

強混合河川感潮部における物質輸送と水質変換に関する研究

二渡, 了

<https://doi.org/10.11501/3071401>

出版情報：九州大学, 1993, 博士（工学）, 論文博士
バージョン：
権利関係：

第5章 水質変換過程とそのモデル化

5.1 緒言

河川感潮部は、潮汐作用によって水質が周期的に変化し、河川水と海水との混合が行なわれる上に、順流部に比べて相対的に長い平均滞留時間をもつ水域である。このような感潮部における水質変動は、河川固有流や潮汐の影響を受けて非常に複雑になっており、微生物反応までを考慮してモデル化した研究例は少ない。また、感潮部における自然浄化機能を評価するためには、感潮部における物質循環機構を明らかにする必要がある。ここで、水域での窒素の挙動について見ると、流域市街地や田畑、下水・し尿処理施設から河川に流入するアンモニア性及び亜硝酸性窒素は栄養塩あるいは酸素消費物質として、また硝酸性窒素は栄養塩として水質汚濁に多大な影響を与えている。したがって、水域における窒素の挙動を定量的に評価できるようにすることは、水質汚濁制御において非常に重要と考えられる。しかし、感潮部では1日2回の満干潮による水位変動の他に、半月を周期とする潮相の変化(大潮、小潮)によって水流や水質が周期的に変動するため長期的な水質予測が困難となっている。

河川感潮部における窒素変換過程には、流入してきたアンモニア性窒素や亜硝酸性窒素が河道内のSSや底泥に付着する硝化菌により亜硝酸性及び硝酸性窒素へと変換される硝化過程、底泥中の無酸素部における脱窒過程がある。感潮部では塩化物イオン濃度が空間的・時間的に変化し、この変化が硝化過程に及ぼす影響も大きい。さらに、感潮部における窒素変換過程を定量的に評価するためには、反応にかかわる微生物の活性を考慮した菌体量を把握し、反応の諸係数を求める必要がある。また、感潮部での物質変換過程は長期的な変動要因の影響を受けるため、そのシミュレーションは数潮汐間連続して行わなければならない。

本章では、河川感潮部における水質変換過程として強混合河川である六角川感潮部における窒素変換過程を取り上げる。まず、5.2節では現地調査及び硝化・脱窒反応についての室内実験とモデル解析による感潮部における窒素変換過程についての検討について述べる。なお、現地調査では、一潮汐間における水質の空間的な分布の時間変動特性と半月周期での水質変化について検討する。さらに、5.3節では移動座標系で表現したシミュレーションモデルの作成、半月周期における各無機態窒素濃度の計算結果、そして現地調査結果と比較検討による感潮部における窒素変換過程の定量的な評価について述べる。

5. 2 河川感潮部における窒素変換過程

5. 2. 1 はじめに

河川感潮部における窒素の挙動について見ると、アンモニア性窒素として流入してきたものが、感潮部を流下する間に懸濁物質に付着する微生物や底泥表層部の好気的な環境下で硝化され、亜硝酸性窒素・硝酸性窒素へと変換される。さらに、底泥中の無酸素部では脱窒反応が生じている。しかし、感潮部では潮汐作用によって流れが周期的に変化する上に、塩化物イオンがこのような微生物反応に影響を及ぼしている。

ここでは、現地調査ならびに現地試料を用いた室内実験を行い、河川感潮部における硝化・脱窒の反応特性について検討する。

5. 2. 2 現地観測結果

1) 一潮汐間における変動特性

一潮汐間における水質変動特性を明らかにするための現地調査の詳細は、第3章3.3節に示したとおりであるが、ここでは、各無機態窒素の変動特性について検討する。図5-1は、河道方向のアンモニア性及び亜硝酸性、硝酸性窒素の濃度分布の一潮汐間の変化を示したものである。いずれも塩化物イオンと同様に等濃度線がほぼ鉛直になっており、これらの物質についても強混合状態になっていることが分かる。アンモニア性窒素の濃度は、上流側が高く、下流ほど低くなっている。なお、この感潮部の主な窒素負荷源には、上流市街地からの非感潮部を通してのものと河口から22.2 km上流地点にあるし尿処理場とがある。干潮時前後に河口から22.2 km上流付近でアンモニア性窒素濃度が高くなっているのは、し尿処理場からの排水によるものである。これに対し、満潮時に河口から22.2 km地点付近でアンモニア性窒素の濃度が高くなっていないのは、し尿処理場からの排水口が冠水して排水が流入しなくなるためと考えられる。また、満潮時及び干潮時に河口から5.0 km上流地点付近でもアンモニア性窒素の濃度が高くなっており、この河口付近にも負荷源があることを示している。亜硝酸性窒素では、中流部の濃度が0.2 mg/lを越えており、塩化物イオン濃度の1~2 g/lに相当するところで高くなっている。この亜硝酸性窒素の高濃度域は、アンモニア性窒素のもの下流側に位置している。また、硝酸性窒素の濃度分布では、亜硝酸性窒素のものと同様に濃度の高い部分の中流部に出現しているが、その位置は亜硝酸性窒素に比べさらに下流側になっている。

ここで、塩化物イオン濃度が感潮部水塊中での水質変化にかかわる空間的な指標になると考えられ、塩化物イオン濃度と各無機態窒素濃度との関係は図3-26(3.5節)のようになる。各無機態窒素濃度が極大となる塩化物イオン濃度は、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の順に塩化物イオ

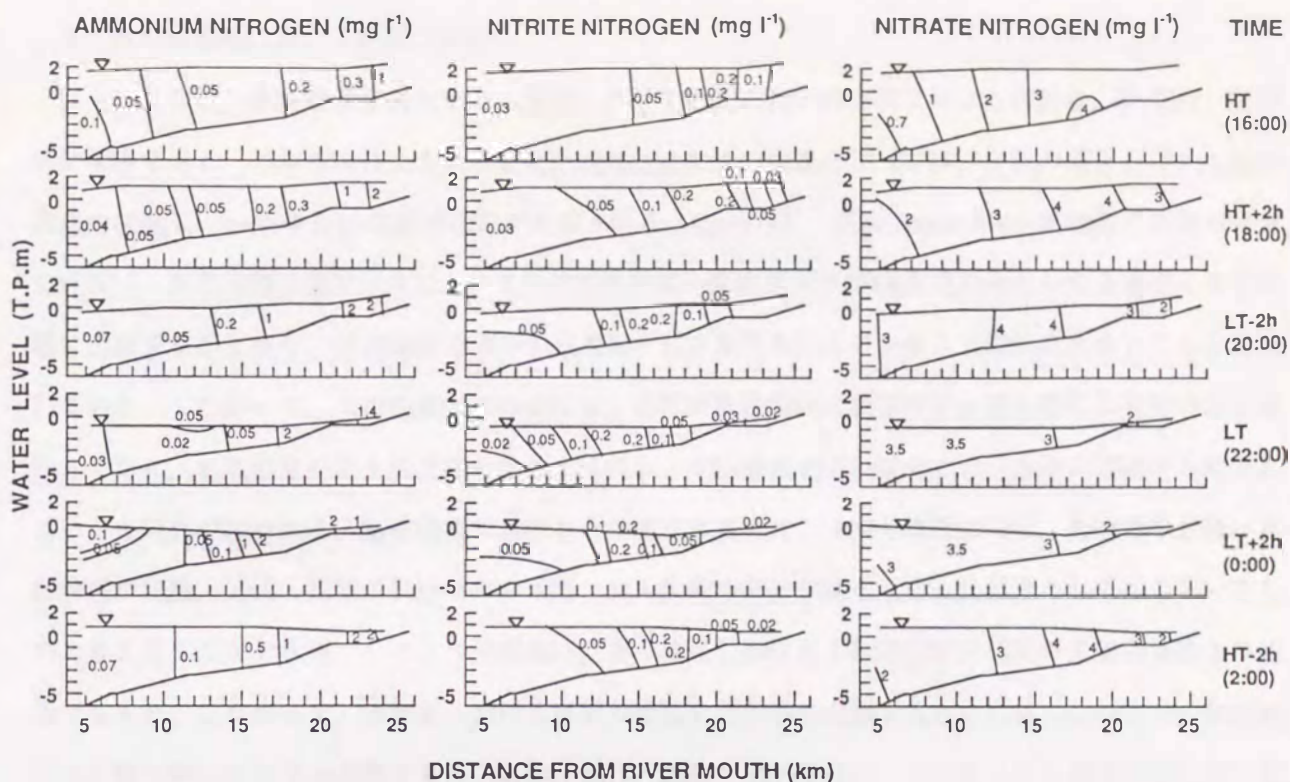


図5-1 各無機態窒素濃度の縦断分布経時変化 (第2回調査; 1983年12月27~28日)

ン濃度の高い方に移っている。これより、感潮部水塊中において上流より流入してきた汚濁水の流下とともに硝化が生じていることが分かる。また、全無機態窒素濃度は、塩化物イオン濃度の増加にともない低下する傾向にあるが、これは海水との混合や堆積底泥による脱窒が生じているためと考えられる。

このように、一潮汐間における各無機態窒素の濃度変動が空間的に生じているものの、それらの河道内水塊中での濃度分布はほぼ定まっている。したがって、塩化物イオン濃度と各無機態窒素濃度との関係より感潮部水塊中での硝化過程を示すことができる。

2) 半月周期における変動特性

続いて、半月周期における水質変化について検討する。各無機態窒素濃度の経時変化は、図3-14 (3.3節)に示したとおりであり、いずれも一潮汐間の変動が大きい。これら3態の窒素濃度の和は長期的に変化しており、流入負荷の変動が生じているものと考えられる。ここで、半月周期における塩化物イオン濃度と各態窒素濃度との関係は、図3-27に示したように、一潮汐間における硝酸性窒素での関係とほぼ同様であるのに対して、アンモニア性窒素ではばらつきが大きくなった。すなわち、硝化反応の最終的な物質である硝酸性窒素では、水塊中での濃度分布が定常的に定まっているが、アンモニア性窒素では、流入負荷の変動や反応特性の変動による影響を受けるために、水塊中での濃度分布が変化するものと考えられる。

3) 河川感潮部における窒素の挙動

以上のように、各無機態窒素といった質変化を伴う物質の河川感潮部における挙動は、時間的・空間的に複雑である。潮汐作用による水位変化が相対的に大きい強混合河川では、底泥の巻き上げや沈降が周期的に生じ、いわゆるSS高濃度水塊が形成される。Owen¹⁾は、英国 Tamar River 感潮部での現地調査を行ない、河道方向の濃度分布において亜硝酸性窒素の濃度極大値がSS濃度の極大となる地点より下流側に出現することから、SS高濃度水塊中の懸濁粒子により行われるアンモニア酸化が大きいことを示唆している。したがって、河川感潮部での硝化は、通常底泥表面付近に存在する硝化菌により行われるばかりでなく、本感潮部のように底泥の巻き上げによってSS濃度が高い場合には、水中に浮遊する粒子によっても硝化が行われる。ある時刻における各無機態窒素の河道方向の濃度分布は、長期的な水塊の移動特性の変動、硝化・脱窒の反応特性の変動、流入負荷の変動が重なり合った結果として生じているものと考えることができる。この3つの変動は、ある地点における各無機態窒素濃度の長期的な変化の要因でもある。したがって、感潮部における窒素の挙動を定量的に把握するためには、この3つの変動要因の影響を明らかにする必要がある。なお、硝化・脱窒の反応特性は、塩化物イオン濃度の相対的な変化やSS濃度の半月周期における変化による影響を受ける。

5. 2. 3 硝化反応の特性

強混合河川感潮部では河道方向に塩化物イオン濃度が指数関数的に変化するために、硝化反応に対する塩化物イオン濃度の影響を明らかにする必要がある。ここでは、感潮部における硝化過程を定量的に評価するために、塩化物イオン濃度の影響を考慮しつつ、SSと底泥における硝化菌菌体濃度を推定し、硝化反応の諸係数について実験的に検討する。

1) 塩化物イオン濃度の影響

SS及び底泥における硝化反応に対する塩化物イオン濃度の影響を明らかにするために、次のような硝化実験を行った。まず、SSによる硝化速度の検討のために、一定のSS濃度の下で、河川水と海水を適当な分量で混合して所定の塩化物イオン濃度になるようにした懸濁液を内容量4lの容器に入れ、アンモニア性窒素あるいは亜硝酸性窒素の濃度が所定の初期濃度となるように塩化アンモニウムあるいは亜硝酸ナトリウムを添加した後、暗条件で曝気を行いながら経時的に採水して各態窒素の濃度を測定した。また、底泥による硝化速度の検討のために、現地で不攪乱採取した底泥の酸化層である上部1cmの部分を容器内に入れ、所定の塩化物イオン濃度になるように調整した採取河川水と海水の混合液(SSは含まない)を満たし、SSによる硝化実験と同様にして実験を行った。なお、これらの実験は室温20℃の恒温室内

