

— 寄稿 —

# 豊川水系における設楽ダム建設と河川管理に関する提言の背景： 河川流域と沿岸海域の連続性に配慮した 環境影響評価と河川管理の必要性\*

日本海洋学会海洋環境問題委員会†

## 1. 提言の発表

日本海洋学会海洋環境問題委員会では、沿岸水域環境に及ぼす河川開発の影響の重大性を認識し、河川開発と海洋環境に関わる専門委員会を立ち上げて検討を進めてきた。その一環として、水質汚濁の著しい三河湾の流入河川である愛知県豊川流域の河川開発事業と河川管理について調査・検討を行い、その結果を「愛知県豊川水系における設楽ダム建設と河川管理に関する提言」(日本海洋学会海洋環境問題委員会, 2008)として発表した。当提言は、わが国でも最も汚濁の進んだ三河湾の水域環境の保全と修復を目指し、現在その事業が進められている豊川の設楽ダム建設事業における適切な環境影響評価の実施と豊川水系の河川管理のあり方について指摘している。当提言は、「有明海環境悪化機構究明と環境回復のための提言」(日本海洋学会海洋環境問題委員会, 2001), 「東京国際空港再拡張事業の環境影響評価のあり方に関する見解」(日本海洋学会海洋環境問題委員会, 2005)等、これまで当委員会によって発表されてきた他の提言と同様に、「海の研究」誌上に掲載され、また当委員会ウェブページでの公表およびプレス発表等において広く社会に発信されている。ここでは、提言に関連する科学的知見と背景について取り纏めるとともに、提言に至った経緯について解説する。

## 2. 提言に関連する科学的知見

### 2.1. 河川を通じた陸と海の連続性

沿岸生態系は高い価値を持つ生態系である (Constanza *et al.*, 1997; Jickells, 1998)。沿岸生態系は独立した系ではない。そのことを端的に表しているのが、陸域と海域を河川と通して行き来するサケのような遡行性の生き物の存在であろう。サケが産卵のために遡上する際に持ち込む海洋由来の窒素が川岸の森林を育て、河川地帯を保全していることや、サケが体内に蓄積した PCB が産卵に戻るサケの数の多い湖沼ほど堆積物中に高濃度になることが報告されている (Helfield and Naiman, 2001; Krümmel *et al.*, 2003)。近年では、これまで注目度の必ずしも高くなかった河川流域と沿岸の連続性が注目されるようになってきている。

山が海に迫り、平野が狭く人口密度が高いことに加え、河川の流程が短い地形を持つ我が国においては、国土を持続的に利用するという観点から、河川開発が沿岸環境に及ぼす影響評価の重要性が認識されてきている。河川を通じた陸と海のつながりにおいて、ダム建設や護岸整備は陸から海への物質の流れを変える作用を持ち、農地からの肥料の流出などと相まって、これらの人間活動が海に与える影響の事例が国内外で増加している。日本経済の高度成長期になって、東京湾表層の珪素濃度が著しく低下する現象が見られ、その要因としてダムや河川の護岸が指摘されていた (野村, 1995)。その後、ドノウ川ダム建設による黒海表層における珪素濃度が低下することで、元素比が変化して植物プランクトン組成が変わり、最終的には食物網構造自体に影響することを示した事例は有名である (Humborg *et al.*, 1997)。ナイル川アスワン

\*2007年8月29日受領；2007年9月10日受理。

著作権：日本海洋学会, 2008

†とりまとめ：

西條八東 (名古屋大学名誉教授)

宇野木早苗 (元東海大学教授)

佐々木克之 (元水産庁中央水産研究所研究室長)

野村英明 (東京大学海洋研究所：nmr@ori.u-tokyo.ac.jp)

ハイダムの建設後の地中海東部においても様々な環境変化が報告されている。デルタや海岸の侵食、エスチュアリー循環の減衰、季節的な出水時の栄養塩供給の減少がある。また、流入元素比やプランクトン組成が変化し、珪藻ブルームの頻度が減少して、変化は漁業にも及んでいる (Stanley, 1996; Frihy *et al.*, 1998; Turley, 1999; Nixon, 2003)。

