

(7) エアレーションによって再浮上させた感潮河川域河床汚泥  
の酸素利用速度係数について

STUDY OF COEFFICIENT OF OXYGEN UTILIZATION RATE ON FLOATED  
MUDDY SEDIMENTS IN THE ESTUARINE ENVIRONMENT

和泉清\*・遠藤郁夫\*\*

Kiyosi Izumi\*, Ikuo Endo\*\*

Abstract; Effects of aeration on Coefficient of oxygen utilization rate of floated muddy sediments in the estuarine environment with aeration, and quiescent settling analysis of the muddy sediments were examined experimentally. In quiescent settling analysis of aerated SS of muddy sediments, over-all SS removal ratio and turbidity removal ratio could obtain 96%, 88% each during 1 hour of settling time. Also, overflow rate was 60m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·day. under this situation, scour velocity in SS of muddy sediment was about 7m/s in the case of  $D=0.0065$ mm.

1. 緒 言

東京の江東内部河川や中小河川感潮域は、下水道が普及しているが、合流式であるため、降水時に汚濁物質が流入し堆積する。こうした感潮河川域は、地形的にみて平坦な低平地であるがために、平常時における流れは遅く、洪水におけるフラッシュ効果もあまり期待できない水域である。このような状況にある感潮河川域の浄化対策は、現在のところポンプやグラブによる浚渫によって河床汚泥を除去することが唯一の方法となっているのが現状である。そこで、感潮河川の浄化方法の一つとして矩形型エアリフトを設置し、流れの遅い感潮河川域の河床汚泥を巻き上げ、一定時間エアレーションを行ない下流側にSSを移送し、河床汚泥の沈殿除去を行ない河川の浄化を図ろうとするものである。しかしな

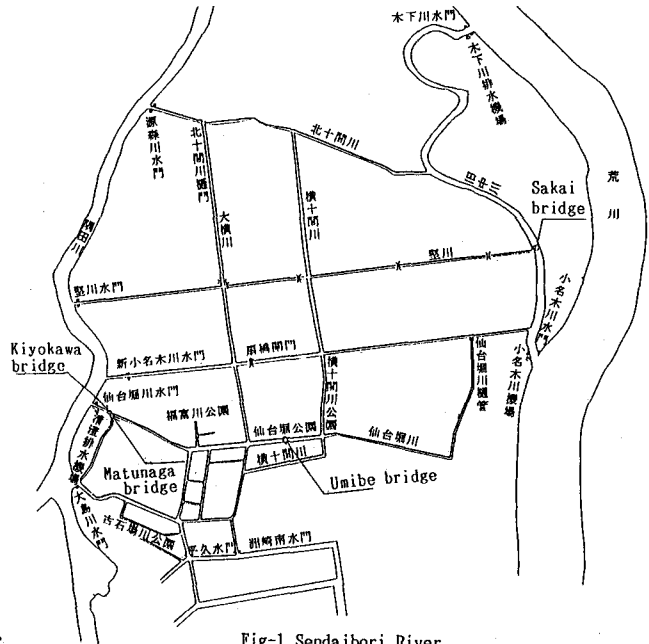


Fig-1 Sendaibori River

がら、エアレーションに依って再浮上させた河床汚泥の一部が何らかの原因によって排水機場から放流河川に排出された場合、他の事例に見られるように<sup>1) 2)</sup>、下流側の溶存酸素がかなり減少したり、或いは溶存酸素の不足区域が広く分布するなどして、種々の被害が発生することが考えられる。従って、再浮上させた河床汚泥の酸素利用速度係数を著しく減少させ、下流側の溶存酸素の減少に可能な限り影響を与えないことが重要である。そのため、一定期間エアレーションを行ない、河床汚泥の有機物を減少させると共に、菌体の増殖過程を細胞内呼吸期 (Endogenous phase or Auto-Oxidation phase) に進行させ酸素

\* 東京都土木技術研究所 (Institute of Civil Engineering of Tokyo Metropolitan Government.)

\*\*早稲田大学理工学部土木工学科 (Department of Civil Engineering, Waseda Univ.)