で行い、実験中のDOは飽和状態になるようにした。また、実験に用いるSS及び底泥は、河口より20.6 km上流地点において採取したものである。

まず、SSによる硝化実験においてアンモニア性窒素の初期濃度を10 mg/lとしたときの各無機態窒素濃度の経時変化を図5-2に示す。アンモニア性窒素濃度の変化をみると、アンモニア性窒素から亜硝酸性窒素への酸化過程では塩化物イオン濃度が3.28 g/lまでは塩化物イオンの影響はほとんどなく、硝化は硝化菌の増殖にともない順調に進行しているが、塩化物イオン濃度が8.1 g/lを越えると硝化がほとんど起こっていないことが分かる。亜硝酸性窒素濃度の変化では、塩化物イオン濃度が3.28 g/lより低い場合には極大値を示した後に濃度が減少しているが、塩化物イオン濃度が高くなるほど極大値は大きく、その出現する時間は遅くなっている。これは、亜硝酸性窒素から硝酸性窒素への変換過程において塩化物イオン濃度が相対的に低い場合には、アンモニア性窒素から変換された亜硝酸性窒素が直ちに硝酸性窒素に変化されるが、塩化物イオン濃度が高くなるに従い亜硝酸酸化の速度が遅くなることを示している。したがって、アンモニア性窒素から亜硝酸性窒素、硝酸性窒素への一連の酸化過程において、塩化物イオン濃度により亜硝酸酸化速度に差が生じることが分かる。なお、このときのSS濃度は0.37~0.60 g/lであったが、SS濃度がこの範囲であれば単位SS量当たりの硝化反応に大きな違いはないことを予備実験により確認している。

次に、図5-3は亜硝酸ナトリウムを添加して初期の亜硝酸性窒素濃度を10 mg/lとした場合の亜硝酸性及び硝酸性窒素の濃度の経時変化を示したものである。ここでも、アンモニア性窒素から開始した場合の変換と同じように塩化物イオン濃度が3.3 g/l以下の場合には塩化物イオンの影響をあまり受けずに硝化が進行している。しかしながら、アンモニア性窒素からの酸化過程のような塩化物イオン濃度が3.3 g/l以下の場合の酸化速度の差は生じていない。これは、亜硝酸酸化が生じ始めるまでの各塩化物イオン濃度における菌体増殖がほぼ同程度で起こることを示している。したがって、前述のアンモニア性窒素から亜硝酸性窒素、硝酸性窒素への一連の酸化過程における亜硝酸酸化速度の塩化物イオン濃度による変化は、亜硝酸酸化菌の菌体濃度の違いによるものではなく、硝化活性の差で生じているものと考えられる。なお、塩化物イオン濃度が9.1 g/lの場合にはかなり遅れて硝化が起こり、塩化物イオン濃度が15.6 g/lの場合には20日間の間に硝化はほとんど生じていない。

以上のことから、SSでのアンモニア性窒素から亜硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素から硝酸性窒素への硝化過程において塩化物イオン濃度が少なくとも8 g/l以上の場合、硝化反応を抑制する効果が大きいことがいえる。したがって、懸濁物質に付着する硝化菌は、淡水由来の種と考えられる。なお、実際の感潮部では塩化物イオン濃度が2 g/lより高いところへ流下するまでにアンモニア酸化及び亜硝酸酸化が行われており、塩化物イオンにより硝化反応が大きく抑制されることはないものと考えられる。

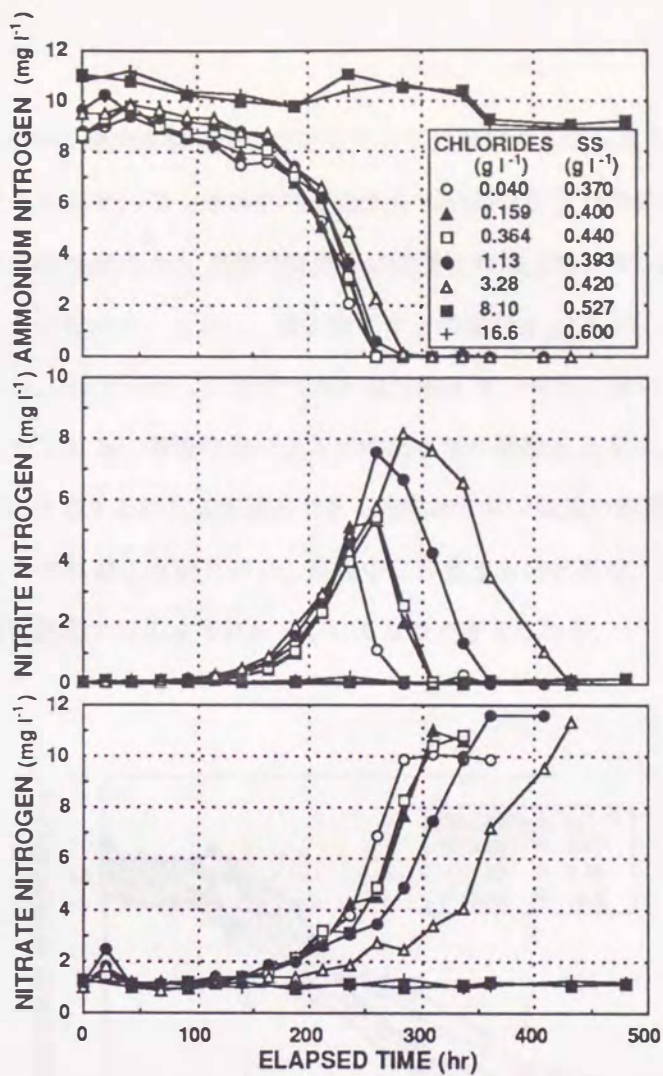


図 5-2 各無機態窒素濃度の経時変化 (SS; 塩化アンモニウム添加)

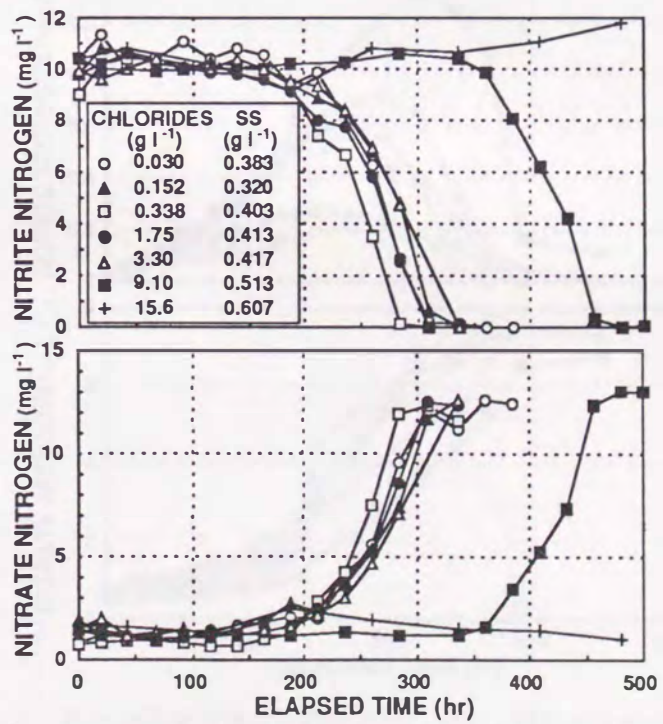


図 5-3 各無機態窒素濃度の経時変化 (SS; 亜硝酸ナトリウム添加)

図5-4には底泥を用いた硝化実験においてアンモニア性窒素の初期濃度を10 mg/lとしたときの各無機態窒素濃度の経時変化を示す。アンモニア性窒素から亜硝酸性窒素への変換に塩化物イオンはあまり影響していないが、亜硝酸性窒素から硝酸性窒素への変換では塩化物イオン濃度の違いによる反応速度の変化が生じていることが分かる。しかし、塩化物イオン濃度が8 g/lを越える場合にも硝化が生じており、底泥による硝化では、SSでの硝化に比べて高い塩化物イオン濃度においても反応抑制の効果が小さいことを示している。すなわち、潮汐作用による感潮部水塊の移動とともに、SSはほぼ水塊に従って移動するため、懸濁物質に付着する硝化菌が適応できる塩化物イオン濃度の範囲が狭くなっている。一方、底泥は河道方向にほとんど移動しないために、底泥中に存在する硝化菌は、SSに比べて相対的に広い範囲の塩化物イオン濃度に適応できるようになっているものと考えられる。

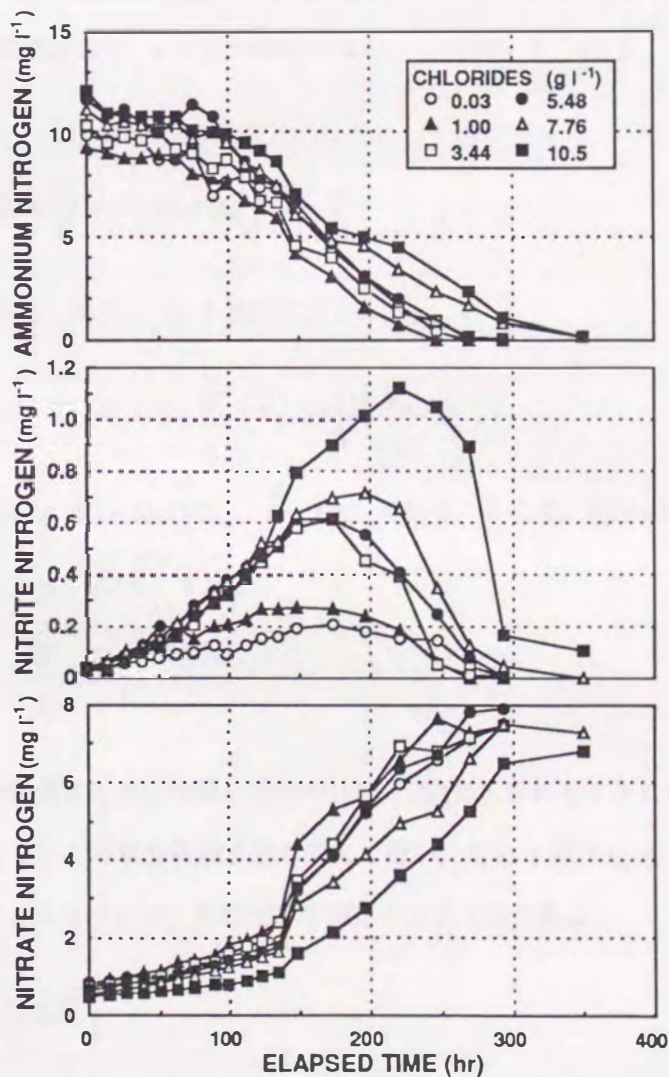


図5-4 各無機態窒素濃度の経時変化（底泥；塩化アンモニウム添加）

2) 硝化菌菌体濃度の推定

硝化反応にかかわる微生物の菌体量を把握する方法には、試料の揮発性浮遊物 (VSS) 濃度やタンパク量を測定する方法や最確数法等がある。しかし、これらの方法は、不活性な菌体までを測定するために不正確であったり、大略的な値しか得られなかったりする。ここでは、反復回分実験による活性菌体量の推定法²⁾を用いてSS及び底泥における硝化菌濃度を推定する。

硝化菌の増殖は、死滅を無視できるとして次のように示すことができる。

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{C}{K_s + C} X \quad (5.1)$$

$$X = Y(C_0 - C) + X_0 \quad (5.2)$$

ここに、 X は菌体濃度、 X_0 は初期菌体濃度、 C は基質濃度、 C_0 は初期基質濃度、 μ_{\max} は最大比増殖速度、 K_s は飽和定数、 Y は増殖収率、 t は反応時間である。したがって、式(5.1)と式(5.2)から次の解が得られる。

$$\mu_{\max} t = \frac{1}{P} \left\{ K_s \ln \frac{C_0}{C} + (P + K_s) \ln \left(\frac{P - C}{P - C_0} \right) \right\} \quad (5.3)$$

ただし、 $P = C_0 + \frac{X_0}{Y}$ である。式(5.3)を無次元化すると、

$$\mu_{\max} t = \frac{1}{1 + \bar{X}_0} \left\{ -\bar{K}_s \ln \bar{C} + (1 + \bar{X}_0 + \bar{K}_s) \ln \left(\frac{1 + \bar{X}_0 - \bar{C}}{\bar{X}_0} \right) \right\} \quad (5.4)$$

となる。ただし、 $\bar{K}_s = K_s/C_0$ 、 $\bar{X}_0 = X_0/(YC_0)$ 、 $\bar{C} = C/C_0$ である。ここで、 $\bar{K}_s \ll 1$ 、 $\bar{X}_0 \ll 1$ と仮定し、 \bar{C} が 1 に近いものと考えると、式(5.4)は、

$$\mu_{\max} t = \ln \left(\frac{1 + \bar{X}_0 - \bar{C}}{\bar{X}_0} \right) \quad (5.5)$$

となる。このように、基質濃度と反応時間の関係が式(5.5)で示されることになる。したがって、同一の初期基質濃度となるようにして回分実験を繰り返して行い、その1回目と2回目の回分実験において最大比増殖速度が一定であるとすれば、その反応時間比は次式で示される。

$$\frac{t_1}{t_2} = \frac{\ln \left(\frac{1 + \bar{X}_1 - \bar{C}}{\bar{X}_1} \right)}{\ln \left(\frac{1 + \bar{X}_2 - \bar{C}}{\bar{X}_2} \right)} \quad (5.6)$$

ただし、 $\bar{X}_2 = \bar{X}_1 + \Delta \bar{X}$ であり、 $\Delta \bar{X}$ は無次元化した菌体の増殖量である。さらに、 t_1 、 t_2 はそれぞれの

回分実験においてある基質濃度に到達するに要する反応時間である。したがって、実験ではこの仮定に矛盾しない程度に初期菌体濃度を低くし、初期基質濃度が高くなるようにして t_1 , t_2 を求めることにより、菌体濃度を推定することができる。

ここでは六角川における硝化菌濃度を推定するために、河口から 11.2 km 上流地点の上げ潮時と 17.2 km 上流地点の下げ潮時に SS を含んだ河川水を採水し、同じく 4.0 km, 20.2 km, 27.2 km 上流地点で底泥を採取して、SS と底泥を用いた硝化実験を行った。ここでの実験は、11 のメスシリンダーを用いて前述の硝化実験と同様の方法により行った。アンモニア性窒素あるいは亜硝酸性窒素の初期濃度が 10 mg/l となるように塩化アンモニウムあるいは亜硝酸ナトリウムを添加して実験を開始し、それらの濃度がほぼ 0 となった時点で再び塩化アンモニウムと亜硝酸ナトリウムを添加した。