国内の事例として、1971年に完成した矢作川の矢作ダムでは、年々堆砂量が増加し、河口の干潟面積は、ダム建設以前の1.68 km<sup>2</sup>(1965年)から2000年には0.82 km<sup>2</sup>に半減した(矢作川流域委員会, 2006)。黒部川の出し平ダムでは1991年の排砂の際、ダム内に蓄積されていた多量の汚濁泥水が河口域に広がり、1か月後も悪臭を放つ黒ずんだ底泥に海底が覆われて、水産資源が壊滅的打撃を受けた。ダムの汚濁底泥は1年程度で生成される(田崎ほか, 2003)。その後も排砂は継続して行なわれ、クルマエビやキス漁は廃漁状態、ワカメ養殖は休止状態である(宇野木, 2005)。こうした流砂系、流量や流入元素比の変化などの事例が示すように(Humborg *et al.*, 1997; Syvitski *et al.*, 2005), 世界的にはダム建設などによって生態系の価値を下げずに、持続的利用を可能にする河川管理が必要とされてきている(Nilsson *et al.*, 2005)。

沿岸海域にとっての河川の重要性は、淡水供給によるエスチュアリー循環の形成、窒素などの栄養塩の供給、土砂の供給による海岸線の維持や生物の生活史の中で必要な干潟・浅場の形成などがある。これらの中でエスチュアリー循環とは、河川水の流入に伴って沿岸に形成される鉛直循環流で、循環流の方向は上層では外部へ、下層では河口に向かう(図1)。エスチュアリー循環流量と河川流量の比をいくつかの内湾で見ると(宇野木, 1998), 季節や場所によって異なるが、循環流量は河川流量の数倍から20倍以上になる(表1)。このことから、エスチュアリー循環が内湾の海水交換および環境形成にとって本質的であることがわかる。

これまでわが国では、ダムや河口堰の建設、河川改修、取水、採砂などの河川事業が行われた結果、沿岸・内湾の水域環境が負の影響を受けたことを強く示唆する事例がいくつもある。しかし、それらの因果関係は必ずしも明確になっていない。その理由は、行政上の問題ばかりではなく、川と海の関係の科学的理解が乏しいことや、河川開発に起因する影響と沿岸開発に起因する影響とを分離することが難しいためである(宇野木, 2005)。こうした過去の経験から、近年、河川から海域までの水圏を総合的に捉えようとする気運が生じている。例えば、川と海の問題を主題にしたシンポジウムが、水産海洋学会、日本海洋学会沿岸海洋研究部会、日本陸水学

会、日本水産学会、土木学会海岸工学委員会などによって開催されている(宇野木, 2005参照)。日本海洋学会海洋環境問題委員会(以後、本委員会)も“河川開発と海洋環境専門委員会”を設け、問題の洗い出しに努めている。これまで本委員会は、東京湾三番瀬埋立、中海干拓、中部国際空港事業、諫早湾干拓、東京国際空港再拡張などの事業に対し、沿岸開発が閉鎖性海域の水域環境に与える影響を低減するための提言を行ってきた。三河湾は、今後の持続的な利用を考えれば、水域環境の改善が必要である。本委員会は河川開発が閉鎖性海域に与える影響を重視し、豊川水系の河川開発と河川管理に向けて提言を行うに至った。

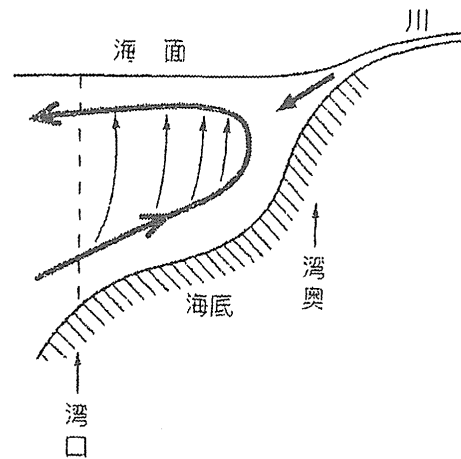


図1. エスチュアリー循環模式図

## 2.2. 三河湾の水質汚濁が著しい理由

三河湾と隣接する伊勢湾は水質汚濁が著しく進んだ内湾である。汚濁の程度は、伊勢湾(湾奥部を除く)よりも三河湾の方が高い。また、三河湾は西部の知多湾と東部の渥美湾をもつが、渥美湾の方が汚濁が進んでいる。三河湾は、平均COD濃度や環境基準の達成率でわが国の主要内湾と比べた時、水質の悪さがぬきんでている(図2)。汚濁が著しい理由は、次の自然条件と社会条件が考えられる(西條, 1997, 2002)。

### 2.2.1. 自然条件

三河湾は内部面積に比べて外海への開口幅が狭く閉鎖的形態を持つ。外海を含めて伊勢・三河湾を4つの海域に分けて、塩分分布を基に海域間の海水交換の強さを求めた上で、三河湾(図3a)と伊勢湾(図3b)に、それぞれ保存性物質を流し続けたときの最終濃度を計算した(宇野木・西條, 1997)。数値