利用速度係数を減少させようとするものである。特に現在行なわれている浚渫工事と組み合わせ、補助的方法として、感潮河川の浄化対策を試みた。本研究は、こうした浄化対策に必要な基礎的諸問題のうち、今回は特に、仙台堀川松永橋付近（図-1参照）の河床汚泥をエアレーションに依って再浮上させた場合のエアレーション効果について、酸素利用速度係数、汚泥粒子の沈降速度および水面積負荷等の諸点から検討を加えたものである。

## 2. 実験方法

仙台堀川松永橋付近の河床汚泥をエグマンバージュ法を用いて採泥を行なった。採泥付近の水深は約2.5mであった。また、採泥深は表面から約10cmを標準とした。エアレーションは容積7ℓのエアレーションタンクを用いエアレーション時間を24時間、48時間、72時間、96時間、120時間、144時間および168時間とした。また、SS濃度は200から10,000mg/ℓまでの範囲について検討した。更に、図-2に示した沈降筒により、河床汚泥粒子の沈降分析を行なった。

沈降分析実験は対流に起因するSS粒子の乱れを考慮して、直射日光を避け室内実験を行なった。実験期間の水温は20～25℃の範囲であったが、各実験中における水温変化はほとんど認められず±1℃の範囲内であった。またエアポンプによる送気量は、気温23℃で平均2ℓ/minで実験中はほぼ一定であった

## 3. 実験結果と考察

### 3. 1 河床汚泥の性質

河床における汚泥の性質は、河川の水利特性および汚濁源によって種々異なるものと考えられる。図-1は東京都内部河川の一つである仙台堀川である。表-1は仙台堀川の河床汚泥の性質である。

全窒素は、松永橋付近で0.083%、海辺橋付近で0.307%、逆井橋付近で0.376%であり、松永橋付近で著しく小さいことが認められた。このことは、昭和59～60年において河床浚渫工事が行なわれたため、新たに出来た河床表面は大小さまざまな凹凸が出来ているものと考えられ、浚渫後数年間で堆積した河床汚泥は流水中の溶存酸素に直接或いは間接的に触れる機会が著しく増加したものと考えられる。従って、少なくとも採泥深10cmくらいの所までは流水中の溶存酸素の影響を受け、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は酸化されて $\text{NO}_2\text{-N}$ 或いは $\text{NO}_3\text{-N}$ となり、更に部分的或いは泥塊深部等に点在する脱窒素菌の脱窒素作用により、全窒素が著しく減少したのと考えられた。一方、海辺橋或いは逆井橋付近の河床汚泥の表層は乱されていないため、酸化還元作用が行なわれる深さは河床表面から通常1～3cm位の範囲と考えられる。そのために、採泥深10cmでは、浚渫前後の差が出たものと考えられた。また、硫化物においても同様の理由から、松永橋付近河床汚泥は他の2点よりも非常に小さいものと思われた。

河床汚泥中の有機物の分解は極めて緩慢とされ、安定化するまでには15～25年くらい要する<sup>1)</sup>ものと考えられている。今回の調査では、松永橋付近、海辺橋付近及び逆井橋付近の河床汚泥の強熱減量(%)及び有機炭素(%)等については殆ど差異は認められなかった。従って、浚渫前後において有機物含有量の変化はなかったことになる。このことは、3地点とも数年間に堆積した河床汚泥を採泥したものと推論できる。この推論から河床汚泥の堆積速度は、本調査の採泥深から見て、少なくとも数年間で10cm以上ではないかと考えることが出来た。また、C:N比は松永橋付近で39:1と大きく、海辺橋および逆井橋付近ではほぼ10:1であった。

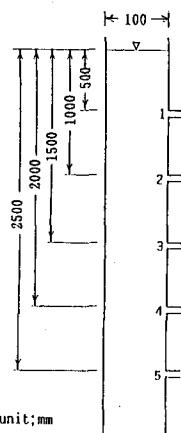


Fig-2 Column for quiescent Settling analysis

Table-1 Muddy sediments at Sendaibori River

| Sampling Site    | Water Content (%) | as dry weight Solids |           |         |         |             |      |
|------------------|-------------------|----------------------|-----------|---------|---------|-------------|------|
|                  |                   | V.S (%)              | T.O.C (%) | T-N (%) | T-P (%) | Sulfide (%) | C:N  |
| Sendaibori River |                   |                      |           |         |         |             |      |
| Matunaga bridge  | 71.7              | 9.7                  | 3.27      | 0.083   | 1.25    | 0.004       | 39:1 |
| Umibe bridge     | 71.5              | 9.7                  | 3.37      | 0.307   | 1.20    | 0.022       | 11:1 |
| Sakai bridge     | 72.4              | 10.0                 | 3.65      | 0.376   | 0.21    | 0.574       | 10:1 |