図 5-5 に SS の場合 (17.2 km 地点、下げ潮及び 11.2 km 地点、上げ潮) の結果を示す。ここで、 t_1 及び t_2 を各々初期濃度あるいは再添加時の濃度の 1/2 となるまでの時間として反応時間比を求め、それを式 (5.6) に代入して、SS と底泥中での硝化菌濃度を推定した。その結果を他の場合を含めて表 5-1 に示す。SS のアンモニア酸化菌の濃度が 0.06~0.10 g/kg, 亜硝酸酸化菌のものが 0.002~0.004 g/kg, 底泥のアンモニア酸化菌の濃度が 0.04~0.15 g/kg, 亜硝酸酸化菌のものが 0.004~0.024 g/kg となった。SS でのアンモニア酸化菌の濃度は、亜硝酸酸化菌濃度より 1 桁ほど高く、底泥においても同様である。また、下流部の底泥中における菌体濃度は他の地点のものより 2 倍程度高い。下流部では、図 5-1 に示した

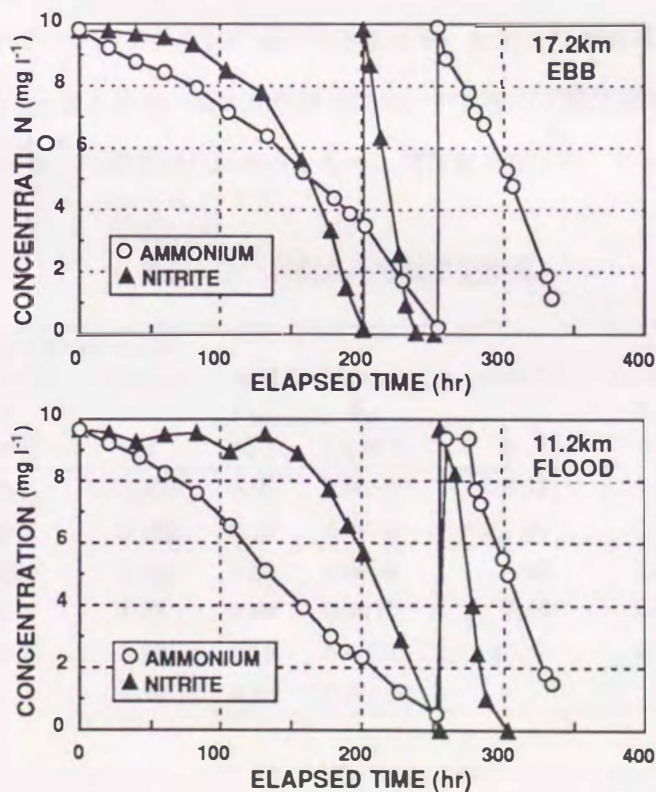


図 5-5 硝化回分実験結果 (SS)

表5-1 硝化菌濃度推定結果

sample	sampling time	point* (km)	chlorides (g l ⁻¹)	suspended solids conc. (g l ⁻¹)	ammonium oxidation			nitrite oxidation		
					reaction time t ₁ (h)	t ₂ (h)	estimated conc. (g kg ⁻¹)	reaction time t ₁ (h)	t ₂ (h)	estimated conc. (g kg ⁻¹)
SS	ebb tide	17.2	0.95	3.25	168.2	48.8	0.062	165.9	18.2	0.0037
	flood tide	11.2	4.83	2.15	143.2	47.7	0.103	209.1	18.2	0.0023
sediments	ebb tide	4.0	4.83	2.29	45.5	21.6	0.153	147.7	47.7	0.0235
			9.65		89.8	36.4	0.094	204.5	52.3	0.0114
			15.4		140.9	54.5	0.097	325.0		
	20.6	0.19	1.84	73.9	18.2	0.043	176.1	29.5	0.0057	
		0.95		55.7	15.9	0.040	168.2	25.0	0.0040	
		27.2	0.19	2.01	81.8	27.3	0.095	161.4	37.5	0.0077
	0.95		70.5	26.1	0.124	171.6	31.8	0.0046		

* distance from the river mouth.

ように水中のアンモニア性窒素濃度が中流部より高く、アンモニア性窒素が底泥より供給されている可能性がある。このために、アンモニア酸化菌の濃度が中流部よりも下流部で高くなったものと思われる。このような傾向はSSでも同様であるが、これは下流部において河床から巻き上げられたSSのアンモニア酸化菌濃度が高いためと考えられる。

3) 反応係数の推定

以上のようにして推定された硝化菌濃度を用い、モノー式の反応係数である最大比増殖速度と飽和定数を最小自乗法及びカーブ・フィッティング法により求めた。なお、解析には1)で扱った実験データを用いた。その結果を表5-2に示す。最大比増殖速度は、アンモニア酸化菌で0.36~0.7 1/d、亜硝酸酸化菌で0.36~0.60 1/dとなり、一般にいわれているものと同程度となった。アンモニア酸化菌の最大比増

表5-2 硝化反応係数推定結果

chlorides (g l ⁻¹)	suspended solids			sediments						
	ammonium oxidation μ_{max} (d ⁻¹)	K_s (kg m ⁻³)	chlorides (g l ⁻¹)	nitrite oxidation μ_{max} (d ⁻¹)	K_s (kg m ⁻³)	chlorides (g l ⁻¹)	ammonium oxidation μ_{max} (d ⁻¹)	K_s (kg m ⁻³)	nitrite oxidation μ_{max} (d ⁻¹)	K_s (kg m ⁻³)
0.040	0.70	0.0017	0.030	0.60	0.0010	0.03	0.36	0.0008	0.55	0.0006
0.159	0.70	0.0020	0.152	0.58	0.0010	1.00	0.38	0.0009	0.60	0.0003
0.364	0.70	0.0008	0.338	0.60	0.0006	5.48	0.48	0.0014	0.58	0.0006
1.13	0.60	0.0010	1.75	0.60	0.0012	7.76	0.43	0.0007	0.53	0.0014
3.28	0.60	0.0012	3.30	0.55	0.0012	10.5	0.38	0.0025	0.41	0.0011
			9.10	0.36	0.0005					

殖速度ではSSの方が底泥に比べて大きく、亜硝酸酸化菌では両者はほぼ等しくなっている。いずれの場合も塩化物イオン濃度が高くなるにしたがって最大比増殖速度が小さくなる傾向が見られる。飽和定数では塩化物イオン濃度による変化が大きくなっている。

5. 2. 4. 脱窒反応の特性

河川感潮部では、上流部において流入したアンモニア性窒素がSSや底泥により硝化され、硝酸性窒素に変換されて河口部に達する。河口部では、上層水中の硝酸性窒素が底泥中に浸透して輸送された後、有機炭素源が十分にある場合には脱窒が行われるものと考えられる。ここでは、現地感潮部における底泥中の各物質の濃度分布を調査するとともに、底泥による脱窒について解析的に検討する。

1) 底泥中の濃度分布

図5-6に六角川河口部(河口より4.0 km 上流)で採取した底泥中の溶存態物質の濃度分布を示す。なお、調査は1991年10月23日に行い、底泥を直径10 cmのコア状に採取し、所定の厚さに切断して各無機態窒素及びTOCの濃度を測定した。アンモニア性窒素の濃度は下層ほど高くなっており、嫌気条件下における有機物の分解が生じているものと考えられる。亜硝酸性窒素及び硝酸性窒素では、底泥表層より2 cm程度の深さまではそれらの存在が認められるが、それより下層では濃度がほとんど0となっている。また、底泥中の有機炭素濃度は上層河川水のものより高くなっている。これは、底泥表層部での粒子態有機炭素の加水分解によって溶存態の有機炭素が供給されているためと思われる。これらのことから、本感潮部底泥では有機炭素源が過剰にあるために、上層水中のDO濃度に応じて好気性層厚が決まり、好気性層厚が小さくなるにしたがって脱窒量が大きくなるものと考えられる。

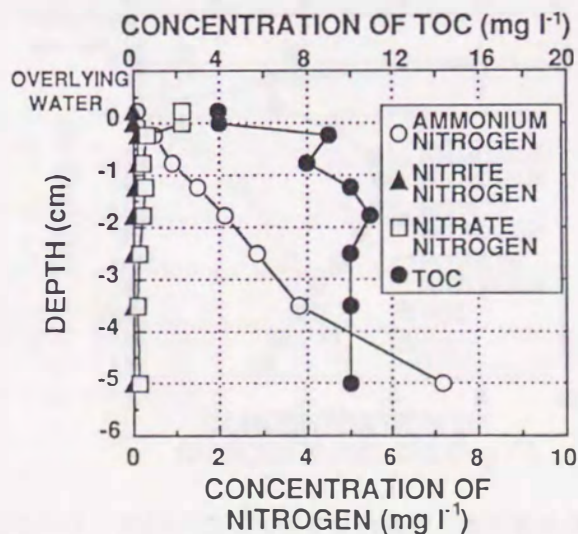


図5-6 底泥中の溶存態物質の濃度分布

2) 底泥による脱窒機能

底泥での脱窒機能について菌体濃度を考慮した物質収支モデル³⁾により検討した。このモデルは、底泥を層状に鉛直方向に分割し、物質の拡散及び微生物反応を考慮したものである。ここで対象とした物質は、溶存酸素、各無機態窒素、硫酸イオン、有機炭素(溶存態、粒子態)、そして有機窒素(溶存態、粒子態)である。また、微生物反応では、有機物酸化、アンモニア性窒素の生成・酸化、亜硝酸性窒素の酸化・還元、硝酸性窒素の還元、硫酸還元、有機炭素及び有機窒素の生成・消費をモデル化している。なお、反応速度はモノー型で表されるものとし、脱窒反応では $\{1 - C_{DO}/(K_{s,DO} + C_{DO})\}$ (ただし、 C_{DO} はDO濃度、 $K_{s,DO}$ はDOについての飽和定数) を乗じることにより、好気状態から嫌気状態になるにしたがって反応速度が増加する形で表現している。

なお、河川感潮部では懸濁物質によるアンモニウムイオンの吸脱着が、塩化物イオン濃度の相対的な変化によって生じる。しかし、本感潮部のようにアンモニア性窒素濃度が数 mg/l と低い場合には、そのアンモニウムイオンの吸脱着による影響は、底泥でのアンモニア生成に比べて相対的に小さいものと考えられる。したがって、ここではアンモニウムイオンの吸脱着による影響はないものとした。

計算格子間隔を 5 mm、時間間隔を 0.1 h とし、実測の濃度分布を初期値として与え、各濃度分布が定常となるまで計算を行った。図 5-7 に上層水の DO 濃度を 8 mg/l としたときの計算結果を示す。底泥中での各態窒素の濃度分布がほぼ再現されている。底泥中の DO 濃度は、深さ 2 cm 程度でほとんど消失しており、それより下では嫌気状態となっている。このときの C/N 比は 1 より大きく、十分脱窒可能な状態にある。

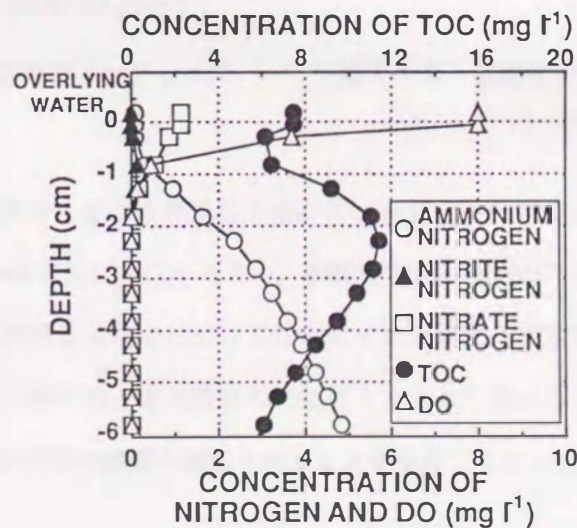


図 5-7 底泥中の溶存態物質の濃度分布計算結果

このようにして、上層水から底泥への硝酸性窒素の輸送フラックスを上層水の硝酸性窒素濃度及びDO濃度を種々に設定して求めた。図5-8に結果を示す。あるDO濃度のときに、硝酸性窒素の輸送フラックスは上層水の硝酸性窒素濃度に比例する形となっている。すなわち、硝酸性窒素の輸送フラックス F_{NO_3} ($\text{g}/\text{m}^2\text{h}$) は次式で表すことができる。

$$F_{\text{NO}_3} = \alpha_{\text{DO}} C_{\text{NO}_3} + \beta_{\text{DO}} \quad (5.7)$$

ここに、 α_{DO} 及び β_{DO} は各々上層水中の硝酸性窒素濃度と輸送フラックスとの関係を示す直線の傾きと切片であり、DO濃度の関数となる。ここで、 β_{DO} を近似的に0とし、 α_{DO} (m/h) とDO濃度 C_{DO} (mg/l) の関係を求めると、図5-9のようになる。したがって、 α_{DO} は $C_{\text{DO}} < 10 \text{ mg}/\text{l}$ の範囲において次式のようなDO濃度の2次関数で与えられる。

$$\alpha_{\text{DO}} = (0.00136 C_{\text{DO}}^2 - 0.026 C_{\text{DO}} + 0.3) \times 10^{-3} \quad (5.8)$$

