥は有機物の分解に伴い溶存酸素を消費して水域の貧酸素化を招く。また、嫌気的環境が続くと、窒素は、アンモニウム

イオンへの無機化以降の硝化・脱窒反応が進行しなくなること、リンも、捕捉していた鉄が還元されるとリン酸を遊離することから、これらの栄養塩類が底泥から溶出する結果、海域の富栄養化と植物プランクトンの増殖を招く。環境省の調査により、大阪湾域の陸域負荷量に対する底泥からの窒素とリン溶出量は、それぞれ6~35%および8~70%に上ると推定されている。²⁻⁵⁾

陸域負荷削減対策として大阪市及びその周辺都市における下水道普及率が高くなったが、生活排水や産業排水由来汚濁負荷のさらなる削減を行うには下水処理技術の高度化が望まれ、対策を施すにはなお時間と費用を必要とする。また、これらの対策が進み閉鎖水域への流入を抑制することが出来たとしても、底泥からの溶出の程度によっては水質改善効果が限定的になってしまう恐れがある。対症療法的ではあるが、既に汚濁が蓄積した底泥については浚渫（除去）や覆砂、⁶⁻¹¹⁾ 生物浄化¹²⁾等の底質改善対策により水質汚濁・富栄養化を改善する必要がある。

* Tel : 81-6-6771-3327. Fax : 81-6-6772-0676. Email : ta-nishio@city.osaka.lg.jp

大阪港湾域では大阪港の機能を維持するために航路浚渫が行われており、河口域を含めて毎年 325,000 m³ (平成 15～19 年度平均) の水底土砂が浚渫除去され大阪市の管理する北港処分地に埋立処分されている。以上のことから、本研究では、当該水域において底泥の酸素消費速度及び栄養塩類の溶出速度実験ならびに底質分析を行い、底泥浚渫により除去される汚濁負荷ポテンシャル、即ち水質改善効果について航路浚渫の再評価を試みた。

試料および方法

調査地点 採泥を行った Po, Pi (D) および R (D+S) 地点の位置を Fig. 1 に示す。大阪港関門外にある Po (port outside) は、河川ほか沿岸流の影響を受けると考えられる地点で、過去 10 年間浚渫の記録がない。Pi (D) (port inside, dredged) は関門内にある閉鎖的な水域であり、河川水の影響を強く受けると考えられる地点である。航路浚渫対象区域であり、近傍では 2000 年に

浚渫が行われた。R (D+S) (river mouth, dredged + sand capped) は木津川河口域の千本松渡に位置し、その約 1.4 km 上流に津守下水処理場があり、その放流水と遡上する海水の影響を受けていると考えられる地点である。航路浚渫対象区域外であるが、1998 年から 2001 年にかけて、R (D+S) 地点を含め近傍一帯で底泥の PCB 汚染除去のための浚渫がなされた。R (D+S) 地点は、浚渫後に盛砂されている。

調査は 2008 年 9 月 30 日 (夏期) および 2009 年 1 月 26 日 (冬期) に行った。夏期および冬期採泥時の水温は、港湾域が 22.8～23.2℃ と 8.0～8.5℃ であり河口域は 23.7℃ と 10.1℃ と、港湾域よりも約 1℃ 高かった。水深はそれぞれ Po が 12.4 と 12.8 m, Pi (D) は 14.0 と 16.0 m, R (D+S) は約 4 m であった。海域の底泥柱状試料は灰色の粘土質で、特に Pi (D) 地点は良く締まっていた。一方、河口域 R (D+S) 地点の試料は暗黒色の浮遊しやすい状態であり、柱状試料の採取が大変困難であった。

Fig. 1 Sampling sites of sediment samples. Circles indicate sites investigated in this study and crosses indicate the monitoring locations used for the water quality survey of the public water area.