表 1. エスチュアリー鉛直循環流量 ( $Q : m^3 s^{-1}$ ) の河川流量 ( $R : m^3 s^{-1}$ ) に対する比率 (宇野木, 1998)

海域	季節	河川流量 R	鉛直循環流 Q	流量倍率 Q/R	出典
東京湾	夏	396	2,201	6	宇野木 (1998)
	冬	124	1,635	13	
伊勢湾	夏	800	3,000	4	藤原ら (1996)
	冬	250	6,000	24	
三河湾	夏	137	1,169	9	宇野木ら (1998)
	冬	60	1,272	21	
大阪湾	夏	130	3,300	25	藤原ら (1994)
大阪湾	秋	120	4,520	38	湯浅ら (1993)
広島湾	年	87	870	10	山本ら (2000) の平均値

は湾口の濃度を基準にしている (図 3)。三河湾に物質を投入した時 (図 3a), 物質濃度は極めて高く, 三河湾の閉鎖性が強いことが分かる。また, 三河湾は外海と直接接続せず, 伊勢湾につながっている。したがって, 伊勢湾に投入し続けた場合 (図 3b), 三河湾内に物質が投入されなくても, 三河湾の濃度は伊勢湾の半分近くに達する。これは三河湾湾口を通して流入した物質が, 三河湾内に蓄積されやすいことを表している。そのため三河湾は汚濁した伊勢湾の影響を強く受けることになる。

流入する河川水で内湾の容積を満たすとすれば, 東京湾は 1.6 年, 伊勢湾は 1.7 年程度を要することになる。表 2 に豊川用水通水前後の豊川の流量を示す。通水前 (1956~1965 年) は  $1,070 \times 10^6 m^3 y^{-1}$ , 通水後 (1983~1992 年) は  $795 \times 10^6 m^3 y^{-1}$  である。それぞれの事業後における豊川からの計画取水量を表 3 に示す。三河湾のうち, 豊川が直接流入する渥美湾 (容積  $4.5 \times 10^9 m^3$ ) を豊川の河川水で満たすとすると, 豊川用水完成前は 4.2 年, 豊川用水完成後 5.0 年, 豊川総合用水完成後 5.7 年になり, さらに設楽ダムからの取水が始まると 5.9 年の時間を要する (なおここで取り上げた年数は, 湾水の交換の強さを指標し, 交換日数ではない)。渥美湾はもともと海水交換しづらい湾であることがわかる。

### 2.2.2. 社会条件

三河湾は 1970 年代から沿岸の埋立開発が急激に進行し, 愛知県企業庁の管轄のみで 4,000 ha を超え, 埋立面積率は湾面積の 6.6% に達する。これは有明海の諫早湾干拓による締め切り面積の 3,500 ha を超える広さである。ちなみに主要内湾の埋立面積率は 2002 年を 1936 年と比較して, 東京湾が 19.6% で最大, 三河湾は 2 番目で, 大阪湾は 5.2% である。埋立により広大な干潟・浅瀬が消失して自然の自浄能力が低下し, 赤潮や貧酸素水が発生している (佐々木, 1997b)。また, 埋立による湾面積の減少が潮汐・潮流を減少させ, 湾内外の海水交換を弱めている (宇野木・西條, 1997)。

埋立に加え, 三河湾の環境悪化をさらに加速した要因が, 豊川からの取水である。豊川用水事業は農林水産省の直轄事業として計画され, 1968 年に完成した。当時, 工業用水と生活用水を供給し, 渥美半島域の他に蒲郡地域までも含めた大規模な用水となった (図 4)。この事業は, 当地域の発展とりわけ農業の発展に大きく寄与した。しかし,  $1,070 \times 10^6 m^3 y^{-1}$  (豊川用水通水前) と流量の乏しい豊川からの多量の取水は, エスチュアリー循環を弱めることで, 結果として三河湾に著しい汚濁の進行を招いたと考えられる。

豊川用水事業は年間約  $268 \times 10^6 m^3$  を豊川から取水してきた (取水には, 佐久間ダムと天竜川水系からの加入水も含まれている)。その後, 一時期水不足が生じたことから, 1978 年から新に豊川総合用水事業が始まり, 2001 年に完成した。