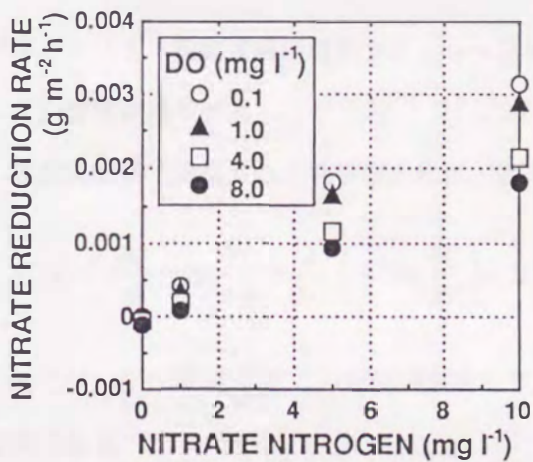


図5-8 硝酸性窒素輸送フラックス

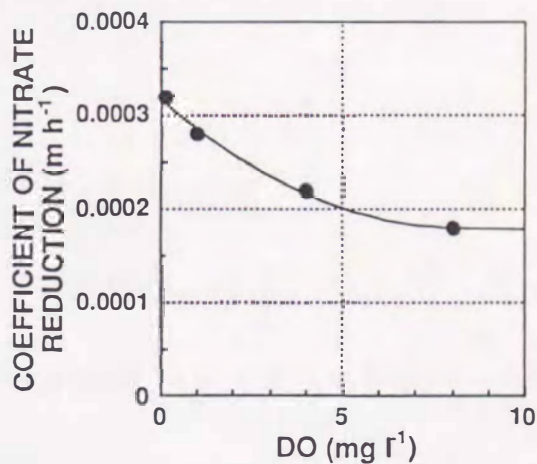


図5-9 硝酸性窒素輸送フラックス係数とDO濃度の関係

以上のように、感潮部底泥中の窒素変換過程を解析的に検討した。実際の感潮部では、上層水中の硝酸性窒素濃度及びDO濃度が時間的に変化するため、硝酸性窒素の輸送フラックスも時間的に変化するものと考えられる。しかし、感潮部水塊中における塩化物イオン濃度と硝酸性窒素濃度あるいは全無機態窒素濃度との関係において、塩化物イオン濃度の増加にともなってそれらの濃度が低下しており、底泥での脱窒のために上層水中の硝酸性窒素が輸送されることが寄与しているといえる。

5.3 窒素変換過程のシミュレーション

5.3.1 はじめに

河川感潮部での物質変換過程は長期的な変動要因の影響を受けるため、そのシミュレーションは数潮汐間連続して行う必要がある。しかし、感潮部での物質収支を一般的な固定座標系で計算すると、移流項の差分化に起因する数値拡散のため誤差が大きくなり、長期間の計算が困難となる。そこで、第4章4.4節で述べたように物質収支式をラグランジュ的な移動座標系での表現に改めて移流項を消去することにより、数値拡散による影響を減少させることができ、長期的な計算が可能となる。

ここでは、感潮部における窒素の挙動を明らかにするために、移動座標系で表現したシミュレーションモデルを用い、半月周期における各無機態窒素濃度の計算を行う。そして、現地調査結果と比較検討し、感潮部における窒素変換過程を定量的に評価する。なお、計算の対象とする物質は、塩化物イオン、SS、各無機態窒素であるが、ここでの塩化物イオン濃度及びSS濃度の計算方法が第4章4.4節と異なる点は、六角川本川のみを対象としていること、分割水塊の水量を細分化していることである。

5.3.2 窒素変換過程のシミュレーションモデル

1) 窒素変換モデル

移動座標系で表現された物質収支式は、次式で表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + Q_r \frac{\partial C}{\partial V} = \frac{\partial}{\partial V} \left\{ A^2 D_L \frac{\partial C}{\partial V} \right\} + \sum S_i(C_i) \quad (5.9)$$

ここに、Cは物質濃度、 Q_r は河川固有流量、 D_L は移流分散係数、 $S_i(C_i)$ はiなる物質からの内部変換速度である。

河川感潮部における窒素変換過程には、流入してきたアンモニア性窒素が河道内のSSや底泥に付着する硝化菌により亜硝酸性及び硝酸性窒素へと変化する硝化過程、底泥中の無酸素部における脱窒過程、アンモニウムイオンの懸濁物質による吸脱着がある。硝化過程のアンモニア酸化及び亜硝酸酸化において、水中のSS濃度が上昇するとき、SSを構成する有機物の酸化によってDOが消費されるために硝化が抑制されるので、このDO濃度の影響を考慮する。ただし、アンモニアの生成はわずかなため考えないこととする。したがって、アンモニア酸化及び亜硝酸酸化の反応速度 R_{NH_4} 、 R_{NO_2} は次のように表されると仮定する。

アンモニア酸化：

$$R_{NH_4} = \frac{1}{Y_a} \mu_{max, a1} \frac{C_{NH_4}}{K_{S, a1} + C_{NH_4}} \frac{C_{DO}}{K_{DO} + C_{DO}} X_{a1} C_{SS} + \frac{1}{Y_a} \mu_{max, a2} \frac{C_{NH_4}}{K_{S, a2} + C_{NH_4}} X_{a2} C_{SED} \quad (5.10)$$

亜硝酸酸化：

$$R_{NO_2} = \frac{1}{Y_b} \mu_{\max b1} \frac{C_{NO_2}}{K_{Sb1} + C_{NO_2}} \frac{C_{DO}}{K_{DO} + C_{DO}} X_{b1} C_{SS} + \frac{1}{Y_b} \mu_{\max b2} \frac{C_{NO_2}}{K_{Sb2} + C_{NO_2}} X_{b2} C_{SED} \quad (5.11)$$

ここに、 C_i は i 物質の濃度、 K_s は飽和定数、 K_{DO} は DO 消費についての飽和定数、 Y は増殖収率、 X は単位 SS 量当たりの菌体濃度、 μ_{\max} は最大比増殖速度であり、添字は、 a がアンモニア酸化、 b が亜硝酸酸化、 1 が SS、 2 が底泥を示す。なお、 C_{SED} は単位面積当たりの SS 量を一定として与え、各時刻各断面の径深で除して濃度に換算する。また、アンモニア酸化菌及び亜硝酸酸化菌の菌体収支式は、菌体の死滅を考慮すると次のようになる。

$$\frac{\partial X_{a1}}{\partial t} = \mu_{\max a1} \frac{C_{NH_4}}{K_{Sa1} + C_{NH_4}} \frac{C_{DO}}{K_{DO} + C_{DO}} X_{a1} C_{SS} - K_{da} X_{a1} C_{SS} \quad (5.12)$$

$$\frac{\partial X_{a2}}{\partial t} = \mu_{\max a2} \frac{C_{NH_4}}{K_{Sa2} + C_{NH_4}} X_{a2} C_{SED} - K_{da} X_{a2} C_{SED} \quad (5.13)$$

$$\frac{\partial X_{b1}}{\partial t} = \mu_{\max b1} \frac{C_{NO_2}}{K_{Sb1} + C_{NO_2}} \frac{C_{DO}}{K_{DO} + C_{DO}} X_{b1} C_{SS} - K_{db} X_{b1} C_{SS} \quad (5.14)$$

$$\frac{\partial X_{b2}}{\partial t} = \mu_{\max b2} \frac{C_{NO_2}}{K_{Sb2} + C_{NO_2}} X_{b2} C_{SED} - K_{db} X_{b2} C_{SED} \quad (5.15)$$

ここに、 K_d は死滅係数である。

硝酸性窒素の輸送フラックスは、塩化物イオン濃度の相対的な変化による影響を受けることも考えられるが、ここではその影響が上層水中の硝酸性窒素の濃度変化による影響に比べて小さいとして考えないこととする。したがって、式(5.9)の右辺第2項の反応項は、各無機態窒素についてそれぞれ次のようになる。

$$\Sigma S_{NH_4} = -R_{NH_4} \quad (5.16)$$

$$\Sigma S_{NO_2} = R_{NH_4} - R_{NO_2} \quad (5.17)$$

$$\Sigma S_{NO_3} = R_{NO_2} - F_{NO_3} \frac{\Delta X}{\Delta V} \quad (5.18)$$

ただし、 ΔX は ΔV に対応する固定座標上の分割距離である。

2) 計算条件

(a) 硝化反応の係数

硝化過程の動力学的な反応係数である最大比増殖速度と飽和定数をそれぞれ SS 及び底泥について塩化

物イオン濃度の関数で与えることにし、SS及び底泥での硝化菌の菌体濃度を現地底泥を用いた実験結果に基づいて与える。表5-3に計算に用いた諸係数の値を示す。ここで、SS及び底泥における菌体濃度は常に一定としたが、これは、菌体の死滅を考慮しているために、菌体濃度がほぼ定常であると考えたからである。また、亜硝酸酸化菌の濃度は、アンモニア酸化菌のものにそれらの増殖収率の比を乗じたものである。最大比増殖速度に対する温度の影響は、文献値⁴⁾を参考にして適用した。なお、水温は、計算期間中の水温変化や空間的な分布がないものとして、10℃に設定した。

表5-3 計算に用いた反応係数と硝化菌菌体濃度

kinetic parameters		ammonium oxidization	nitrite oxidization
growth yield coefficient	Y	0.098	0.017
maximum specific growth rate*	μ_{\max} (d ⁻¹)	0.36 - 0.70	0.36 - 0.60
saturation constant in bacteria*	K_s (kg m ⁻³)	0.0005 - 0.002	0.0003 - 0.0025
saturation constant in DO	K_{DO} (kg m ⁻³)	0.0013	0.0013
death constant	K_d (d ⁻¹)	0.05	0.05
temperature constant**	β_T (°C ⁻¹)	0.0413	0.0255
bacteria concentration in SS	X_1 (g kg ⁻¹)	0.05	0.0087***
bacteria concentration in sediments	X_2 (g kg ⁻¹)	0.025	0.0043***

* these are the functions of chlorides according to the experimental results.

** $\mu_{\max T} = \mu_{\max 20} 10^{\beta_T (T - 20)}$ where, $\mu_{\max T}$ and $\mu_{\max 20}$ are the maximum specific growth rates at the temperature of T and 20 °C, respectively, and T is the temperature.

*** these figures are multiplied the bacteria concentrations of ammonium oxidization by the ratio of growth yield coefficients (Y_b / Y_n).

(b) 脱窒による硝酸性窒素の輸送フラックスとDO濃度

底泥中における脱窒による硝酸性窒素の輸送フラックスは、上層水中の硝酸性窒素濃度及びDO濃度の関数となり、式(5.7)で表される。また、その係数 α_{DO} はDO濃度の関数として実験的に式(5.8)で示される。

ここで、DO濃度は、DOについての物質収支式を解くのではなく、SS濃度との関係で与えることにする。すなわち、感潮部河川水のDO濃度は、主として再曝気と酸素消費の影響を受けるが、本感潮部ではSS濃度が高くなったときにBOD₅も高くなるといった関連が見られ、SSを構成する有機物の酸化によるDOの消費が支配的であると考えられる。図5-10に一潮汐間の調査時(1983年12月27~28日実施)におけるSS濃度とDO濃度の関係を示す。SS濃度の上昇に伴って、DO濃度は減少している。したがって、両者の関係は、次式のようなになる。

$$C_{SS} \leq 2.3 \text{ [g/l] のとき} \quad C_{DO} = -0.52 C_{SS} + 7.5 \text{ [mg/l]} \quad (5.19)$$

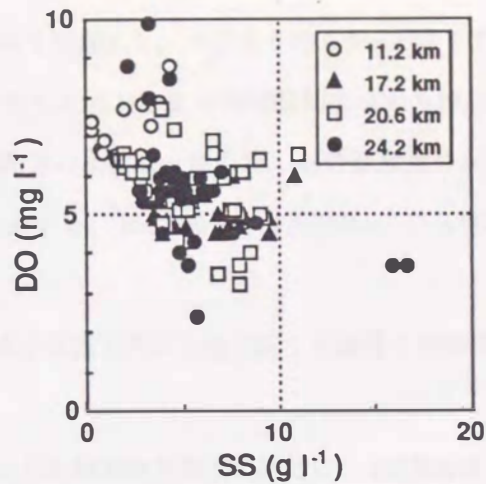


図 5-10 SS濃度とDO濃度の関係 (1983年12月27~28日)

$$2.3 < C_{ss} \leq 12.0 \text{ [g/l]} \text{ のとき} \quad C_{DO} = -0.268 C_{ss} + 6.92 \text{ [mg/l]} \quad (5.20)$$

$$C_{ss} \geq 12.0 \text{ [g/l]} \text{ のとき} \quad C_{DO} = 3.7 \text{ [mg/l]} \quad (5.21)$$

(c) 流入負荷

負荷の流入は常に一定とするのではなく、各流入地点の水位変化に応じて与えることにする。すなわち、水位がある設定水位より低いときは単位時間当たりの負荷量が流入し、上げ潮時に水位が設定水位より高くなったときには感潮部への流入が停止し、その間流入負荷が蓄積され、さらに下げ潮に反転した後は、設定水位になるまでその蓄積した負荷が水位の減少分に応じて流入するようにする。ただし、各負荷流入地点での1日当たりの流入負荷量は長期的には変わらないものとする。

また、汚濁負荷の流入点とその負荷量は、現地調査結果ならびに流域の主要な負荷原を考慮して定めた。表5-4に設定した流入負荷を示す。最下流の負荷流入点を河口より9.6 km上流地点としたが、そこでは下流河口部付近での底泥からのアンモニア性窒素の供給が考えられたため、周辺流域からの負荷にこの分を加えてアンモニア性窒素の負荷量を設定した。

表5-4 設定した流入負荷

points* (km)	9.6	16.0	22.2	26.5
loading rates of				
ammonium nitrogen (kg d ⁻¹)	300	20	30	30
nitrite nitrogen (kg d ⁻¹)	1	1	1	5
nitrate nitrogen (kg d ⁻¹)	30	350	30	30

* distance from the river mouth.