培養実験 底泥の溶出フラックス推定方法としては、現場海底にペルジャーを設置して現位置の溶出過程を直接測定する方法もあるが、¹³⁾ 大阪湾底泥で検討例の多い、柱状試料を実験室で培養する方法と底泥直上水と間隙水中の溶出成分の濃度差から計算により求める方法を比較検討することにした。¹⁴⁻¹⁷⁾

内径 65 mm のアクリル管を装着した KK 式柱状採泥器を用いて、港湾域 2 地点、河口域 1 地点から底泥の各々 3 本の柱状試料を採取し、空気が入らないようにゴム栓により直ちに密栓をして実験室に持ち帰り、暗所にて現場水温で培養実験を行った。直上水の攪拌や海水の通水、置換は行わなかった。培養期間中適宜、底泥表面上約 3 cm に垂下したチューブに装着した注射筒を用いて底泥直上水を約 30 mL 採取した。分取するたびに約 1 cm 水面が低下するが、海水の補充は行わず、ゴム栓に装着したアルミバッグからヘッドスペースに窒素ガスが充填されるようにした。

分取した直上水の溶存酸素 (DO)、窒素 (T-N, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N), リン (T-P, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$), 硫化物イオン (S^{2-}), 全有機炭素 (TOC) 濃度の経時変化を測定して各成分が底泥から溶出する様子を調べた。

培養は約 1 週間継続して行ったが、培養 2 日目までの溶出曲線の一次回帰式から得られた勾配から溶出速度を求め、単位底面積当たりの溶出フラックスを算出した。

化学分析 直上水の溶存酸素は、分取後直ちに容量 5 mL の孵卵瓶に移し、回転子で攪拌しながら DO 電極 (YSI Model58) により測定した。全窒素、亜硝酸および硝酸態窒素、全リンおよびリン酸態リンは BL Tec 製 AAIH を用いて測定した。アンモニウムイオンと硫化物イオンは JIS K0102¹⁸⁾ に従い、それぞれインドフェノールブルー法およびメチレンブルー法により分析した。TOC は島津製 TOC5000A を用いて測定した。

底泥分析 底泥試料は培養実験終了後、底泥表層 3 cm を採取し、3,000 rpm で 15 分間遠心分離して得た間隙水中の上記成分濃度を測定すると共に、底泥中の窒素 (T-N), リン (T-P), 硫化物、有機物 (COD, 強熱減量) 濃度および含水率を、底質調査方法¹⁹⁾ に従い測定

した。また、乾燥泥の密度 (ρ) を求め、底泥の空隙率 (ϕ) を次式 (1) に従い求めた。

$$\phi = \rho / \{ \rho + (1 - \omega) / \omega \} \quad (1)$$

ここで、 ρ : 乾泥の密度

ω : 間隙水を遠心分離する前の泥の含水率

である。

試料採取当日の培養実験開始直後の直上水と、培養実験終了直後の底泥表層間隙水中の物質濃度勾配から山本らの方法¹⁵⁾ に従い、溶出フラックスの推定を行った。培養実験により求めた溶出フラックスと区別するために、本論文では以下、拡散フラックスと称す。

培養実験において T-N と T-P 溶出の大部分をアンモニウムイオンとリン酸が占めたことから、T-N と T-P の拡散フラックスについてもアンモニウムイオンとリン酸イオンの拡散係数を用いて計算した。

結 果

底泥試料の性状 R (D+S) 地点の底泥中有機物、窒素、リン含有量は、Po および Pi (D) 地点の底泥に比べて 2~4 倍高く、硫化物はおおよそ 10 倍高かった (Table 1)。また、それぞれの含有量は、いずれの地点でも夏期に比べ冬期試料の方が高くなる傾向が認められたのに対し、間隙水中の各濃度は夏期の方が高かった (Table 2)。

底泥中の窒素、リン、有機物等の含有量の変動係数は 14~94% と、3 本の試料間でばらつきが大きかったが、3 試料の平均をとることで各地点の底泥の性状をある程度代表することが出来ると考えられる。今回の調査で得られたこれらの数値を公共用水域調査²⁰⁾ における最近 9 年間の平均値と比較すると、港湾域 Po および Pi (D) 地点は港湾域 (C-3) および河口域 (O-4, O-5) に、R (D+S) 地点の数値は大和川河口域 O-7 のものに概ね近似していた (Table 3)。