dredging date 1984～1985

仙台堀川は図-1に太線で示してあるように仙台堀樋管から、清澄排水機場までである。仙台堀川河床汚泥は松永橋付近のものと、海辺橋付近のものである。逆井橋付近のものは旧中川の河床汚泥で参考値として示した。清澄排水機場は仙台堀川水位0~2.0mの時、排水量16~48ton/sで運転する。この際の流速は排水機場に向かって20~50cm/sの範囲である。自然流速は0m地帯であるから、0~5cm/sの範囲内で必ずしも明確な流れとなっていない。従って、仙台堀樋管付近を上流、海辺橋付近を中流、松永橋付近を下流とした。

図-3は仙台堀川中流地点である海辺橋付近、下流地点松永橋付近及び旧中川逆井橋付近の河床汚泥の粒径加積曲線である。通過質量百分率60%、すなわち粒子径0.01mmまでは松永橋付近（下流地点）の河床汚泥と、海辺橋付近（中流地点）のものとは、二者ともほぼ同様の分布状態を示している。粒子径0.01mm以上、例えば通過質量百分率80%では、松永橋付近で0.015mm、海辺橋付近で0.07mmと大きな差が認められた。結局、粒径加積曲線の総括的観点からすれば、松永橋付近河床汚泥は海辺橋付近のものに比べて細かい粒子組成であることが認められた。この差異は松永橋付近が最下流地点に位置しているためと考えられた。また、粒子径0.01mmでは通過重量百分率は3者ともほぼ50%であった。

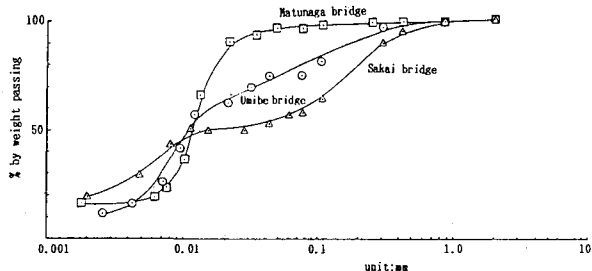


Fig-3 Grading curves on a particle size distribution of muddy sediments nearby Matunaga bridge, Umibe bridge and Sakai bridge

### 3. 2 エアレーション30分間行なった場合の酸素利用速度 $r_r$ ( $O_2$ mg/l·hr)

松永橋付近の河床汚泥をエアレーションによって、再浮上させた場合の酸素消費量について検討するため、各SS濃度についてエアレーション30分間行なった後、図-4に示した様に、溶存酸素の経時変化を求め、その勾配から酸素利用速度  $r_r$  ( $O_2$ mg/l·hr) を求めた。酸素利用速度は、例えば図-4のSS843mg/lに示したように、I区間、即ち初期において大きいことが認められた。I区間から求めた酸素利用速度を初期酸素利用速度  $r_{r1}$  ( $O_2$ mg/l·hr) とし、II区間から求めたものを酸素利用速度  $r_{r2}$  ( $O_2$ mg/l·hr) とした。II区間の最終溶存酸素は2mg/l以上とした。

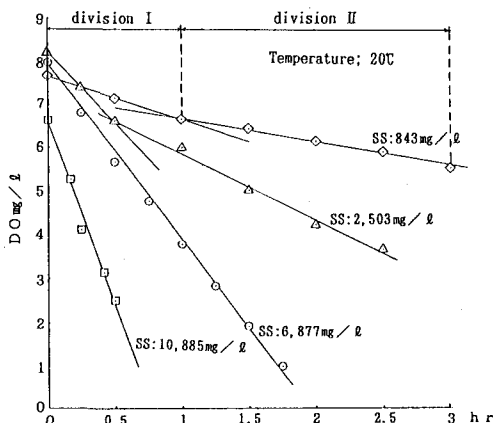


Fig-4 Linear reduction of dissolved oxygen as passage of time in various SS concentration

初期酸素利用速度  $r_{r1}$  ( $O_2$ mg/l·hr) の発現時間はSS濃度によって異なるが、SS 280~843mg/lでは測定開始後1.0時間、SS 1,483~2,503mg/lでは0.5時間、SS 3,876mg/l以上では殆ど認められなかった。すなわち、初期酸素利用速度  $r_{r1}$  ( $O_2$ mg/l·hr) の発現する時間（図-4、I区間）は、SS 280~2,503mg/lの範囲で0.5~1.0時間であった。