3) 計算結果

計算領域は、六角川本川のみを対象とし、河口より29.6 km 上流までとした。また、計算期間は、現地調査を行った1988年11月27日から12月16日までの20日間すなわち27,540分間とした。まず、水量の計算を行い、その結果をもとに所定の水塊に分割した。各分割水塊の水量は、2,500 m³、5,000 m³、10,000 m³、20,000 m³、40,000 m³、80,000 m³、160,000 m³、320,000 m³の8種類とし、それぞれ5~10個を設定した。

計算の初期条件は、採水地点を河道方向に9地点配した調査を計算開始時刻に合わせて行い、その結果に基づいて設定した。

図5-11、12及び13に各無機態窒素濃度の経時変化(観測結果及び計算結果)を示す。

図5-11に示すアンモニア性窒素の観測結果では、いずれの地点においても観測値の変動が大きく、一潮汐間での変動特性が大潮~小潮周期において変化している。この原因には、SS濃度の長期的な変化によって硝化量が変化することの他に、流入負荷量に経日的な変動があったものと思われる。一方、計算結果では17.2 km 地点及び11.2 km 地点での一潮汐間の濃度変動幅が長期的に変化している。下流側11.2 km 地点では、大潮時前後(20,000分以降)ではSS濃度の上昇により硝化量が小潮時に比べ増加するの、アンモニア性窒素濃度が低くならなければならないはずであるが、計算結果ではそうになっていない。これは、大潮時には塩化物イオン濃度も高くなるために、その塩化物イオン濃度の硝化に対する阻害の影

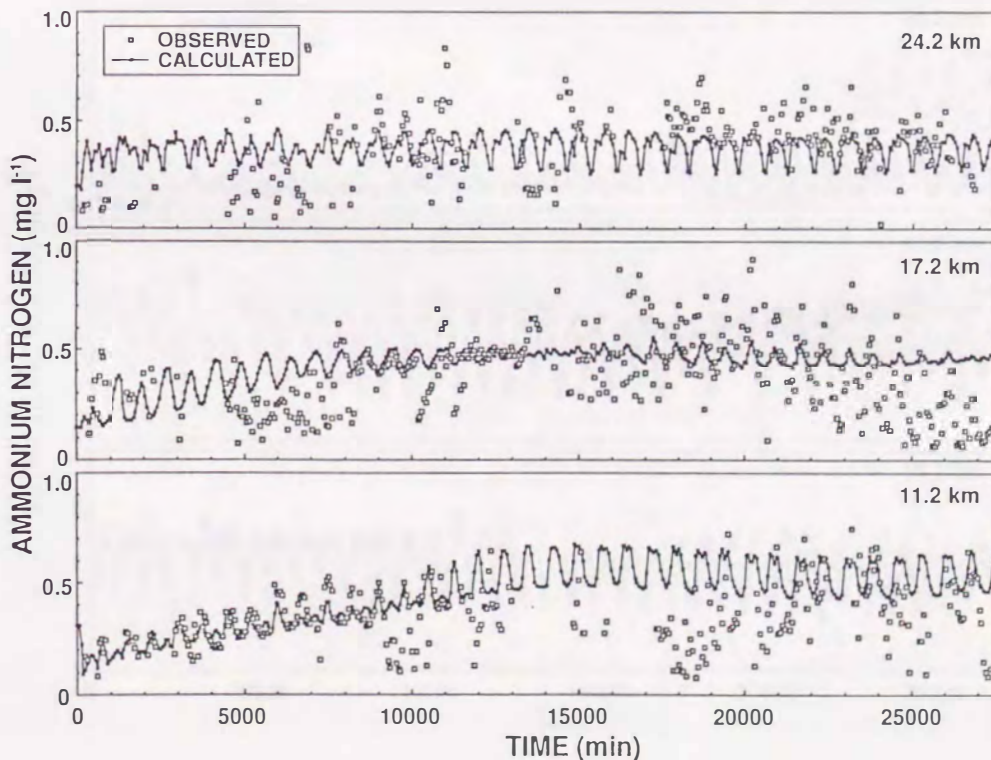


図5-11 アンモニア性窒素濃度の経時変化(観測結果及び計算結果)

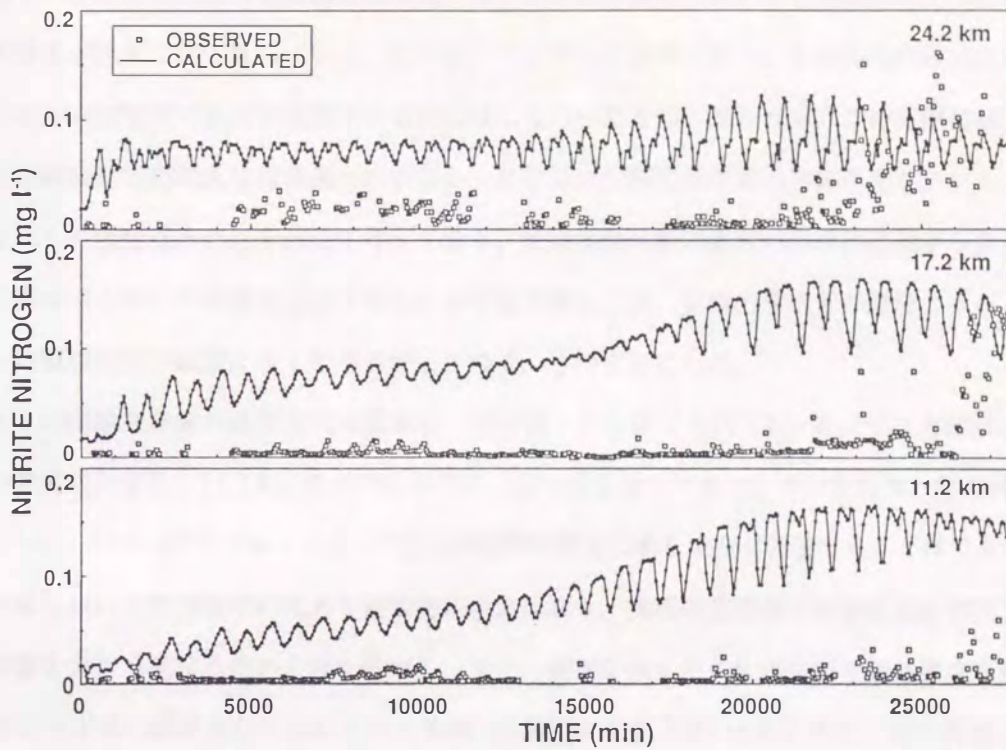


図 5 - 1 2 亜硝酸性窒素濃度の経時変化 (観測結果及び計算結果)

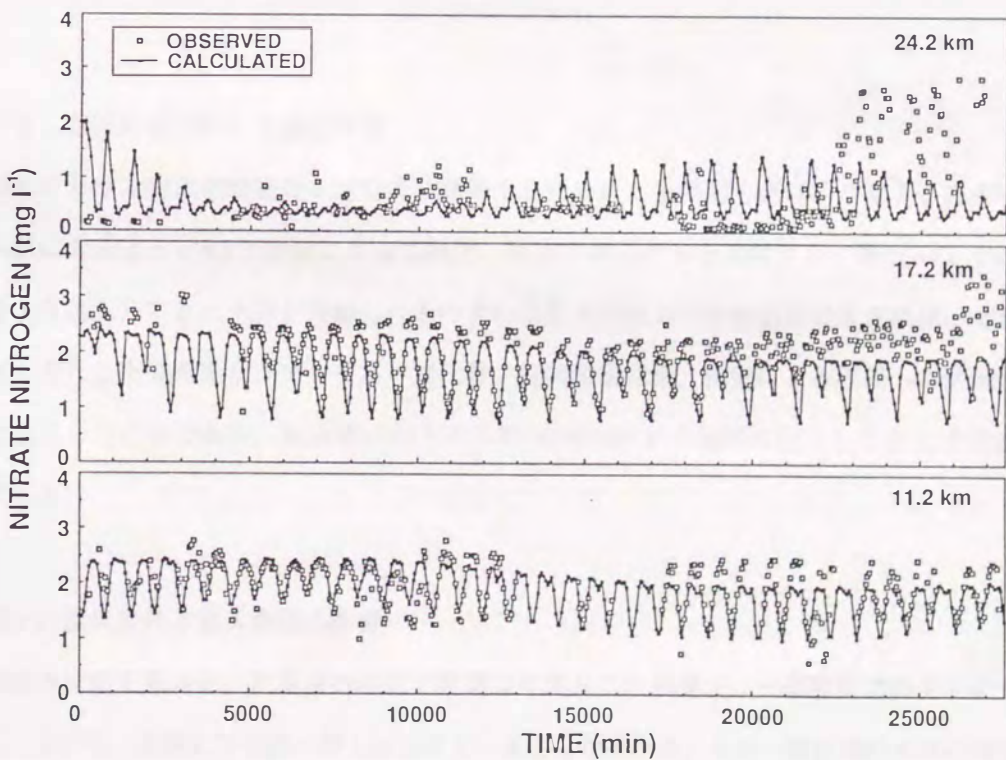


図 5 - 1 3 硝酸性窒素濃度の経時変化 (観測結果及び計算結果)

響が相対的に大きくなったことによる。

次に、図5-12の亜硝酸性窒素濃度の変化では、いずれの地点においても観測値に比べ計算値の方が高く、計算濃度が徐々に高くなっている。これは、アンモニア酸化に比べて亜硝酸酸化の反応速度が小さく、硝化反応の中間物質である亜硝酸性窒素が蓄積していったものと思われる。この原因には、実験により得られた亜硝酸酸化の最大比増殖速度が小さかったことや亜硝酸酸化菌の菌体濃度をアンモニア酸化菌のものにそれらの増殖収率の比を乗じて与えており、亜硝酸酸化菌の濃度が相対的に低かったことが考えられる。計算時にこれらの係数を調整することも可能であったが、亜硝酸性窒素の濃度のオーダーがアンモニア性・硝酸性窒素の濃度より1桁小さかったので、そのままにした。

図5-13の硝酸性窒素の濃度変化を見ると、観測値・計算値とも17.2 km 地点では各周期の満潮時に各周期での濃度極大値を、11.2 km 地点では満潮時に極小値を示しており、ほぼ良好な一致が得られた。

以上のように、今回の計算ではアンモニア性窒素濃度の観測結果を完全に再現することはできなかった。これは、計算において汚濁負荷の流入を定常的に与えており、実際の感潮部での濃度変動が流入負荷の変動による影響を大きく受けるためと考えられる。また、実験結果を基に反応係数や菌体濃度を設定したために、亜硝酸性窒素の濃度変化においてその蓄積(長期的な濃度上昇)が見られた。室内実験と実際の感潮部での諸条件の相違を考慮して、反応係数等を修正することも必要であろう。しかしながら、細部では問題はあるものの全体としては感潮部における各無機態窒素濃度の長期的な変動傾向をほぼ再現することができた。

5. 3. 3 窒素変換過程の定量的評価

河川感潮部における窒素変換過程を定量的に評価するために、感潮部上流端より流入した水塊が感潮部を流下する間にどのようにSSと底泥によって硝化・脱窒されるのかを検討する。図5-14は、計算領域の上流端より流入してきた水塊を追跡し、その重心位置と水塊中の各無機態窒素の濃度、そして30分間にその水塊へ流入した負荷量及びアンモニア酸化量、亜硝酸酸化量、脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送量を濃度表示したものであり、計算開始時と6日目(8,640分)の小潮時に流入してきた水塊について示したものである。

1) 水塊中の濃度変化と流入負荷の影響

まず、水塊の位置を見ると、計算開始時に上流端より流入した水塊が、一潮汐間での上下流方向への移動を繰り返しながら、次第に下流側へ押し流されていることが分かる。その一潮汐間の水塊の移動距離は、空間的な位置が異なるので厳密な比較にはならないが、小潮時には約5 km、大潮時には約10 kmである。