溶出フラックス 夏期における底泥試料培養実験の結果を Fig. 2a に示す。培養 2 日目まで溶存酸素 (DO) の減少が速やかに起こり、対応するように T-N, NH_4^+-N , T-P, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 濃度の上昇が認められた。培養 2 日目

Table 1 Physicochemical characteristics of sediment samples

	Sampling site	Density g cm ⁻³	Porosity	Water content %	Ignition loss %	COD mg O g ⁻¹ dry	T-N mg N g ⁻¹ dry	T-P mg P g ⁻¹ dry	S ²⁻ mg S g ⁻¹ dry
Summer	Po	2.74 (0.08)	0.85 (0.05)	46.5 (7.9)	7.4 (2.2)	17.4 (4.1)	1.26 (0.76)	0.27 (0.1)	0.03 (0.03)
	Pi (D)	2.77 (0.07)	0.87 (0.07)	53.8 (8.3)	9.0 (1.4)	19.4 (5.1)	1.25 (0.73)	0.15 (0.05)	0.04 (0.04)
	R (D+S)	2.72 (0.08)	0.88 (0.10)	54.7 (12.2)	13.9 (4.0)	54.2 (12.5)	3.82 (1.61)	0.68 (0.31)	0.38 (0.26)
Winter	Po	2.72 (0.05)	0.85 (0.01)	55.4 (2.5)	8.3 (0.7)	20.2 (3.3)	2.75 (0.38)	0.56 (0.53)	0.01 (0.01)
	Pi (D)	2.73 (0.01)	0.83 (0.04)	56.7 (2.3)	8.8 (0.7)	19.4 (3.7)	4.59 (1.42)	0.31 (0.06)	0.01 (0.01)
	R (D+S)	2.63 (0.28)	0.85 (0.03)	52.6 (4.0)	21.5 (21.6)	38.7 (2.3)	4.91 (1.30)	0.87 (0.49)	0.91 (0.30)

Numbers in parentheses are standard deviations.

までの濃度変化はほぼ直線的であったので、直線回帰により勾配を求め溶出フラックスを算出した。各地点3本の柱状試料の平均値と標準偏差値を Table 4 に示す。

Po 地点の柱状底泥試料は、DO の減少が他の2地点よりも顕著であったが、直上水中に硫化物は検出されず、TOC の溶出も殆ど認められなかった。

3本の柱状試料の溶出速度は、T-N が $29 \sim 132 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、 NH_4^+-N は $37 \sim 113 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と、ばらつきが大きかったが、個々の各柱状試料における T-N と NH_4^+-N の溶出フラックスの差は少なく、窒素成分の底泥からの溶出はアンモニウムイオンの溶出によるものと考えられた。培養期間中の亜硝酸イオン (NO_2^--N) および硝酸イオン (NO_3^--N) 濃度は減少した結果、溶出フラックスは -2.3 から $-11 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と負の値を示し、脱窒反応ないし取り込みが起こっていることを示した。試料採取直後の直上水には NO_2^--N および NO_3^--N が認められること、DO も 4 mg dm^{-3} 程度認められることから、現場水域では底泥表層あるいは水柱で硝化反応が進行していたと考えられるが、柱状試料の培養実験では直上水の循環や交換を行わなかった為に、硝化速度が遅くなったか脱窒反応が卓越して硝化産物が消費された結果と考えられる。一方、T-P と $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ に濃度の差はほとんどなく、溶出フラックスの値にも差がほとんどなかったことから、リンはリン酸イオンとして溶出していると考えられた。

大阪港関門内側の Pi (D) 地点の柱状試料は DO の減

少が少なく、窒素成分の変化も乏しかった。また、TOC とリンは、培養3日目まで減少を続けた。

河口域の R (D+S) 地点の柱状試料は、初期 DO が平均で 1.4 mg dm^{-3} と少なく、培養期間中も僅かながら減少し続けた。直上水中の硫化物濃度は、柱状試料間のばらつきが非常に大きかったものの培養期間中増加する傾向が認められ、アンモニウムイオンやリンと同様の挙動を示した。直上水中窒素及びリンの濃度レベルは他の2地点のおよそ10倍および20倍もあった。全窒素の約7割をアンモニウムイオンが占め、他の2地点の割合が約3割であったことに比べて有機態窒素の比率が低かった。