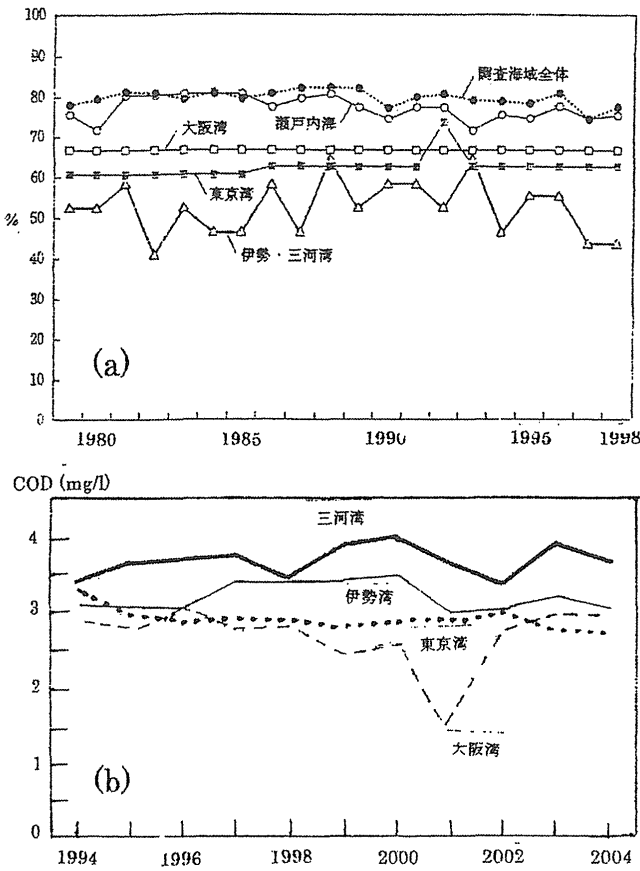


図 2. 海域別の環境基準 (COD) 達成率 (a) と主要内湾における COD の年平均値 (b) の経年変化 (環境省資料による)

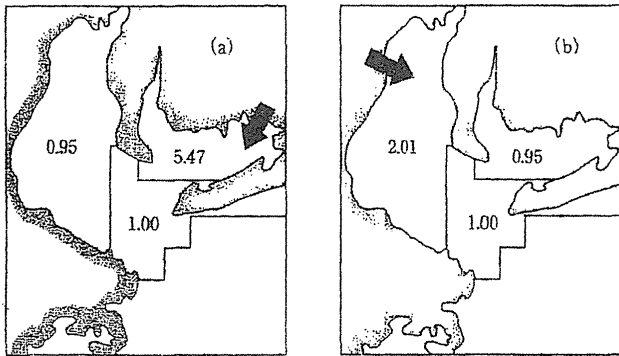


図 3. 保存性物質を三河湾 (a) と、伊勢湾 (b) に連続放出したときの最終濃度の比較, 湾口部の濃度を 1 としている (宇野木・西條, 1997)

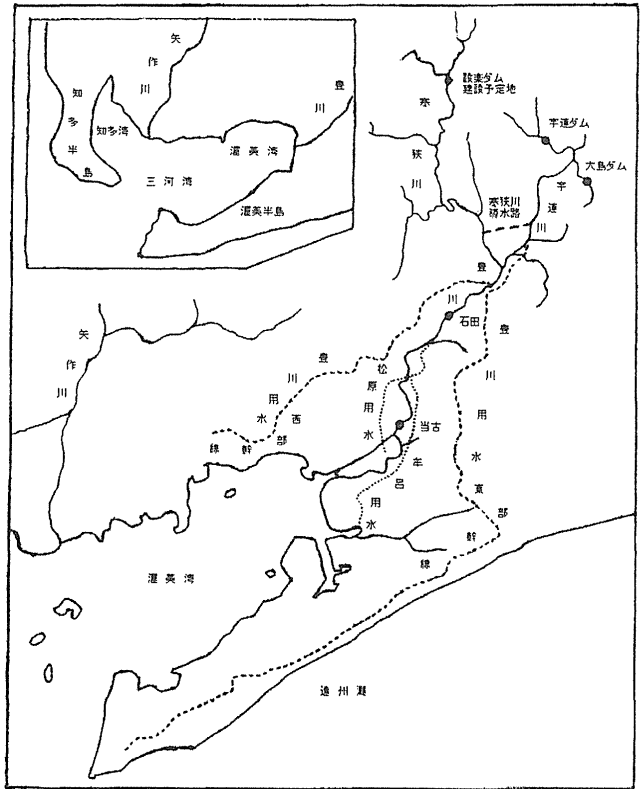


図 4. 豊川水系, 豊川用水水路網 (太い点線), 大島ダム, 設楽ダム建設予定地点等

この時, 大島ダム (図 4) と複数の大規模貯水池などを建設した結果, 取水量は  $381 \times 10^6 \text{ m}^3$  と拡大した (表 3)。そのため 2006 年改訂の豊川水系水資源開発基本計画による 10 年後の予測では, 水に余裕がある状態になっている。