初期酸素利用速度  $r_{r1}$  ( $O_2$ mg/l·hr) の発現の特徴は実験の範囲内ではSS 2,503mg/l以下、溶存酸素6mg/l以上で起こっていることが認められた。また、活性汚泥についても表-2に示しているように同様な減少が認められ、その原因については必ずしも明らかにすることは出来なかった。

松永橋付近河床汚泥のSS濃度と、初期酸素利用速度  $r_{r1}$  及び酸素利用速度  $r_{r2}$  との関係は次式で示すことが出来た。

$$r_{r1} = 1.45 \times 10^{-4} SS + 0.216 \quad \text{---(1)}$$

$$(r = 0.88) \quad (SS \text{ 383} \sim 2,503 \text{ mg/l})$$

$$r_{r2} = 7.40 \times 10^{-4} SS + 0.0144 \quad \text{---(2)}$$

$$(r = 0.98) \quad (SS \text{ 280} \sim 10,885 \text{ mg/l})$$

SS : mg/ℓ、 $r_{r1}$ ,  $r_{r2}$  :  $O_2$ mg/ℓ·hr

SS 単位重量(g)当りの酸素利用量として酸素利用速度係数  $K_r$  ( $O_2$ mg/g·hr) を求めて図-5 に示した。初期酸素利用速度係数  $K_{r1}$  は  $r_{r1}$  から、酸素利用速度係数  $K_{r2}$  は  $r_{r2}$  からそれぞれ求めた。初期酸素利用速度係数  $K_{r1}$  は SS 383~2,503mg/ℓ の範囲で 1.2~1.94 ( $O_2$ mg/g·hr) の広範囲に分布した。SS 濃度との関係は(1)式から相関性はあるが、図-5 に見られるように、極めて不安定であることが認められた。初期酸素利用速度係数の平均値は 1.57 ( $O_2$ mg/g·hr) であった。

酸素利用速度係数  $K_{r2}$  は、実験を行なった SS 280~10,855mg/ℓ の範囲では、(2)式より一定値を示すことが認められ、その値  $K_{r2}$  は 0.762 ( $O_2$ mg/g·hr) であった。

以上総括すると、松永橋付近河床汚泥について、30分間エアレーションした場合、初期酸素利用速度係数  $K_{r1}$  及び酸素利用速度係数  $K_{r2}$  は平均値で、それぞれ 1.57  $O_2$ mg/g·hr、0.762  $O_2$ mg/g·hr であった。表-2 に示したように、活性汚泥に比較すると、初期酸素利用速度係数  $K_{r1}$  は 1/18、酸素利用速度係数  $K_{r2}$  は 1/8 であった。しかしながら、Thames 河の Royal Docks の河床汚泥が好氣的に酸化された場合の酸素利用速度係数は 0.13  $O_2$ mg/g·hr (換算値) と報告<sup>1)</sup>されており、この値に比較すると約 6 倍であることが認められた。

### 3. 3 エアレーション時間と酸素利用速度係数 $K_{r2}$ ( $O_2$ mg/g·hr)

連続的にエアレーションした場合、エアレーション時間と酸素利用速度係数  $K_{r2}$  との関係を図-6 に示した。SS 461mg/ℓ では、エアレーション時間と  $K_{r2}$  との関係は極めて不安定で、広範囲に分布して、ほとんどエアレーション時間の影響は認められず  $K_{r2}$  はほぼ 0.8 ( $O_2$ mg/g·hr) と考えることができた。SS 929mg/ℓ では、エアレーション12時間まで急激に減少している。それ以上のエアレーション時間では、 $K_{r2}$  = 0.16 ( $O_2$ mg/g·hr) とほぼ一定値となった。また、SS 10,885mg/ℓ では、エアレーション24時間まで急激に減少して、それ以上のエアレーション時間では、 $K_{r2}$  = 0.08 ( $O_2$ mg/g·hr) とほぼ一定値となった。このように、 $K_{r2}$  が急激に減少してほぼ一定値となるエアレーション時間は SS 濃度によって異なることが認められた。