冬期における底泥試料培養実験の結果を Fig. 2b に示す。水温が低いために初期 DO 濃度は高かった。冬期は低水温のために底泥および水柱の微生物活性が低くなっていると考えられるが、夏期に DO の変化が乏しかった Pi (D) と R (D+S) の柱状試料は、冬期には顕著な DO の減少が認められた (Table 4)。これらの地点では、水温が低くても底泥表層での有機物分解が活発であり一年を通じて冬期に観測された以上の溶存酸素消費ポテンシャルがあると考えられ、アンモニウムイオンおよびリン酸イオン溶出フラックスは夏期と同程度か夏期よりも高かった。底泥試料直上水中の亜硝酸及び硝酸イオンの初期濃度は夏期と冬期でほぼ同程度であったが、冬期の方が消失速度が速かった。

拡散フラックス 底泥直上水と間隙水中の濃度勾配から求めた拡散フラックスを Table 5 に示した。拡散フラックスは、培養実験終了後に得られた底泥間隙水中の濃度を用いたにもかかわらず、幾つかの事例を除いて培養実験による溶出フラックスの値と比較的良好一致していた。各成分の濃度変化が比較的良好な直線性を示していたことから、底泥間隙水中の可溶成分の生成と拡散が培養期間中定常状態にあったものと考えられる。底棲生物の生物攪乱により底泥間隙水の交換・溶出が促進されるために、柱状試料中の底棲生物の有無が溶出フラックスの値に大きく影響を及ぼすが、^{3,21,22)} 今回の試料は培養実験終了後に目視で確認した限りでは底棲生物は観察されなかったことから、主に底泥間隙水と直上水間の濃度勾

Table 2 Concentrations of total organic carbon (TOC), total nitrogen (T-N), total phosphorus (T-P), and sulfide (S^{2-}) in interstitial water of sediment samples

	Sampling site	TOC mg C dm^{-3}	T-N mg N dm^{-3}	T-P mg P dm^{-3}	S^{2-} mg S dm^{-3}
Summer	Po	6.6(0.38)	7.6(0.92)	1.3 (0.27)	N.D.(—)
	Pi (D)	10 (2.6)	22 (11)	6.3 (4.7)	3.9 (3.4)
	R (D+S)	25 (12)	65 (37)	26 (18)	76 (91)
Winter	Po	4.0(0.75)	6.4(2.1)	1.0 (0.50)	0.12(0.02)
	Pi (D)	4.8(0.50)	3.1(0.25)	0.38(0.14)	0.13(0.02)
	R (D+S)	22 (1.6)	60 (9.7)	12 (1.1)	8.7 (5.6)

Numbers in parentheses are standard deviations.

Table 3 Characteristics of sediment samples of Osaka Bay obtained by water quality survey of the public water area from 1999 to 2007²⁰⁾

Monitoring point	Water content %	Ignition loss %	COD $\text{mg O g}^{-1} \text{ dry}$	T-N $\text{mg N g}^{-1} \text{ dry}$	T-P $\text{mg P g}^{-1} \text{ dry}$	S^{2-} $\text{mg S g}^{-1} \text{ dry}$
C-3	63.7 (5.3)	8.8(1.3)	28 (7.3)	1.6 (0.4)	0.51(0.09)	0.48(0.20)
O-4	49.8 (5.8)	7.7(1.6)	31 (7.0)	1.6 (0.4)	0.75(0.24)	0.68(0.65)
O-5	33.2 (4.2)	3.0(1.1)	7.4(3.6)	0.53(0.24)	0.34(0.14)	0.21(0.22)
O-7	62.2(16.3)	11.2(4.6)	50 (24)	4.2 (1.2)	1.88(0.36)	2.8 (1.3)

Numbers in parentheses are standard deviations.