ところで, 三河湾流域の発生負荷の内訳はおおよそ, 生活排水が 6 割, 畜産排水が 3 割, 工場排水が 1 割である。三河湾の 1 日当たり単位面積当たりの負荷 (括弧内は東京湾) は, 窒素で 58 (300), リンで 5 (22), COD で 114 (1,117)  $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  で, 負荷は東京湾に比べて小さい (佐々木, 1997a)。近年では, 汚濁負荷の削減努力が払われているが, それにもかかわらず, 依然として三河湾の水域環境に改善の兆しが見えていない。したがって, 三河湾の再生にはこれらの諸条件を考慮した環境修復が必要である。

表 2. 豊川用水通水前後の豊川 (石田地点) 流量の比較

年	年平均流量 m <sup>3</sup> S <sup>-1</sup>	年流量 ×10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup>	年	年平均流量 m <sup>3</sup> S <sup>-1</sup>	年流量 ×10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup>
1956	42.2	1,330.8	1983	31.6	997.5
'57	36.1	1,139.4	'84	13.3	419.7
'58	37.0	1,166.5	'85	27.6	871.3
'59	53.7	1,694.7	'86	18.1	572.1
'60	30.8	971.3	'87	21.9	690.6
'61	35.6	1,122.7	'88	24.5	773.9
'62	36.5	1,151.1	'89	33.2	1,047.3
'63	30.5	961.8	'90	32.1	1,012.3
'64	16.5	520.3	'91	27.4	864.7
'65	20.4	643.3	'92	22.1	696.3
平均	33.9	1,070.2	平均	25.2	794.6

表 3. 豊川用水, 豊川総合用水, 豊川総合用水+設楽ダム, における計画取水量 (×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup>), 取水率 (%), 豊川流量 (×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup>), および渥美湾を満たすに必要な年数

事業名	完成年度	計画取水量 <sup>1)</sup>	豊川分	取水率	豊川流量	所用年数
豊川用水	1968	268	163	15.2	907	5.0 <sup>2)</sup>
豊川総合用水	2001	381	283	26.4	787	5.7
豊総+設楽ダム	計画中	399	301	28.1	769	5.9

1) 取水量には, 豊川による分とそれ以外分 (佐久間ダムと天竜川水系の流域変更によるもの) が含まれている。

2) 先に述べた石田地点の河川流量に基づく 5.7 年と相違するが, 基礎データが異なるためである。

### 2.3. 豊川水系開発が三河湾の水質環境に及ぼす影響

設楽ダムは, 豊川延長 77 km のうち約 70 km という上流部山間の設楽町に建設が計画されている (図 4)。ダムの堤高は 129 m, 貯水面積は 297 ha, 集水面積は 62.2 km<sup>2</sup>, 総貯水容量は 98×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> である。総貯水容量の内訳は, 洪水調節 19×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, 新規利水 13×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, 堆砂見込み量 6×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> であって, 残りの 60×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> は不特定容量となっている。設楽ダムは集水面積に比べてダムの規模が極端に大きい。降

水量は年間 2,500 mm 程度なので, 蒸発量を考慮すると, 設楽ダムを満杯にするためには, 1 年間に集水面積に降った雨をすべて貯水しなければならない。また, 日常的には活用されない不特定容量が有効貯水量の 65% を占め, 大規模渇水時に備えて水を溜め続けることになる。

設楽ダム計画では, 不特定容量が 65% とダムの回転率が悪い。そのため, 水は長期停滞することになる。この結果, 木の葉や落木などの有機物が流れ込むダム湖や水の停滞しやす

い天然湖沼で知られている現象として、水が富栄養化し、底層には貧酸素水が発生して、底にはヘドロ状底土が堆積する(Thornton *et al.*, 2004)。ダムからの大量放流時には、有機的に汚濁した水と底泥が大量に流出する可能性が高い。海までの流程(約 70 km)が短いため、汚濁泥水は浄化されなまま半日以内で海に達する。このような非定常時の汚濁泥水が豊川下流域と三河湾の水域環境に急速かつ大きな負荷となると考えられる。

ダムでの堆砂は海域への砂供給を減少させる。海岸への砂礫の供給が減ると干潟や海岸は侵食され、それがもつて干潟の浄化能力が低下し、水産生物の生息場所や初期育成場所が奪われる。設楽ダムの場合には、規模に対する集水面積が相対的に狭いので、年堆砂率は低い。岡本・山内(2001)によると、全国 50 のダムの年間堆積率(ダム容量に対する比率)は 0.33~5.16%の範囲にあり、平均は 1.11%であった。これに対して設楽ダムは 0.06%と低く、設楽ダムの堆砂による三河湾への影響は直ちに顕在化することはないと推定される。しかし、海岸地形への影響等を考慮すると長期的な影響予測とその評価は不可欠である。