河床汚泥をエアレーションによって再浮上させ、連続的にエアレーションを行なえば、河川水及び SS 中に含まれている有機物は直ちに消費され、菌体は細胞内に貯えられた栄養分を自己消化 (Auto-Oxidation) する。すなわち細胞内呼吸期である。最終的には、菌体は酸化して、 $CO_2$ 、 $H_2O$  及び  $NH_3$  となる。 $NH_3$  は硝化作用により亜硝酸、硝酸にまで酸化され安定する。図-6 において、SS 461mg/ℓ では河川水 (pH=7.7、 $COD_{Cr}$  = 33mg/ℓ) 及び SS 中の有機物によって菌体の増殖過程は、酸素利用速度係数が減少し

Table-2 Coefficient of oxygen utilization rate on muddy sediments at Matunaga bridge and activated sludge

| Activated Sludge<br>SS mg/ℓ        | $K_{r1}$<br>$O_2$ mg/g·hr | $K_{r2}$<br>$O_2$ mg/g·hr | The Remarks                                      |
|------------------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------------------------------|
| 674                                | 32.9                      | 5.82                      | Activated Sludge<br>SVI = 150<br>VSS/SS = 81.6%  |
| 1,326                              | 21.7                      | 5.86                      |                                                  |
| 3,005                              | 30.0                      | 5.46                      |                                                  |
| average                            | 28.5                      | 5.70                      |                                                  |
| muddy sediments at Matunaga Bridge |                           |                           | Measurement after<br>Time of aeration<br>30 min. |
| average                            | 1.57                      | 0.762                     |                                                  |

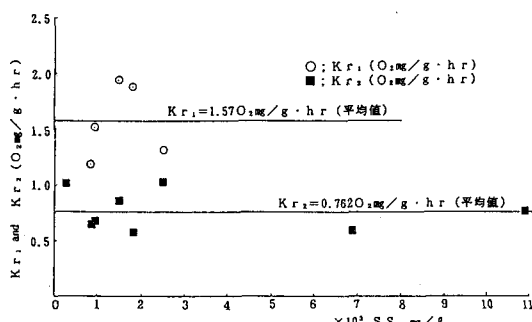


Fig-5 Relationship between SS concentration and  $K_{r1}$ ,  $K_{r2}$

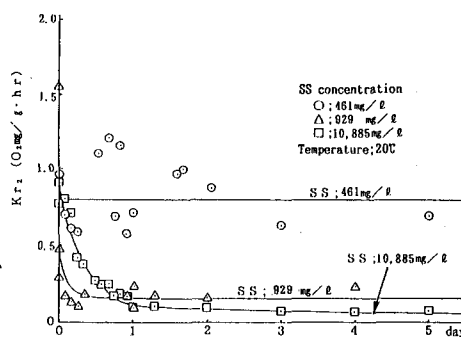


Fig-6 Relationship between aeration time and  $K_{r2}$

ていないことから、実験の範囲内では細胞内呼吸期に達せず、定常期(Stationary phase)ではないかと考えられた。SS 929mg/ℓでは、直ちに細胞内呼吸期に入り酸素利用速度係数 $K_{r2}$ はエアレーション12時間で急激に減少した。この際のpHは最初7.7で、10日後においても全く変化はなく、硝化作用は認められなかった。SS 10,885mg/ℓでは、pHが初日7.7から3日間で6.8と急激に降下し、以後7日まで6.8であった。このことはSS濃度が非常に高いため、河川水中の有機物が直ちに消費され菌体は細胞内呼吸期に入り、菌体の酸化によって生じた $NH_3$ の硝化作用が起こったものと考えられた。従って、酸素利用の立場からすれば、細胞内呼吸期の酸素と硝化作用の酸素との和となり、酸素利用速度係数はSS 929mg/ℓの場合よりも徐々に減少したのものと考えられた。