Fig. 2 Time courses of DO, nitrogen, and phosphorus species in overlying water of sediment core samples during incubation in the dark and at the same water temperature of the sampling site. The nine upper and lower panels illustrate the time course of the samples taken in September and January, respectively. Each plot and error bar indicates the mean values and the standard deviations of three core samples, respectively.

Table 4 Consumption rates of dissolved oxygen and desorption rates of nutrients from sediments determined by incubating core samples

		DO	T-N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	T-P	PO ₄ ³⁻ -P	TOC	S ²⁻
Summer	Po	-142(46)	82(52)	77(38)	-3.3 (0.89)	-8.1(3.6)	9.6(9.7)	9.4(11)	0.48(31)	N.D.(—)
	Pi (D)	-69(40)	22(25)	20(25)	-0.60(0.97)	-1.7(1.2)	-2.7(4.1)	-3.7(2.8)	-42(45)	N.D.(—)
	R (D+S)	-29(37)	319(23)	192(125)	0.21(—)	-0.3(0.03)	-3.3(43)	6.3(51)	-83(72)	155(120)
Winter	Po	-47(44)	37(12)	32(15)	0.10(0.20)	0.0(0.81)	0.5(1.0)	0.7(1.1)	-12(52)	0.03(0.05)
	Pi (D)	-118(41)	33(27)	30(26)	-0.20(0.20)	-3.4(2.8)	1.8(3.5)	2.6(2.8)	2.6(30)	-0.26(0.25)
	R (D+S)	-157(37)	355(240)	339(206)	-0.96(1.10)	-20(5.0)	77(89)	75(87)	-153(114)	99(179)

Numbers in parentheses are standard deviations.

mg m⁻² day⁻¹**Table 5** Diffusion rates of nutrients from sediments estimated from concentration gradients between overlying water and interstitial water of the sediments

		T-N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	T-P	PO ₄ ³⁻ -P
Summer	Po	47(16)	52(21)	-0.23(0.01)	-0.24(0.24)	5.1 (2.1)	4.9 (2.1)
	Pi (D)	167(117)	171(117)	-0.35(0.08)	-1.67(1.34)	29 (26)	26 (23)
	R (D+S)	394(159)	407(159)	-0.01(0.01)	-0.19(0.10)	123 (112)	44 (3.0)
Winter	Po	26(8.8)	23(5.9)	-0.04(0.01)	-0.50(0.11)	2.6 (1.3)	2.6 (1.3)
	Pi (D)	10(3.2)	11(1.9)	-0.07(0.03)	-0.89(0.45)	0.77(0.23)	0.79(0.24)
	R (D+S)	262(35)	225(30)	-0.35(0.20)	-2.24(0.93)	33 (6.3)	37 (5.9)

Numbers in parentheses are standard deviations.

mg m⁻² day⁻¹

配に基づく拡散により溶出していると考えられた。

拡散フラックスは溶出フラックスと同様、河口域 R (D+S) 地点が他の地点に比べて著しく大きく、港湾域外側になるほど減少する傾向が認められた。但し、Pi (D) 地点では、夏期に間隙水中の濃度が高くアンモニウムイオンやリン酸イオンの拡散フラックスが大きい値を示したが、培養実験では顕著な濃度変化を示さず溶出フラックスは小さかった。直上水中の DO が R (D+S) 地点に比べて高く、底泥表層近傍において微生物への取り込みや 3 価鉄コロイドへの吸着などが生じたと考えられる。

考 察

酸素消費速度と溶出特性 微生物の代謝活性は、一般的には水温の高い夏期に高くなり有機態窒素のアンモニア化によるアンモニウムイオンの供給や DO の消費に伴うリン酸の遊離が多くなるために、底泥からのこれら栄養塩類の溶出フラックスも大きくなると考えられる。底泥表層の嫌気度が高くなるほど窒素やリンの溶出フラックスも大きくなることが知られており^{13,14,23-25} 底泥の嫌気度の指標として飽和 DO 濃度と現場 DO の濃度差である AOU (apparent oxygen utilization)^{13,14,23} や底泥の酸素消費速度 SOD (sediment oxygen demand)²⁴ が検討されている。