これまで、そして将来の豊川水系開発によって三河湾への影響が最も危惧される点は、エスチュアリー循環の減退である。湾口部からみた三河湾のエスチュアリー循環の流量は、河川流量に比べて夏は 9 倍、冬は 21 倍である(表 1)。渥美湾奥部(西浦半島と姫島を結ぶ線より奥)における夏季(4 月~10 月)のエスチュアリー循環流量は、河川流量のおよ 30 倍に達する(松村・松川, 1981)。このように河川は海域の海水循環を強く支配しており、河川からの取水は海水循環量を今以上に減少させ、三河湾の有機汚濁をさらに進めてしまう可能性がある。大阪湾では、エスチュアリー循環が強くなると下層の酸素濃度が上昇することが報告されている(中嶋・藤原, 2007)。市野(2006)は夏季における豊川下流の当古地点の流量と、三河港域の貧酸素水塊の発生規模を比較した(図 5)。貧酸素水の発生規模として、貧酸素度合いと発生面積を 0~5 の 6 段階に別けた貧酸素度を用いている。貧酸素度 0 は飽和酸素濃度が 31~50%で貧酸素水塊の占める面積が 50%以下で、最も貧酸素水塊の発生規模が小さい。貧酸素度 5 は飽和酸素濃度が 0~10%で貧酸素水塊の占める面積が 50~100%を表す。流量が多い場合には(例えば 3 日間流量が  $30 \times 10^6 \text{ m}^3$  以上)、貧酸素度は 0 か 1 をとる。一方、流量が少ないときは貧酸素度が大きな値をとる頻度が高いが、0~5 の広い範囲に散らばっている。これは風が強いときの鉛直混合による酸素濃度の上昇などの原因が考えられる。以上の結果は、流量が

多くエスチュアリー循環が強いときには、貧酸素水が発生しにくいことを示唆している。

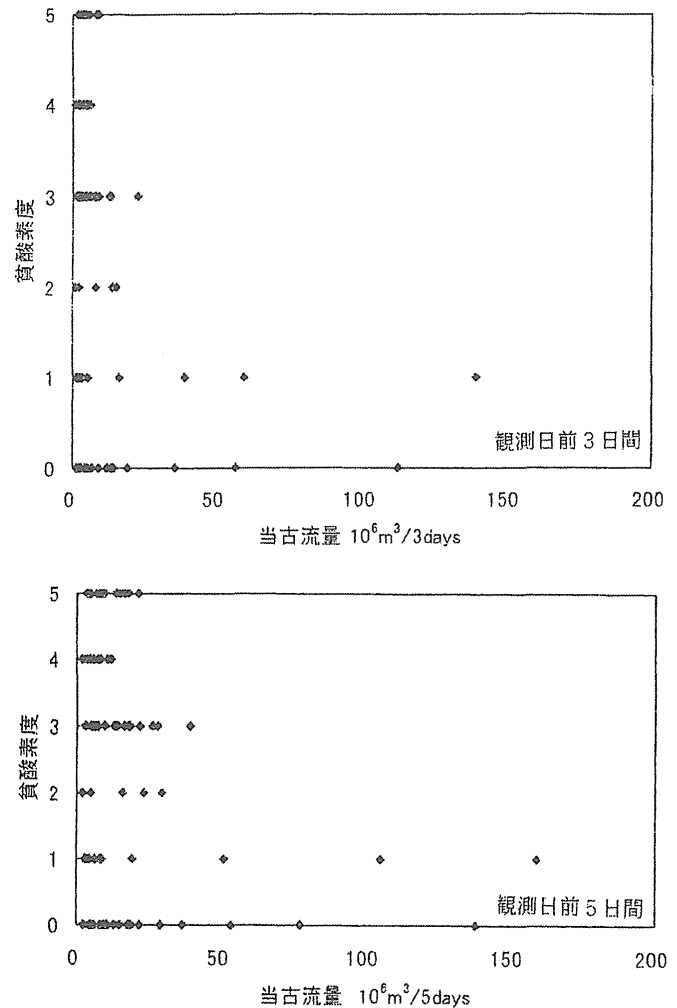


図 5. 三河港の貧酸素発生時における豊川流量(発生前 3 日間と 5 日間の累積流量)と貧酸素度の比較(市野, 2006)。豊川の流量は当古(図 4)の流量を用いた