エアレーションタンク中の菌体に対する有機物(河川水及びSS有機物)負荷からすれば、SS 461mg/ℓの場合が最も大きく、次いで929mg/ℓ、10,885mg/ℓという順位となる。細胞内呼吸期の進行の程度は菌体に対する有機物負荷の順序の逆となる。従って、 $K_{r2}$ の一定値の大きさは、SS 929mg/ℓの場合よりもSS 10,885mg/ℓの場合の方が小さい値となると考えられた。細胞内呼吸期での酸素利用速度は、細胞内呼吸期の進行の程度にもよるが対数増殖期の10~15%程度といわれ<sup>3)</sup>、細胞内呼吸期における菌体の酸化は長時間要する。例えば、60日間エアレーションしても終了しないことが報告されている<sup>4)</sup>。図一6においても、12時間(SS 929mg/ℓ)、或いは24時間(SS 10,885mg/ℓ)以降では $K_{r2}$ の減少は極めて徐々であることから、実験の範囲内ではほぼ一定値として考えることが出来た。図一7は各SS濃度において、 $K_{r2}$ が定常状態になるまでに要したエアレーション時間である。この図から認められるように、SS 929~3,877mg/ℓの範囲では、 $K_{r2}$ が一定値に達するまでのエアレーション時間は12時間であった。また、図一8はSS濃度と一定値としての $K_{r2}$ との関係である。SS 929mg/ℓ以上では、 $K_{r2}$ は徐々に減少していることが認められた。SS 929~10,885mg/ℓの範囲では、 $K_{r2}$ は0.18~0.08( $O_2$ mg/g·hr)あった。 $K_{r2}=0.10$ ( $O_2$ mg/g·hr)の得られるSS濃度は6,000mg/ℓ程度と考えることができた。

### 3. 4 河床汚泥の沈降分析

#### (1)エアレーションを行わない場合の

##### 河床汚泥の沈降分析

河床汚泥を完全に好気性雰囲気分散状態にするため30分間エアレーションを行ない、図一2の沈降分析筒を用いて、直ちに沈降分析を行なった。SS濃度は2,125mg/ℓ、水温は20℃で温度変化は±1℃の範囲であった。図一9は沈殿時間と河床汚泥粒子の除去率を示したもので、等除去率線が直線性を示すことから、河床汚泥粒子は、明らかに非凝集性粒子の沈降特性を示していること

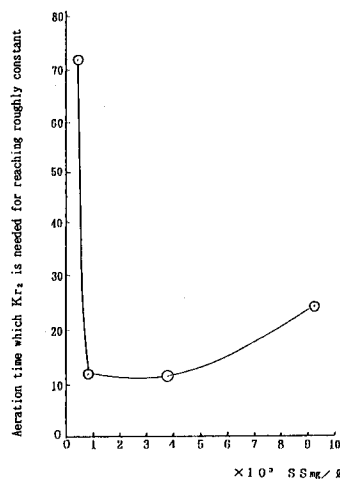


Fig-7 Relationship between SS concentration and aeration time which  $K_{r2}$  is needed for reaching roughly constant

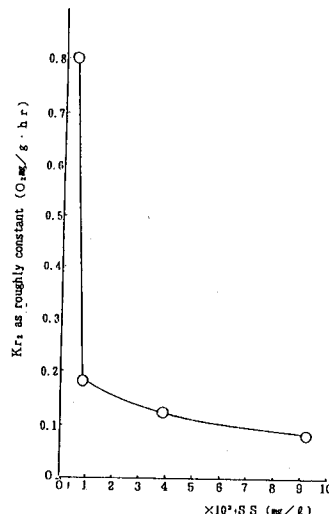


Fig-8 Relationship between SS concentration and  $K_{r2}$  as roughly constant

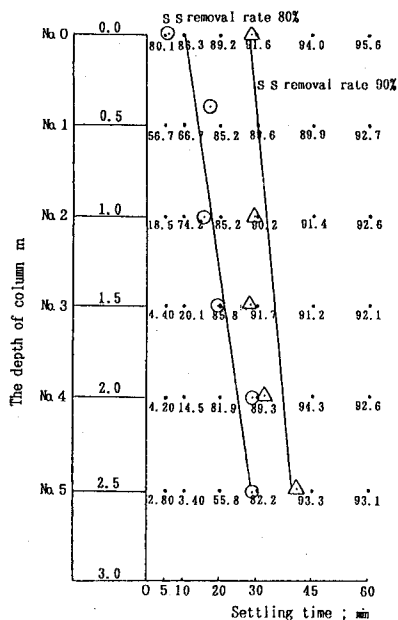


Fig 9 Relationship between settling time and SS removal rate

が認められた。

Camp, T.R.<sup>6)</sup>, によれば汚泥粒子の沈降分析により、次式から総括除去率を求めることができる(図-10参照)。

$$x_T = (1 - x_0) + \frac{1}{u_{t0}} \int_0^{x_0} u_t dx \quad (1)$$

図-11は河床汚泥粒子の沈降速度  $u_t$  と、 $u_{t0}$  より小さい沈降速度をもった粒子の占める割合との関係である。図-9からSS除去率90%では沈殿時間45分であった。従って、設定沈殿時間を1.0時間とした場合、沈降速度  $u_{t0} = 6.94 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  (沈降筒有効水深・2.50m/3,600・s) となる。総括SS除去率  $x_T$  は表-3に示したように96%であった。この場合の濁度除去率は90%であった。