本調査において、酸素消費速度 (oxygen consumption rate) と溶出ポテンシャルとの関係を求めたところ、

夏期の R (D+S) 地点試料を除き、酸素消費速度が速いほどアンモニウムイオンやリン酸イオンの溶出ポテンシャルが高くなる傾向が認められた (Fig. 3)。

R (D+S) 地点は有機物および硫化物の含有量および間隙水中濃度が高く、酸素要求量は 3 地点で最も高いと考えられるが、夏期は初期 DO 濃度が低く培養期間中の DO 濃度変化が乏しかったため、酸素消費速度としては小さい値となった。また、R (D+S) 地点の堆積物は非常に巻き上がりやすい浮泥状であり、柱状試料採取時に攪乱された影響により夏期の溶出ポテンシャルは低く算出されたが、直上水中のアンモニウムイオンやリン酸の濃度は他の地点よりも高かったこと (Fig. 2) が、他の 2 地点における傾向から乖離した原因と考えられる。

浚渫効果

柱状試料培養実験から得られた夏期と冬期の溶出フラックス (Table 3) の平均値に、日数を掛けて求めた底泥表面からの T-N および T-P の年間溶出量を Table 6 に、各底泥試料の密度、空隙率、各成分の乾燥泥中含有量の平均値を用いて得た見掛けの含有量、即ち底泥を有姿の状態で除去した場合に除去される T-N、T-P、COD、硫化物量を Table 7 に示す。

Pi (D) 地点では他の 2 地点に比べ溶出量が少なく、見掛けの含有量に対する溶出量も少なかった。大阪湾奥部の中でも Pi (D) 地点のような港内の停滞水域では堆積速度が大きいと考えられるが、²⁶ Pi (D) 地点は夢洲埠頭の停泊地として整備され浚渫されたために、新鮮な

Fig. 3 Relationship between oxygen consumption rate and desorption rate of ammonium and phosphate from sediments. Open circles, closed circles, and dots represent concentrations of Po, Pi (D), and R (D+S), respectively.

Table 6 Estimated amounts of nutrients released from sediments in a year

	T-N	T-P
Po	22	1.8
Pi (D)	10	-0.17
R (D+S)	123	14
	g m ⁻² year ⁻¹	

Table 7 Estimated amounts of nutrients that can be eliminated by dredging

	T-N	T-P	COD	S ²⁻
Po	770	160	7,400	8.6
Pi (D)	1,300	100	7,500	7.7
R (D+S)	1,500	340	15,000	190
	g m ⁻³			

堆積物が少なく溶出量が少なかったと考えられる。一方、R (D+S) 地点では窒素およびリンの溶出ポテンシャルが高く、1年間で見掛けの含有量のおよそ10から20分の1が溶出すると推定された。陸域から流入する懸濁物質のかなりの部分は河口の汽水域で沈積するが、再懸濁しやすい浮泥状態にあると考えられ、^{27,28)} R (D+S) 地点は底泥の締りが悪かった。R (D+S) 地点では約10年前に浚渫および盛砂がなされたが、盛砂の際に比重の高い砂が新生堆積物層の下に沈み込んだり覆砂工事で新たに堆積したりした物が多いと考えられ、今回採取した10~15 cmの柱状試料に砂の層は視認できなかった。底泥柱状試料中の窒素、リンの含有量は底泥表層が高く、20 cm程度以浅に濃度の極大があり深度方向に減衰する^{29,30)}ことから、底泥表層3 cmの泥質が1 mの深さまで均質であるとして推定した浚渫による除去量は過大であり、溶出量の見掛けの含有量に対する比率はもっと高いと考えられる。

覆砂により間隙水中の栄養塩類が原地盤層内に留まり、溶出が遮蔽される効果が17年に亘り継続したとする報告⁹⁾もあるが、覆砂効果の持続性は、施工された海域の流況により大きく左右される。¹⁰⁾ 来田・河合⁶⁾は、大阪港港外の覆砂区と港内の未覆砂区を比較し、港外では波浪の卓越する季節に覆砂上の堆積物が洗われるために施工約3年経過後も効果が持続したが、枯死した植物プランクトンなどの堆積物が多い夏期には覆砂区と未覆砂区の差は少なかったと報告している。R (D+S) 地点同様、河口域に位置する水路で浚渫・覆砂が行われた事例では、施工後9~13年経過後も砂分が維持され、泥質も比較的良好であることが確認されているが、河川の流況および水質が影響していると考えられる。^{7,8)}