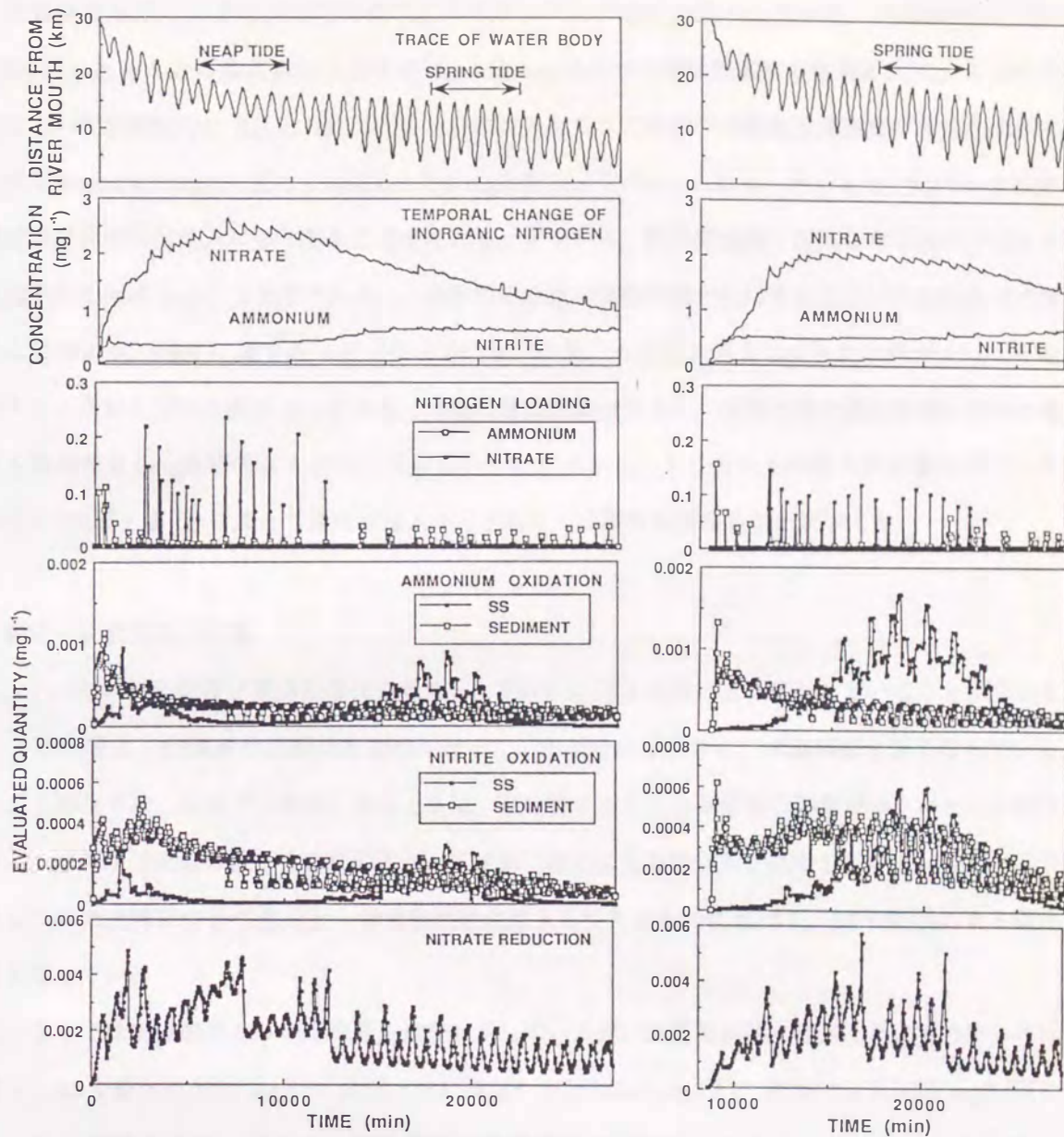


図5-14 水塊の重心位置と水塊中の各無機態窒素の濃度，30分間当たりの流入負荷量及びアンモニア酸化量，亜硝酸酸化量，脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送量

水塊中の各無機態窒素の濃度では，アンモニア性・亜硝酸性窒素があまり変化していないのに対して，硝酸性窒素は大きく変化している。計算開始時に流入した水塊のアンモニア性窒素では，12,000分位までの水塊が上流部にあるときには，その濃度は0.3 mg/lである。その後水塊が下流部に達し，河口より9.6 km 上流地点での負荷が流入するようになってくると，0.5 mg/l まで濃度が上昇してきている。一方，6日目に流入してきた水塊では，12,000分以降も水塊がまだ9.6 km 地点の負荷流入点に達していないため，濃度は上昇していない。

計算開始時に流入した水塊の硝酸性窒素の濃度は，8,000分位に水塊が河口より15 km 上流付近にある

ときに最高濃度を示し、その後水塊の流下にもなってその濃度は低下している。水塊が河口より 15 km 上流付近にあるときに最高濃度を示すのは、16.0 km 地点での硝酸性窒素の負荷流入によるものである。ここで、計算開始時に流入した水塊と 6 日目に流入してきた水塊の硝酸性窒素濃度の変化を比較すると、前者では最大 2.5 mg/l、後者では同じく 2.0 mg/l となっている。これは、河口より 16.0 km 上流地点での硝酸性窒素の負荷流入による影響と考えられる。すなわち、計算開始時に流入した水塊が 16.0 km 地点を通過するときはちょうど小潮であり、一潮汐間の水塊の移動距離が相対的に小さいためにその水塊に流入する負荷が 0.2 mg/l に達するほどになっている。一方、6 日目に流入してきた水塊が 16.0 km 地点を通過するときはすでに大潮になっており、水塊の移動距離が大きく、移動速度が速いためにその水塊に流入する負荷が 0.1 mg/l 程度にしかなくなっている。したがって、1 日当たりの流入負荷量は同じでも、流況の違い (大潮・小潮) によって負荷が流入する水塊中での濃度は異なることがいえる。

2) 硝化・脱窒反応の影響

次に、アンモニア酸化及び亜硝酸酸化を見ると、それらは SS と底泥により行われていることが分かる。SS による硝化量は、SS 濃度の長期的な変化に伴って、小潮時には小さく、大潮時に大きくなっている。底泥による硝化では、水塊が上流側にあるときは、塩化物イオンによる阻害の影響が小さいために硝化量が大きく、水塊が下流側に流下するにしたがって次第に底泥による硝化量が減少している。なお、6 日目に流入してきた水塊について見ると、計算開始時に流入してきたものに比べて、SS や底泥による硝化量が大きくなっている。

図 5-14 では 30 分間当たりの酸化量を濃度表示しているが、計算開始時に流入した水塊のアンモニア酸化量は、SS で最大 0.0009 mg/l (1 日当たりに換算すると 0.043 mg/l d)、底泥では 0.0003 mg/l (同じく 0.014 mg/l d) 程度であり、アンモニア性窒素の濃度低下にはほとんど寄与していない。すなわち、15,000 分以降アンモニア性窒素の濃度がほとんど変わらないのは、その水塊への流入負荷とアンモニア酸化がほぼ同程度になっているためと考えられる。一方、6 日目に流入してきた水塊では、SS によるアンモニア酸化量は最大 0.0017 mg/l (同じく 0.082 mg/l d) となっており、計算開始時に流入した水塊に比べて塩化物イオン濃度が低いこと、SS 濃度が高いことによるものと考えられる。亜硝酸酸化においても 6 日目に流入してきた水塊の方の酸化量が大きく、同様のことがいえる。

脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送量は半日毎の周期的な変化を示している。計算では硝酸性窒素の単位面積当たりの輸送フラックスを上層水中の硝酸性窒素濃度と DO 濃度の関数で与えているが、硝酸性窒素の濃度は各周期においてあまり変化していないので、水塊の位置によって水深が異なり、底泥への硝酸性窒素の輸送が生じる面積が変化する影響と考えられる。

ここで、計算開始時に流入した水塊の小潮及び大潮の下げ潮時にSS濃度が極大となった時刻におけるその水塊のSS濃度及び各無機態窒素の濃度、ならびにアンモニア酸化、亜硝酸酸化及び脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送の各速度を求めると、表5-5のようになる。大潮時のSS濃度は、小潮時のものに比べかなり大きくなっている。アンモニア性・亜硝酸性窒素の濃度は、水塊が下流側に達した大潮時の方が高くなっているが、硝酸性窒素は大潮時の方が低くなっている。これは、水塊への負荷流入及び各反応が空間的に異なるからである。アンモニア酸化・亜硝酸酸化の速度について見ると、底泥では小潮・大潮でそれほど変わらないのに対し、SSでは大潮時の方が小潮時より1桁大きくなっている。これは、SS濃度の変化によるものである。脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送速度は、硝化速度に比べ1~2桁大きくなっている。

表5-5 水塊のSS及び各無機態窒素の濃度、ならびにアンモニア酸化、亜硝酸酸化及び脱窒による底泥への硝酸性窒素の輸送の各速度

		neap tide (8,700 min)	spring tide (18,510 min)
concentrations			
suspended solids (g l ⁻¹)		0.100	2.70
ammonium nitrogen (mg l ⁻¹)		0.379	0.655
nitrite nitrogen (mg l ⁻¹)		0.0572	0.106
nitrate nitrogen (mg l ⁻¹)		2.40	1.58
rates			
ammonium oxidation	SS	0.00185	0.0432
(mg l ⁻¹ d ⁻¹)	sediments	0.00468	0.00490
nitrite oxidation	SS	0.000363	0.0137
(mg l ⁻¹ d ⁻¹)	sediments	0.00442	0.00372
nitrate reduction (mg l ⁻¹ d ⁻¹)		0.113	0.0639

水塊中の硝酸性窒素の濃度低下に対する底泥への硝酸性窒素の輸送による寄与は、次のように概算できる。例えば、計算開始時に流入した水塊の15,000~20,000分間において、30分間当たりの底泥への硝酸性窒素の輸送量を平均的に0.0015 mg/lとすると、同時間で0.25 mg/lの硝酸性窒素の濃度低下となる。同時間での水塊中の硝酸性窒素の濃度変化は0.25 mg/lであり、底泥への硝酸性窒素の輸送量とほぼ一致する。なお、亜硝酸酸化による硝酸性窒素濃度変化への寄与は、その間の亜硝酸酸化量をSSと底泥合わせて30分間当たり0.0002 mg/lとすると、同時間で0.03 mg/lの濃度増加となる。したがって、この分が硝酸性窒素濃度の低い海水との混合による濃度低下、すなわち硝酸性窒素の海域への輸送と考えられる。これらのことより、水塊中の硝酸性窒素の濃度低下には、底泥での脱窒による硝酸性窒素の輸送が大きく寄与しているといえる。

3) 河川感潮部での窒素循環とその制御

水域における水質汚濁制御・管理のためには、各水域での自然浄化能力がどの程度あるのかを把握することが重要である⁹⁾。しかし、河川感潮部のように流況の変化が相対的に大きな水域での自然浄化能力を定量的に把握することは、場の非定常性のためにより困難となっている。本研究では、硝化・脱窒反応を考慮したシミュレーションモデルを作成して、感潮部における窒素変換過程を定量的に検討した。その結果、河道内のSSや底泥表層部での硝化反応、そして本感潮部のように底泥中に有機炭素源が豊富にある場合には、底泥中の無酸素部における脱窒反応が生じていることが示された。また、今回計算を行ったのは冬の比較的水温が低い時期であったにもかかわらず、硝化・脱窒反応が速やかに生じていた。したがって、感潮部での窒素循環に関する自然浄化能力はかなり高いといえる。しかしながら、今回の計算では流域からの負荷流入の全量を正確に把握していなかったために、部分的に負荷流入点及び流入負荷量を与えざるを得なかった。表5-4に示したアンモニア性窒素の流入負荷について見ると、9.6 km 地点を除いた負荷の合計は 80 kg/d となる。流域の規模や土地利用状況から見てほぼ妥当な値といえる。これに対し、9.6 km 地点での流入負荷は 300 kg/d であり、かなり大きい。ここでは、負荷流入点を河口から 9.6 km 上流地点としたが、河口部付近の底泥からアンモニウムイオンの溶出が生じている可能性が考えられる。

河川感潮部での窒素除去とくに硝酸性窒素の除去には、底泥中の無酸素部での脱窒が大きく寄与していることを示したが、そこでの脱窒は底泥表層 2 cm 程度までのところで生じている。したがって、感潮部での窒素除去機能をさらに強化するためには、式(5.7)、(5.18)からも明らかなように、①硝酸性窒素濃度の高いときに脱窒させること、②底泥への輸送フラックスを増すために底泥表面積を拡大させることが有効と考えられる。

5. 4 結語

本章では、強混合河川感潮部における窒素変換過程について、現地調査ならびに室内実験を通して検討した。また、感潮部における窒素変換過程についてのシミュレーションモデルを作成し、半月周期にわたる各無機態窒素の濃度計算を行った。まず、現地調査ならびに室内実験を通しての検討より得られた結論をまとめると次のようになる。

- (1) 塩化物イオン濃度と各無機態窒素濃度との関係において、各無機態窒素濃度が極大となる塩化物イオン濃度がアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の順に塩化物イオン濃度の高いほうへずれていることは、感潮部において硝化反応が生じていることを示している。

- (2) SSによる硝化過程では、塩化物イオン濃度が 8 g/l 以上になると反応が抑制される。しかし、底泥の場合では、高塩化物イオン濃度による反応抑制の効果はSSの場合に比べて小さい。
- (3) アンモニア酸化菌の菌体濃度は、亜硝酸酸化菌のものより1桁大きく、塩化物イオン濃度が高くなるにしたがって最大比増殖速度は小さくなる。
- (4) 河口部底泥における脱窒による水中の硝酸性窒素の輸送フラックスは、上層水の硝酸性窒素濃度とDO濃度の関数となる。

今回作成した窒素変換過程のシミュレーションモデルでは、基礎式を移動座標系で表現することにより、数値拡散を減少することができ、その結果長期的な計算が可能となった。このシミュレーションモデルを用いた濃度計算結果より、河川感潮部での窒素変換過程について次のようなことが明らかとなった。

- (5) SS濃度の半月周期における変化に伴って、SSによる硝化も、小潮時には小さく、大潮時には大きくなる。
- (6) 1日当たりの流入負荷量は変わらなくても、流況の半月周期における変化によって、水塊中での窒素濃度に対する影響は異なる。
- (7) 底泥での脱窒のための上層水中の硝酸性窒素の輸送量は、空間的に変化する。また、水塊中の硝酸性窒素の濃度低下には、底泥での脱窒による上層水中の硝酸性窒素の輸送が大きく寄与する。

参考文献

- 1) Owens, N.J.P.: Estuarine nitrification: A naturally occurring fluidized bed reaction?, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 22, pp.31~44, 1986.
- 2) Furumai, T., Matsunaga, T., Futawatari, T. and Kusuda, T.: Estimation of nitrification activity in a tidal river sediment, Proc. of 2nd IAWPRC Asian Conference on Water Pollution Control, pp.81~87, 1988.
- 3) 永友功一・大石京子・楠田哲也: 感潮河川底泥部における物質変換のモデル化と脱窒機能の評価, 土木学会第47回年次学術講演会講演概要集第2部, pp.920~921, 1992.
- 4) Knowles, G., Downing, A.L. and Barrett, M.J.: Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer, J. Gen. Microbiol., Vol.38, pp.263~278, 1965.
- 5) 宗宮功編著: 自然の浄化機構, 技法堂出版, pp.1~37, 1990.