また、水面積負荷は

$$q_0 = u_{t0} \cdot A \quad u_{t0} = \frac{q_0}{A}$$

$q_0$ ; 越流量  $A$ ; 底面積  
となる。従って、

$$u_{t0} = 6.94 \times 10^{-4} \text{ m/s} = 60 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{day}$$

となった。

(2)24時間エアレーションをした場合

図-12はエアレーションをしない場合と、24時間エアレーションを行なった場合の関係を示した。24時間エアレーションを行なった場合と、しない場合とを比較すると、汚泥粒子の沈降速度  $10 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  以上では、残留汚泥粒子の占める割合が著しく増大していることが認められた。このことは河床汚泥が土質工学的分類ではシルトであることから、エアレーション24時間行なうと土粒子の衝突或いは接触による摩擦などにより細粒子化が起こったものと考えられた。しかしながら、沈降速度  $10 \times 10^{-4}$  以下(沈殿時間42分以上)では両者の差は殆ど認め難かった。エアレーションをしない場合と同様、汚泥粒子の沈降速度  $u_{t0} = 6.94 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  (沈殿時間1時間)とすると、総括除去率  $x_T$  は95%であった。この場合の水面積負荷は1)の場合と同様  $60 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{day}$  であった。また、濁度除去率は88%となった。エアレーションをすると濁度除去率は上述の理由から若干小さくなることが認められた。

(3)汚泥粒子の掃流速度

汚泥粒子が沈殿除去されるためには、その汚泥粒子の掃流速度  $V_c$  より小さい水平流速であることが必要である。掃流速度  $V_c$  は次式で表される<sup>5)</sup>。

$$V_c = \frac{8\beta}{f} g D (S - 1) \quad (2)$$

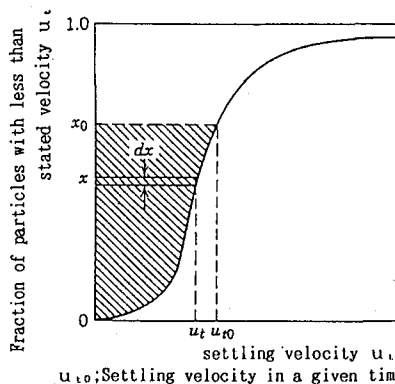


Fig-10 Relationship between settling velocity  $u_t$  and fraction of particles with less than stated velocity

Table-3 Over-all removal rate  $x_T$   
(from Fig-11)

| $dx$  | $u_t$                | $u_t dx$             |
|-------|----------------------|----------------------|
| 0.01  | $0.4 \times 10^{-4}$ | $0.4 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $1.1 \times 10^{-4}$ | $1.1 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $1.8 \times 10^{-4}$ | $1.8 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $2.4 \times 10^{-4}$ | $2.4 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $3.1 \times 10^{-4}$ | $3.1 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $4.1 \times 10^{-4}$ | $4.1 \times 10^{-6}$ |
| 0.01  | $5.4 \times 10^{-4}$ | $5.4 \times 10^{-6}$ |
| 0.004 | $6.5 \times 10^{-4}$ | $2.6 \times 10^{-6}$ |

$$\Sigma u_t dx = 20.9 \times 10^{-6}$$

$$x_T = (1 - 0.074) + \frac{20.9 \times 10^{-6}}{6.94 \times 10^{-4}} = 0.956$$

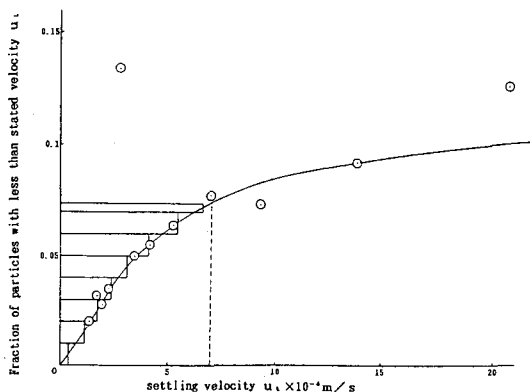


Fig-11 Relationship between settling velocity  $u_t$  and fraction of particles with less than stated velocity