河口域は水深も浅く、船の航行や波浪による攪乱に曝されて新生堆積物が再懸濁され、間隙水中の溶解性分が拡散しやすい状況にある。²⁸⁾ R (D+S) 地点は新生堆積物の堆積速度が速く、また新生堆積物中の窒素やリンは比較的速やかに水中に回帰することから、³¹⁾ 覆砂の効果は持続しないと考えられる。このことから、R (D+S) 地点のような河口域では、覆砂よりも浚渫効果が大いこと考えられる。

おわりに

本研究では、大阪港湾域および河口域における底泥の酸素消費速度および栄養塩類の溶出速度実験を行い、底泥の汚濁負荷ポテンシャルを求めた。港湾域の維持浚渫において底泥を除去する行為を水質改善効果の側面からの再評価を試み次の結果を得た。

1. 窒素およびリンの溶出形態はそれぞれ、アンモニウムイオンとリン酸であり、DO消費速度が大きいとより多く溶出する傾向が認められた。
2. 河口域の窒素およびリン溶出ポテンシャルは、港湾域の10倍程度あり、低水温期であっても、窒素の溶

出ポテンシャルは高温期と同程度以上あった。

3. 浚渫区域では、施工約 10 年後も効果が持続していたが、覆砂区は新生堆積物に覆われ、溶出ポテンシャルも非常に高かった。

4. 以上のことから、大阪港湾域においては、底泥由来の汚濁負荷対策には、河口域の浚渫を行うことが有効であることが明かとなった。

今回の調査では、底泥の履歴や堆積状態の異なる大阪港内外 3 地点の比較を行ったが、浚渫を行う前後、あるいは浚渫区画と未浚渫の近傍の栄養塩溶出負荷の程度を比較することにより、底泥表層を除去する効果をより直接的に評価することが出来る。また、浚渫後の経年変化を追跡調査することにより、浚渫効果の持続性を確認することも必要である。

謝 辞

本研究は、大阪湾広域臨海環境整備センターの平成 20 年度「大阪湾圏域における海域環境の再生・創造に係る研究助成事業（201003）」により行いました。試料採取等に当たり大阪市港湾局関係各位に大変お世話になりましたことを深謝致します。