### 3. 提言の発表に至った背景

平成18年6月16日から8月1日にかけて、「豊川水系設楽ダム建設事業 環境影響評価準備書」についての意見書の受付が実施され、設楽ダム建設に起因する三河湾への影響評価の重要性の指摘や実施を求める複数の意見が提出されている。これらの意見に対し、事業者は「設楽ダム建設事業環境影響評価準備書についての意見の概要と事業者の見解」(国土交通省中部地方整備局, 2006)において、『工作物, 大きな支川流入, 取排水など外部要因の影響が支配的となっており, 設楽ダムが及ぼす変化は小さいと考えています』あるいは『渥美湾(三河湾東部)を含む布里地点下流では, 横断工作物, 大きな支川流入, 取排水など外部要因の影響が支配的となっており, 設楽ダムが及ぼす変化は小さいと考えています』としており, 定量的な根拠に基づくことなく三河湾に対する環境影響評価を不要のものとしている。

一方, 環境省はダム事業に関わる環境影響評価のあり方について, 環境省環境影響評価技術検討会報告書(環境省総合環境政策局編, 2001)の中で, 「ダム事業では, 対象事業のみならず, 水系を同じくする複数の既存ダムなどによる複合的な影響によって, ダム建設地から遠く離れた河川下流部や海域における生態系まで影響を及ぼす可能性がある。したがって, ダム下流から海域までの広範囲にわたる生態系への影響についても視野に入れる必要がある」と, ダム建設事業が海域に与える環境影響を評価する必要があることを指摘している。本稿で述べてきたように, 設楽ダムの建設が複数の要因によって三河湾の影響に重大な影響を及ぼす可能性は極めて高い。事業者は三河湾を含めた環境影響評価を実施すべきであり, あるいは実施しない合理的(科学的)な根拠を明確に示すことが要求されるものである。そのような観点から日本海洋学会海洋環境問題委員会は豊川水系における河川開発と河川管理の問題を検討し, 取り纏めた結果を提言として発表するに至った。

なお, 現行の環境影響評価法では環境影響評価方法書・準備書・評価書の公告・縦覧は, それぞれ1か月しか設けられていない。しかし, これらの冊子を閲覧し, 内容を把握するためには, かなりの専門性を要するばかりでなく, 専門家ですら詳細を知り問題点を明確にするには1か月の縦覧期間はあまりに短い。加えて, 事業が計画されるにあたり, これらの冊子は関連地方自治体あるいは国土交通省の地方整備局などの限られた窓口でしか閲覧できない上, ネットでの公開は行われていない場合が多い。この点については, 現行法上の制度的な問題と情報公開のあり方として検討すべき課題であ

るといえる。

### References

- Constanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.v. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253-260.
- Frihy, O. E., K. M. Dewidar, S. M. Nasr, and M. M. El Raey (1998): Change detection of the northeastern Nile Delta of Egypt: shoreline changes, spit evolution, margin changes of Manzala lagoon and its islands. *Int. J. Remote Sensing*, **19**, 1,901-1,912.
- 藤原 建紀, 福井 真吾, 杉山 陽一 (1996) : 伊勢湾の成層とエスチュアリー循環の季節変動, 海の研究, **5**, 235-244.
- 藤原 建紀, 澤田 好史, 中辻 啓二, 倉本 茂樹 (1994) : 大阪湾東部上層水の交換時間と流動特性-内湾奥部にみられる高気圧性渦-, 沿岸海洋研究, **31**, 227-238.
- Helfield, J. M. and R. J. Naiman (2001): Effects of salmon-derived nitrogen on riparian forest growth and implications for stream productivity. *Ecology*, **82**, 2,403-2,409.
- Humborg, C., V. Ittekkot, A. Cociasu and B. v. Bodungen (1997): Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**, 385-388.
- 市野 和夫 (2006) : 豊川流量と三河湾の汚濁, 共同研究報告書 三河湾の環境と暮らし-三河湾東部における人と海の間の変遷-, 愛知大学総合郷土研究所, 42-50.
- Jickells, T. D. (1998): Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science*, **281**, 217-222.
- 環境省総合環境政策局編 (2001) : 自然環境のアセスメント技術(Ⅲ)。環境省環境影響評価技術検討会報告書, 財務省印刷局, 東京, 111-112.
- 国土交通省中部地方整備局 (2006) : 設楽ダム建設事業環境影響評価準備書についての意見の概要と事業者の見解 (<http://www.cbr.mlit.go.jp/shitara/01menu/10kisy/pdf/H18.9.8.pdf>), 51 pp.
- Krümme, E. M., R. Q. Macdonald, L. E. Kimpe, I. Gregory-Eaves, M. J. Demers, J. P. Smol, B. Finney, and J. M. Blais (2003): Delivery of pollutants by spawning salmon. *Nature*, **425**, 255-256.