$\beta$  ; 定数 (0.06)  
 $f$  ; 摩擦損失係数 (0.01)  
 $D$  ; 汚泥粒子径  
 $S$  ; 比重

図-3の粒径加積曲線より、通過重量百分率20%径 $D_{20}=0.0065\text{mm}$ 、 $S=2.65$ とすると $V_0$ は

$$V_0 = \frac{8 \times 0.06}{0.01} \times 980 \times 0.00065 \times (2.65 - 1) = 7.1 \text{ cm/s}$$

となった。すなわち、水平流速が7.1cm/s以下となれば、粒子径 $D_{20}=0.0065\text{mm}$ 以上の土粒子がすべて沈殿除去することができるから、少なくともこの流速以下にすることが重要である。

#### 4. 総括および結論

仙台堀川松永橋付近の河床汚泥を、エアレーションによって再浮上させた場合、汚泥粒子の酸素利用速度係数の挙動並びに沈降特性などについて実験的検討を行ない、エアレーション効果について次のような結論を得ることが出来た。

(1)仙台堀川松永橋付近の河床汚泥について、30分間エアレーションを行なった場合、初期酸素利用速度係数 $K_{r1}$ は $SS\ 383 \sim 2,503 \text{ mg/l}$ の範囲で、 $1.2 \sim 1.94 (O_2 \text{ mg/g} \cdot \text{hr})$ の範囲に分布した。また酸素利用速度係数 $K_{r2}$ は、 $SS\ 280 \sim 10,885 \text{ mg/l}$ の範囲で、 $0.762 (O_2 \text{ mg/g} \cdot \text{hr})$ でほぼ一定値を示した。

(2)エアレーションを連続的に行なうと酸素利用速度係数 $K_{r2}$ は $SS$ 濃度によって、エアレーション12~24時間の間に急激に減少した。それ以後は近似的に一定値として考えることが出来た。この一定値は、 $SS\ 929 \sim 10,885 \text{ mg/l}$ の範囲では、一定値としての $K_{r2}$ は $SS$ 濃度によって $0.18 \sim 0.08 (O_2 \text{ mg/g} \cdot \text{hr})$ となった。これはエアレーション30分行なった場合の $1/4 \sim 1/12$ であった。

(3)河床汚泥粒子の沈降分析により、沈殿時間1時間で( $u_{10}=6.94 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ )で、総括 $SS$ 除去率はエアレーション30分間の場合と、24時間行なった場合とでは殆どその差は認められず95~96%であった。水面積負荷は $60 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ となった。また、濁度除去率はエアレーション30分間した場合90%、24時間行なった場合88%で、若干低下することが認められた。

(4)河床汚泥粒子の掃流速度は、通過重量百分率20%径、 $D_{20}=0.0065\text{mm}$ で、7 cm/s程度であった。

#### [参考文献]

- 1) 杉木昭典：水質汚濁—現象と防止対策— 344~365頁，技報堂（昭和49年）。
- 2) W.H. McAmally, Jr and S.A. Adamec: Designing Open Water Disposal for Muddy Sediments, Continental Shelf Research, vol. 7, NOS 11/12, ppl. 415~1,455, 1987.
- 3) W.W. Eckenfelder, Jr; Studies on the Oxidation Kinetics of Biological Sludges, S. I. W., Vol. 28, pp. 983~990, 1956.
- 4) 大橋文雄他：衛生工学ハンドブック, 764~767頁，朝倉書店(昭和46)。
- 5) W.W. Eckenfelder, Jr. and D.J. O'Connor: Biological Waste Treatment, pp. 151~167 1964.
- 6) L.G. Rich: Unit Operation of Sanitary Engineering, pp. 81~93, 1961.

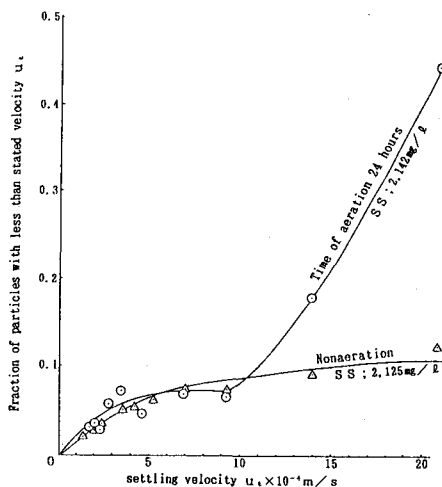


Fig-12 Relationship between settling velocity  $u$ , and fraction of particles with less than stated velocity