第6章 河川感潮部における水質環境管理

6.1 水質環境管理の基本的考え方

水域における水環境の制御・管理は、その水域の諸機能を維持するために、各水域の特性に応じて行われる。河川の場合、その管理は従来より治水・利水を中心として行われてきたが、近年では親水・景観等の河川環境としての機能の保全と創造も行われている。このような河川のもつ各機能を維持するためには、水量や水質、そして河川空間の適正な管理を図るばかりでなく、流域の水環境を総合的に整備・保全し、管理することが必要である。さらに、地域の生活環境全般との調整が重要であることは、多くの文献に記されているところである。例えば、河川環境管理の原則として次の3点が挙げられている¹⁾。

- (1) 河川管理者による一元的管理
- (2) 長期的・広域的視野に基づく管理
- (3) 河川流域の特性を踏まえた管理

これらの考えに基づいた河川管理を実行し、地域社会の要請に適應していくことが求められている。すなわち、河川の利用目的に応じて河川の機能が維持されるように河川管理が行われなければならない。

水域における水質汚濁制御・管理のためには、各水域での自然浄化能力がどの程度あるかを把握する必要がある。水域のもつ自然浄化機能とは、人為的な手法によらず自然水のなかで汚濁物質が減少に向かう作用と説明されている²⁾。しかし、種々の人間活動により水質汚濁が進行し、水域の自然浄化能力を越えた汚濁負荷が生じ、水域内の生態系の変化が生じている。一方、主要都市を除いた地域での下水道整備の進展は捗々しくない。このような状況のなかで、水域のもつ自然浄化能力を見なおし、低コストで分散型の処理装置としての効率化を図り、いわゆる「自然浄化機能活用型処理システム」を確立していくことが求められている³⁾。

水域の自然浄化能力を評価するためには、そこでの自然浄化機能を定量的に把握しなければならない。自然浄化機能を定量化することは、物質収支に基づいて対象とする汚濁物質の物質移動量を把握することである²⁾。水域における物質収支を議論するためには、そこでの基本的な水質変動特性を明らかにし、物質輸送機構や水質変換機構を解明しなければならない。

6. 2 強混合河川感潮部での水質環境管理

河川感潮部は、河川最下流部に位置し、陸上から排出される物質や海域から運ばれてくる物質の集積場所になっており、そこでの水質は一般にかなり悪化している。とくに、強混合河川では、潮汐作用の影響を受けて流況の変化が大きく、感潮部のある地点で観測される水質も大きく変化する。このため、感潮部での自然浄化機能の支配要因が十分に解明されておらず、水質保全あるいは水質改善のための具体的な試作を行うまでには至っていない。

河川感潮部での浄化機能には、懸濁物質の除去、BOD物質の無機化、アンモニアの酸化、脱窒等がある。懸濁物質の除去は、懸濁物質の流入と流出及び沈降、底泥の巻き上げ、懸濁物質の可溶化、微生物菌体の増殖等の各項目の収支により与えられる。BOD物質の無機化は、BOD物質の酸化にかかわる微生物量、DO濃度、代謝に必要な微量物質、水温、pH等の影響を受ける。アンモニアは、亜硝酸、硝酸へと順次酸化されるが、これらの速度は、アンモニア酸化菌・亜硝酸酸化菌の濃度、DO濃度、水温、pH等により決められる。脱窒は、DO濃度、水素供与体となる有機物濃度、水温、pH等の影響を受ける。

ここでは、本研究で得られた結果を踏まえて、強混合河川感潮部における水質環境管理のあり方について考察する。

6. 2. 1 強混合河川感潮部の特性

本研究で対象としたのは、潮汐作用による影響が相対的に大きい強混合河川である。前章までで検討した結果を基に、強混合河川感潮部の特性についてまとめると以下のようになる。

1) 水質変動特性

強混合河川感潮部における水質は、時間的・空間的に大きく変動する。その基本的な変動特性は、感潮部内水塊の移動特性と関連させて説明できる。すなわち、水塊内での分布がほぼ定まっている塩化物イオンでは、水塊の移動に伴ってある地点で観測される塩化物イオン濃度が変化する。また、水塊の移動特性が大潮・小潮といった潮相によっても変化するため、ある地点で観測される塩化物イオン濃度の変動幅は、大潮時に大きく、小潮時に小さくなる。

一方、懸濁物質のように水塊の移動に伴って巻き上げ・沈降といった鉛直輸送を生じる物質は、水塊内での濃度分布そのものが時間的に変化する。この懸濁物質は、縦断分布図において等濃度線が水平に広がった形をしており、いわゆるSS高濃度塊を形成する。このSS高濃度塊が、巻き上げ・沈降を伴って潮汐により上下流方向に移動する。また、SS濃度の半月周期での変化では、小潮時に流速が遅くなり、底泥の巻き上げがあまり起こらないため、SS濃度が大潮時に比べかなり低くなる。なお、潮汐流と懸濁物質

の流送特性との遅れ作用のために、半月周期においてSS濃度が最大・最小となるのは、それぞれ大潮・小潮の2～3日後である。さらに、六角川感潮部での季節的なSS濃度の変化では、夏季に低く、冬季に高くなる傾向を示す。これは、流速や流量の季節的な変化がそれほど大きくなるとは考えられず、河道内に存在する懸濁物質が季節的に変化するためと思われる。この一因として、下流沿岸部でのノリ養殖に伴う船舶航行の頻度が10月から翌年3月までの間増加するために、下流河口付近の河岸部に堆積する底泥が波浪により局所的に洗掘されることが考えられる。

DO濃度及びBOD₅の一潮汐間の変化では、SS濃度が高くなるときにDO濃度が低くなり、BOD₅が高くなる傾向がある。とくに、下げ潮後半に河川固有流の出現が見られる感潮部上流域では、この河川固有流出現時にBOD₅が高くなる。

2) 懸濁物質の輸送特性

強混合河川感潮部での懸濁物質の挙動は、底泥の巻き上げ、浮遊物質の沈降、浮泥・底泥の形成の各過程に分けられる。また、浮遊物質が沈降してできた浮泥は、河床勾配により密度流的に流動する。現地調査において感潮部上流域で下げ潮後半の河川固有流出現時に観測されたSS高濃度は、この浮泥流による物質輸送に相当するものと考えられる。

感潮部での物質輸送機構を解明するためには、潮汐という非定常な外力が作用するために一潮汐間での検討では不十分であり、長期的な物質輸送量を把握することが必要となる。しかし、長期間の現地観測は一般に困難であり、そこで、数値シミュレーションによる検討が有効となる。従来の固定座標系での計算では数値拡散による物質輸送が生じ、本来の物質輸送機構の検討が不十分である。本研究で示したように水量を基準とした移動座標系を用いることにより、感潮部での長期的なSS濃度変動が再現され、物質輸送機構の検討が可能となる。

強混合河川感潮部ではSS高濃度塊が形成され、その挙動がそこでの懸濁物質の輸送に関して重要な役割を果たす。半月周期における数値計算結果に基づいた物質輸送機構の検討では、塩化物イオンが一潮汐間の平均流量と平均濃度の積で表されるラグランジュ輸送により輸送されるのに対して、懸濁物質は流速変化と濃度変化の位相差により生じるタイダル・ポンピングによって上流側へ輸送されるのが示された。この懸濁物質の上流側への輸送は、浮泥流を考慮することによって表現できる上流域での下流方向への物質輸送とつり合い、感潮部中流域でのSS高濃度塊を形成・保持している。なお、大潮時にはSS濃度が高く、流れの非対称性が大きくなるために、大潮時のSS輸送量が小潮時に比べ大きくなる。しかしながら、通常の大潮～小潮周期において河道方向に輸送される懸濁物質の量は、河道内に存在する懸濁物質に比べるとはるかに少なく、定常的な底泥堆積分布を示す。

3) 無機態窒素の変換特性

河川感潮部の上流や汚濁負荷流入点より流入してきたアンモニア性窒素は、感潮部水塊内を流下する間に、河道内のSSや底泥に付着する硝化菌により亜硝酸性窒素、硝酸性窒素へと変換される。この硝化過程は、水塊の空間的な指標として考えられる塩化物イオン濃度と各無機態窒素濃度との関係において、それらの濃度極大値を示す塩化物イオン濃度が、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の順に高くなることによって示される。ここでの硝化反応速度は、塩化物イオン濃度及び水温の関数となる。ただし、SSは水塊に伴って河道方向に移動するため、SSに付着する硝化菌が適応できる塩化物イオン濃度の範囲は、底泥のものに比べて小さい。

各無機態窒素濃度の和である全無機態窒素濃度は、ある塩化物イオン濃度を越えるところから減少する。これは、海水との混合によって希釈されることのほか、河口部底泥による脱窒が生じているためである。この硝酸性窒素の上層水中から底泥への輸送フラックスは、上層水の硝酸性窒素濃度及びDO濃度の関数として示すことができる。

感潮部における各無機態窒素濃度の長期的な変化を、前述の移動座標系で表現したシミュレーションモデルによって再現することができる。このモデルでは、流入負荷をどのように設定するかが重要な現象の支配因子となる。

6. 2. 2 六角川感潮部における水環境管理

六角川感潮部は有明海湾奥部に位置し、干満差の大きい有明海の潮汐作用によって運搬堆積してできた沖積層からなる平野部を貫流している。したがって、河床高は低く、T.P. 0 m以下の河床が河口から約27 km上流まで続いている。なお、六角川感潮部では冬季のSS濃度が最大10 g/l以上にも達するが、このようなSS高濃度は、六角川と同様の状況にある筑後川を除いて、国内の他河川ではほとんど見られない。

六角川流域は広範な穀倉地帯となっているが、河川流量が小さいために溜池や地下水による灌漑が行われている。しかし、地下水取水によって深刻な地盤沈下が生じ、水害時の内水排除が困難になる等、悪循環に陥っている。この問題を解決するために河口堰が建設されたが、六角川下流有明海沿岸域でのノリ養殖への影響が不明確であるために、河口堰が供用されるまでに至っていない。一方、周辺流域の農村部では都市化・混住化が進み、家庭雑排水の流入による水質汚濁が見られる。したがって、将来河口堰が運用され、灌漑用水としての利用が始まったときを考えると、感潮部の自然浄化能力を利用した水質浄化が必要となってくるものと思われる。しかし、下流沿岸域でのノリ養殖や水産業の立場から考えると、汚濁物質(主に栄養塩類)の海域への流出は、海域での生産性を高める効果があり、河川水質浄化が水環境管理

の上で必ずしもプラスの効果だけを与えるものとは限らない。

将来、本感潮部をどのように位置付け、どう利用していくかによって、感潮部における水環境管理の基準が定めるものと考えられる。現在の六角川感潮部は、容量的にはまだ十分の自然浄化能力を有するものと思われる。

6. 2. 3 強混合河川感潮部における水質環境管理のあり方

強混合河川感潮部における水質環境管理のあり方を考える際、そこでの自然浄化能力を定量的に与える必要がある。ここで、自然浄化能力を物質収支に基づいて考えるものとしたとき、次の各点が問題となる。

- (1) 対象とする水域をどこまで設定するか
- (2) 境界条件をどのように設定するか
- (3) 物質収支式における輸送項(移流項と拡散項)と反応項をどのように与えるか

まず、(1)については、感潮部だけではなく、その前後の河川順流部並びに下流沿岸域との関連性を考慮して感潮部を位置付けなければならない。(2)の境界条件の設定では、流量や水位のような水理条件とともに水質的な境界条件である濃度変動や流入負荷を与える必要がある。このような条件は各水域の特性によるものであり、現地観測に基づいて設定される。したがって、ある程度の不確定な要素が含まれるのは否めない。(3)の輸送項や反応項の設定においても各水域特有の要因が影響することが考えられる。

以上のような問題点に留意して、河川感潮部における自然浄化能力を定量的に把握した上で、感潮部の利用目的・保全目的による基準に従って、「自然浄化機能活用型処理システム」の構築がなされるものと考えられる。

参考文献

- 1) 河川環境研究会；解説河川環境(河川環境管理財団編)，山海堂，pp.45～50，1983。
- 2) 宗宮功，藤井滋穂；自然の浄化機構(宗宮功編)，技法堂出版，pp.1～5，1990。
- 3) 盛岡通；自然浄化システムの考え方，第1回自然浄化シンポジウム—自然浄化機能による水質改善—，国立公害研究所，pp.131～140，1984。