文 献

- 矢持 進. 大阪湾における生物. 「大阪湾一環境の変遷と創造（生態系工学研究会編）」恒星社厚生閣, 東京. 2009; 60-77.
- 山本民次. 瀬戸内海底泥からのリン・窒素の溶出. 「瀬戸内海の実態調査（柳 哲雄編）」恒星社厚生閣, 東京. 2008; 61-75.
- 平成 14 年度伊予灘, 周防灘, 別府湾における底泥からの栄養塩類溶出把握実態調査（大阪湾の陸域負荷量）. 環境省環境管理局水環境部, 東京. 2003.
- 谷本照己, 星加 章, 三嶋康史, 柳 哲雄. 大阪湾における懸濁物質・窒素・リンの収支と循環. 海の研究 2001; **10**: 397-412.
- 堀江 毅. 海域の物質循環過程のモデル化と浄化効果の予測手法について. 港湾技術研究所報告 1987; **26**: 54-123.
- 来田秀雄, 河合 章. 覆砂を行った大阪南港水域の底質について. 近畿大学農学部紀要 1985; **18**: 31-38.
- 下市佳延, 水尾寛巳, 下村光一郎, 高野善彦, 西栄二郎, 坂本昭夫. 横浜港の底層環境調査—浚渫覆砂工区一. 横浜市環境科学研究所報, 2009; **33**: 31-38.
- 小川大介, 村上和夫, 片倉徳男. 覆砂の栄養塩溶出削減効果の持続性に及ぼす浮泥の影響に関する現地調査. 土木学会論文集 B2, 2009; **B2-65**: 1181-1185.
- 石橋洋信, 三野真治, 岡本雅治, 山下祥央, 堺 康彦, 西林健一郎, 宮崎太郎. 津田湾における覆砂事業による環境改善効果の持続性の検証. 土木学会論文集 B2, 2009; **B2-65**: 1191-1195.
- 加藤 治, 瀬口昌洋, 原口智和, 郡山益美. 有明海湾奥部に施工された覆砂の効果の持続性について. 佐賀大農彙, 2006; **92**: 25-32.
- エコパークゾーン香椎地区（御島）シーブルー事業効果把握調査報告書, 福岡市港湾局. 2004.
- 広島県環境保健協会. 微細藻を用いた瀬戸内海の生態学的底質改善に関する研究報告書（その 1）. 2002.
- 塩沢孝之, 川名吉一郎, 山岡到保, 星加 章, 谷本照己, 滝村 修. 瀬戸内海における海水中の汚染物質の分布と底質からの溶出. 中国工業技術試験所報告 1984; **21**: 13-43.
- 城 久. 大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産に及ぼす影響について. 大阪水試研究報告 1986; **7**: 1-174.
- 山本民次, 松田 治, 橋本俊也, 妹背秀和, 北村智頭. 瀬戸内海底泥からの容存無機態窒素およびリン溶出量の見積もり. 海の研究 1998; **7**: 151-158.
- 大阪湾における底泥からの二次汚濁物質の主原因となる栄養塩類溶出把握実態調査. 環境庁, 東京. 2001.
- 燧灘, 備後灘, 安芸灘, 広島湾における底泥からの栄養塩類溶出把握実態調査. 環境庁, 東京. 2002.
- 工場排水試験方法, JIS K0102. 日本工業規格協会, 東京. 2008.
- 底質調査方法. 環境庁水質保全局, 東京. 1988.
- 平成 11～19 年度大阪府域河川等水質調査結果報告書. 大阪府環境農林水産総合研究所, 大阪. 1999-2007.
- 大森浩二. 海底境界層における生物過程と物質循環. 沿岸海洋研究ノート 1990; **28**: 96-114.
- 菊池泰二. ベントスの働き—生物攪乱を中心に—. 沿岸海洋研究ノート 1981; **18**: 67-77.
- 田中勝久. 沿岸・河口域のリン循環過程におよぼす土壌物質の影響. 南西水研研報 1995; **28**: 73-119.
- 中村由行. 境界層における硝酸素化とリンの溶出. 沿岸海洋研究 1997; **35**: 15-25.
- 細川恭史, 三好英一, 堀江 毅. 栄養塩類溶出速度の温度・DO 依存性について. 港湾技術研究所報告 1981; **405**: 1-39.
- 星加 章. 瀬戸内海の堆積速度と堆積物の重金属濃度. 「瀬戸内海の実態調査」（柳 哲雄編）恒星社厚生閣, 東京. 2008; 17-32.
- 日比野忠史, 松本英雄. 広島湾に分布する浮泥の特性と季節的な性状変化. 土木学会論文集 B, 2006; **62(4)**: 348-359.
- 佐々木久雄, 西村 修, 須藤隆一. 浅い内湾底泥の巻き上げが栄養塩溶出に及ぼす影響. 水環境学会誌 1995; **18**: 51-59.
- 山崎秀夫, 小川喜弘, 石澤 篤, 横田喜一郎. 大阪湾底質に対する有機物フラックスとその初期成成過程における分解速度. 近畿大学理工学総合研究所紀要 2006; **18**: 57-66.
- 韓 銅珍, 丸山尊彦, 中辻啓二. 閉鎖性内湾における水質・底質モデルの構築とその検討. 海岸工学研究発表会論文集 2000; **47**: 1091-1095.
- 宮岡修二, 山本 縁, 辻 博和. 閉鎖性水域における新生堆積物の挙動に関する実態調査. 大林組技術研究所報 2001; **63**: 91-96.