- 松村 皐月, 松川 康夫 (1981): 地形と水理. 三河湾・環境と漁業, 東海区水研業績集 C, さかな, 26号, 31-34.
- 中嶋 昌紀, 藤原 建紀 (2007): 大阪湾のエスチュアリー循環流と貧酸素水塊. 沿岸海洋研究, **44**, 157-163.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2001): 有明海環境悪化機構究明と環境回復のための提言. 海の研究, **10**, 241-246.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2005): 東京国際空港再拡張事業の環境影響評価のあり方に関する見解, **14**, 601-606.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2008): 愛知県豊川水系における設楽ダム建設と河川管理に関する提言. 海の研究, **16**, 7.
- Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius and C. Revenga (2005): Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, **308**, 405-408.
- Nixon, S. W. (2003): Replacing the Nile: Are anthropogenic nutrients providing the fertility once brought to the Mediterranean by a great river? *Ambio*, **32**, 30-39.
- 野村 英明 (1995): 東京湾における水域環境構成要素の経年変化. うみ, **33**, 107-118.
- 岡本 尚, 山内 征郎 (2001): ダムの堆砂量は何によって決まるのか, 応用生態工学, 185-192.
- 西條 八束 (1997): とりもどそう豊かな海 三河湾-環境保全型開発批判 (三河湾研究会編), 千代田出版, 東京, 314 pp.
- 西條 八束 (2002): 内湾の自然史, 三河湾の再生をめざして, あるむ, 76 pp.
- 佐々木 克之 (1997a): 失われゆく三河湾の生態系. 三河湾-「環境保全型開発」批判 (三河湾研究会編), 八千代出版, 東京, 37-61.
- 佐々木 克之 (1997b): 干潟・藻場の重要な働き. 三河湾-「環境保全型開発」批判 (三河湾研究会編), 八千代出版, 東京, 173-196.
- Stanley, D. J. (1996): Nile delta: extreme case of sediment entrapment on a delta plain and consequent coastal land loss. *Mar. Geol.*, **129**, 189-195.
- Syvitski, J. P. M., C. J. Vörösmarty, A. J. Kettner and P. Green (2005): Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, **308**, 376-380.
- 田崎 和江, 国峯 由貴江, 森川 俊和, Chaerun Siti Khodjah, 浅田 隆二, 宮田 浩志郎, 脇元 理恵, 池田 頼正, 佐藤 一博, 瀬川 宏美, 小路 奈々絵, 藤沢 亜希子, 盛一 慎吾 (2003): 富山県出し平ダムの排砂ゲートから排出された黒色濁水の特徴, LAGUNA (汽水域研究), **10**, 1-17.
- Thornton, K. W., B. L. Kimmel, and F. E. Payne (2004): ダム湖の陸水学 (村上 哲生, 林裕 美子, 奥田 節夫, 西條 八束 監訳). 生物研究社, 東京, 244 pp.
- Turley, C. M. (1999): The changing Mediterranean Sea—a sensitive ecosystem? *Prog. Oceanogr.*, **44**, 387-400.
- 宇野木 早苗 (1998): 内湾の鉛直循環流量と河川流量の関係. 海の研究, **7**, 283-292.
- 宇野木 早苗 (2005): 河川事業は海をどう変えたか, 生物研究社, 東京, 116 pp.
- 宇野木 早苗, 西條 八束 (1997): 免罪符となった環境アセスメント-環境影響評価書を評価する. 三河湾-「環境保全型開発」批判 (三河湾研究会編), 八千代出版, 東京, 137-172.
- 矢作川流域委員会 (2006): 矢作川の河川環境について. 第7回委員会資料, 国交省中部地方整備局豊橋河川事務所 ([http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/yahagigawa/ryuiki-iinkai/ya.meeting/iinkai\\_shiryu.html](http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/yahagigawa/ryuiki-iinkai/ya.meeting/iinkai_shiryu.html)).
- 山本 民次, 芳川 忍, 橋本 俊也, 高杉 由, 松田 治 (2000): 広島県北部海域におけるエスチュアリー循環過程, 沿岸海洋研究, **37**, 111-118.
- 湯浅 一郎, 上嶋 英機, 橋本 英資, 山崎 宗広 (1993): 大阪湾奥部の循環流とリンの循環, 沿岸海洋研究, **31**, 93-107.