記号表

記号

- A : 流水断面積, 全層の断面積
- A_1, A_2 : 浮泥流上層及び下層の断面積
- $a_1 \sim a_{16}$: 巻き上げ速度式における係数及びべき数
- B : 水面幅
- B_1, B_2 : 浮泥流の水面幅及び浮泥層の幅
- b : 河幅, Rosion-Rammler 分布式における係数
- b_1, b_2 : 巻き上げ速度式における係数及びべき数
- C : 塩素量(%), 断面平均濃度, 基質濃度
- C_a : 水路床から a の高さの点でのSS濃度
- C_{Cl} : 塩化物イオン濃度
- C_D : 抵抗係数
- C_{DO} : DO濃度
- C_i : i 物質の濃度
- C_{NO_3} : 硝酸性窒素濃度
- C_{SED} : 底泥単位面積当たりのSS量
- C_{SS} : SS濃度
- C_0 : 基準SS濃度, 初期SS濃度, 初期基質濃度
- C_∞ : 充分時間が経過した時点でのSS濃度
- c : 物質濃度
- D_L : 移流分散係数
- d : 粒子径
- d_c : 沈降に関する限界粒径
- E : 縦分散係数
- E_{c1}, E_{c2} : 浮泥流各層間の連行・巻き上げによる単位面積当たりの水塊としてのフラックス
- E_{s1}, E_{s2} : 浮泥流各層間の沈降・底泥化による単位面積当たりの水塊としてのフラックス
- F : 輸送量, Froude 数
- F_b : 底泥化速度

- F_e : 巻き上げ速度, 巻き上げフラックス
 F_d : 沈降フラックス
 F_m : 感潮部での物質輸送に関するパラメータ
 F_{NO_3} : 硝酸性窒素の輸送フラックス
 F_s : シア効果による付加フラックス
 f_b : 底面摩擦損失係数
 f_{b1}, f_{b2} : 浮泥流上層及び下層の底面摩擦損失係数
 f_i : 界面抵抗係数
 g : 重力の加速度
 H : 水位
 h : 水深
 h_1, h_2 : 浮泥流上層及び下層の層厚
 I_p : 塑性指数
 i_0 : 河床勾配
 j : 隣り合った水塊間の交換フラックス
 K_d : 死滅係数
 K_s : 飽和定数
 $K_{s,DO}$: DO消費についての飽和定数
 k_1, k_2 : 沈降速度の式における定数
 l_1, l_2 : 沈降速度の式におけるべき数
 M : 単位面積当たりの懸濁物質量
 m : 巻き上げ限界底面剪断応力についての関係式におけるべき数, 単位面積当たりの懸濁物質量
 n : 粗度係数, Rosion-Rammler 分布式における係数
 P : 感潮部での物質輸送に関するパラメータ, Rosion-Rammler 分布の通過重量割合
 p : 浮遊物質が沈降しうる確率
 Q : 層平均流量, 断面平均流量
 Q_e : 水塊間の交換水量
 Q_F : 上げ潮期間中に河口から流入してきた水量
 Q_f : 淡水流量, 河川固有流量
 Q_1, Q_2 : 浮泥流上層及び下層の層平均流量

- q : 主流方向に直角な方向から流入するとした単位長さ単位時間当たりの横流入量
 q_{EX} : 1 潮汐間に交換した水量
 q' : 横流入フラックス
 R : 径深
 Ri_E : エスチャリー・リチャードソン数
 R_{NH_4} : アンモニア酸化の反応速度
 R_{NO_2} : 亜硝酸酸化の反応速度
 R_2 : 浮泥層の径深
 r : 物質の生成・消滅速度
 S : 塩分の断面平均濃度, 塩分 (‰)
 $S_j (C_j)$: j なる物質から SS への内部変換速度
 $T_1 \sim T_7$: 輸送項
 t : 反応時間
 t_1, t_2 : 回分実験においてある基質濃度に到達するに要する反応時間
 U : 断面平均流速, 潮流の自乗平均流速
 U_d : 密度差に起因する流速
 U_E : オイラー流速
 U_f : 断面積当りの流量から求められる一潮時平均流速
 U_L : ラグランジュ流速
 U_s : ストークス流速
 U_t : 潮汐流の自乗平均流速
 u : 流速
 u_s : 表層の流速
 u_1, u_2 : 浮泥流上層及び下層の断面平均流速
 u_b : 底面摩擦速度
 u_{bd} : 全沈降限界底面摩擦速度
 u_{bc} : 巻き上げ限界底面摩擦速度
 V : 感潮部の容積, 累加水量
 w : 含水比
 w_s : 沈降速度

- w_0 : 基準沈降速度
 X : 単位SS量当たりの菌体濃度
 X_0 : 初期菌体濃度
 x : 流れ方向の位置
 Y : 増殖収率
 y : 水路床からの高さ
 α : 海水交換率, 粒子が球形でないための補正係数, 移流分散係数式における係数
 α_{DO} : 上層水中の硝酸性窒素濃度と輸送フラックスとの関係を示す直線の傾き
 α_e : 巻き上げ限界底面剪断応力の関係式における係数
 α' : 交換水量の係数 ($= \alpha h / \Delta L$)
 β : 浮遊物質の拡散係数と渦動粘性係数との比
 β_e : 巻き上げ速度係数
 β_{DO} : 上層水中の硝酸性窒素濃度と輸送フラックスとの関係を示す直線の切片
 γ : 底泥化速度式における定数
 ΔC : 隣り合った水塊間の濃度差
 ΔL : ΔV に対応する固定座標上の分割距離 ($= \Delta V / A$)
 ΔV : 分割水量
 ΔX : ΔV に対応する固定座標上の分割距離
 $\overline{\Delta X}$: 無次元化した菌体の増殖量
 Δx : 分割距離
 Δt : 時間間隔
 $\Delta \rho$: 海水と河川水の密度差, 浮泥流上層と下層の密度差
 δ : 底泥化速度式における定数
 δS : 表層と底層の塩分差
 ϵ : 相対密度 ($= \Delta \rho / \rho_s$)
 $1 - \epsilon$: 底泥の固体分率
 κ : カルマン定数
 μ : 水の粘性係数
 μ_{max} : 最大比増殖速度
 v : 上流方向への全塩分輸送量に対する移流分散による輸送量の分率, 動粘性係数

- ρ : 河川水の密度
 ρ_b : 底層の密度
 ρ_M : 懸濁物質が混合した懸濁液の密度
 ρ_p : 懸濁粒子の密度
 ρ_s : 海水の密度
 ρ_w : 試料水の密度
 τ : 底面剪断応力
 τ_b : 底面剪断応力, 底面摩擦抵抗
 τ_{cd} : 沈降限界底面剪断応力
 τ_{cd1} : 巻き上げられた懸濁物質のうち最も粗い粒子(群)が沈降を開始する最大の底面剪断応力
 τ_{cd2} : 全ての粒子が沈降してしまうとみなせる最大の底面剪断応力
 τ_{cc} : 巻き上げ限界底面剪断応力
 τ_{cc1} : 巻き上げが開始する限界底面剪断応力
 τ_{cc2} : 巻き上げが継続する限界底面剪断応力
 τ_i : 界面抵抗
 τ_s : ベーン剪断強さ
 τ_y : 底泥が流動を開始する限界の剪断応力
 Ψ : $R_c F_d^2 = (u_1 - u_2)^3 / (\nu \varepsilon g)$
 $\langle \rangle$: 一潮時平均

添字

- a : アンモニア酸化
b : 亜硝酸酸化
0 : 断面平均値の一潮時平均
1 : 断面平均値の一潮時平均からの偏差, SS
2 : 断面平均値からの偏差, 底泥

謝 辞

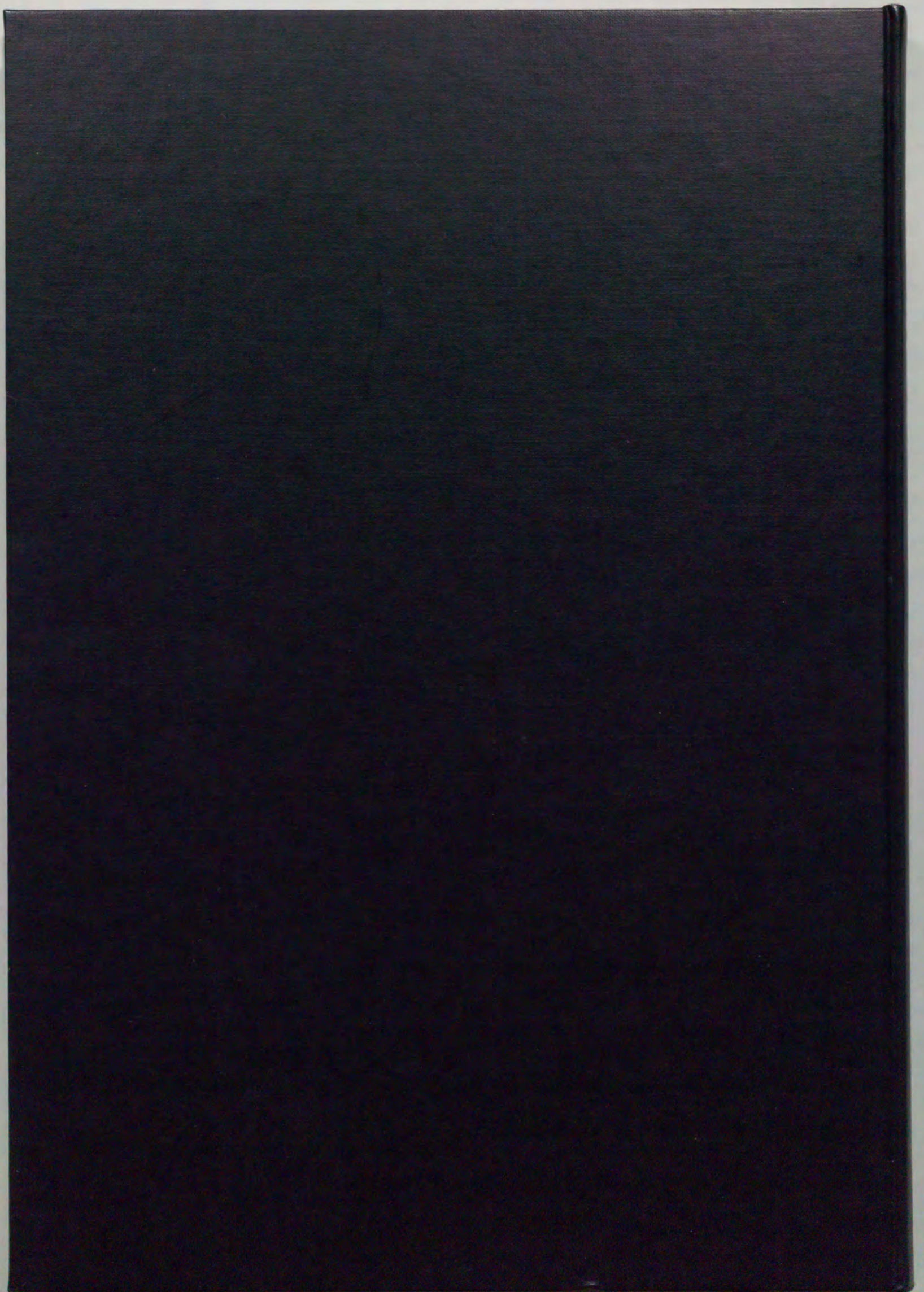
本論文は、著者が九州大学工学部水工土木学科下水工学研究室において行ってきた研究成果を取りまとめたものです。著者が当研究室に在籍して以来、終始懇切丁寧なご指導を賜りました九州大学工学部教授 楠田哲也 博士に深く感謝いたします。また、本論文を取りまとめるにあたり、格段なるご配慮と懇切なるご指導を賜りました九州大学工学部教授 平野宗夫 博士、宗像健 博士、森祐行 博士に深甚なる感謝の意を表します。さらに、九州大学工学部教授 井村秀文 博士には本論文の執筆に際し、多くの便宜を計っていただき、ここに厚くお礼申し上げます。

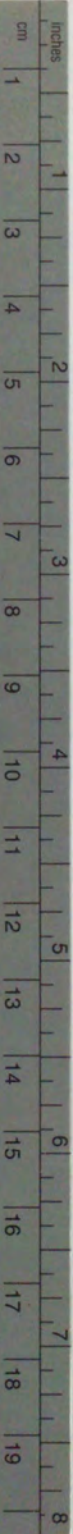
本研究の遂行にあたっては、九州大学名誉教授 粟谷陽一 博士、佐賀大学理工学部 古賀憲一 博士、岩手大学工学部 海田輝之 博士に公私にわたる励ましとご協力をいただき、心より感謝いたします。また、現地調査において多大のご協力をいただきました長崎大学工学部 古本勝弘 博士、鹿児島工業高等専門学校 西留清 氏、佐賀大学 荒木宏之 博士、茨城大学工学部 古米弘明 博士、福岡大学工学部 島岡隆行 博士にお礼申し上げます。また、本研究の遂行ならびに本論文の作成にあたり有益なご助言と多大なるご協力をいただきました九州大学工学部 大石京子 助手、森山克美 助手、山西博幸 助手に厚く感謝の意を表します。さらに、終始温かく見守っていただきました九州大学工学部水工土木学科の教職員の皆様方にも感謝いたします。

九州大学工学部水工土木学科下水工学研究室に在籍された学生諸氏の現地調査、水質分析、実験、数値解析におけるご助力がなければ本研究の円滑な遂行ができなかったことを思えば、感謝の言葉もありません。皆様のお名前を挙げて謝辞を述べるべきですが、あまりにも多くの方々にご協力いただき、ここではまとめてお礼を述べさせていただきます。

なお、本研究の遂行にあたり貴重な資料の提供と現地調査において種々の便宜を計っていただきました建設省武雄工事事務所の関係の方々にもお礼申し上げます。

最後に、本論文の執筆に際し多くの理解と協力を示してくれた家族にも感謝の言葉を述べたいと思います。





Kodak Color Control Patches

© Kodak, 2007 TM: Kodak



Kodak Gray Scale



© Kodak, 2007 TM: Kodak

A 1 2 3 4 5 6 **M** 8 9 10 11 12 13 14 15 **B** 17 18 19

