諫早湾調整池への海水導入を想定した実験による底質からのアンモニウム態窒素溶出量の見積もり

手塚 公裕^{*,†} 伊藤 祐二^{*} 片野 俊也^{*}
加 瑞^{*} 日野 剛徳^{*}
速 水 祐一^{*} 大 串 浩一郎^{**}

Experimental Estimation of Amounts of Ammonium Nitrogen Released from Sediments in the Reservoir of Isahaya Bay Owing to Seawater Intrusion

Masahiro TEZUKA^{*,†}, Yuji ITO^{*}, Toshiya KATANO^{*},
Rui JIA^{*}, Takenori HINO^{*},
Yuichi HAYAMI^{*} and Koichiro OHGUSHI^{**}

^{*} Institute of Lowland and Marine Research, Saga University, 1 Honjo-machi, Saga-city, Saga 840-8502, Japan

^{**} Graduate School of Science and Engineering, Saga University, 1 Honjo-machi, Saga-city, Saga 840-8502, Japan

Abstract

The amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from sediments in Isahaya Bay and its adjacent reservoir were estimated in a laboratory incubation experiment. The total amount of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from sediments was estimated from data on $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration in the pore water and the results of the experiment. The adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in Isahaya Bay and the reservoir were $44.2 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ and $156 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, respectively. The amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from sediments of Isahaya Bay and the reservoir were $29.8 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ and $115 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, respectively. The percentage of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from the sediments was calculated as 65% for Isahaya Bay and 76% for the reservoir. If the upper 10 cm of sediments in the reservoir is resuspended in the seawater owing to seawater intrusion from Isahaya Bay through the gate of the dike, the amount of $\text{NH}_4\text{-N}$ from pore water was 6.7 t and that from the sediments was 89.5 t. As a result, adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$ in the sediments of the reservoir creates a sizeable nitrogen pool.

Keywords: Reservoir Isahaya Bay; Introducing seawater; Sediment; Adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$; Nutrient release

1. はじめに

有明海は、九州北西部に位置する面積約 1,700 km^2 の閉鎖性海域であり、最大で 5 m を越える大きな潮位差、188.4 km^2 と広大な干潟（東京湾：17.3 km^2 ）、再懸濁した底質による強い濁り、独特の生態系といった特徴を有する¹⁾。有明海西部にある諫早湾では、1986 年に防災と農地造成を目的とした国営諫早湾干拓事業が始まり、1997 年に全長 7 km の潮受け堤防が建設された。この堤防の締め切りにより、諫早湾奥部の干潟 15.5 km^2 を含む 35.0 km^2 の水域が淡水の調整池となった²⁾。

2000 年 12 月の有明海のノリ不作を契機として、農林水産省の有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会や環境省の有明海・八代海総合調査評価委員会等が設置され、有明海生態系異変の原因解明が進められてきた。そして、諫早湾干拓事業が諫早湾およびその近傍を含む有明海の環境に及ぼす影響を解明することが重要な課題と認識され、2010

年 12 月の福岡高等裁判所の判決により、潮受け堤防排水門の中長期開門調査を実施することが確定した。

潮受け堤防排水門の開放（以下、開門という）により、諫早湾における水質・底質環境の再生、漁獲量の回復等の効果が期待されている。一方、開門に伴って排水門付近には新たな流動が生じる^{3,4)}ため、底質の巻き上げに伴い栄養塩が海水中に拡散し、赤潮の発生を助長する懸念がある。しかし、農林水産省九州農政局の実施した環境アセスメントの水質予測数値シミュレーション（以下、九州農政局のシミュレーションという）では底質間隙水の溶存無機態栄養塩の拡散は考慮されていない⁵⁾。

森田⁶⁾によると、霞ヶ浦では底質の巻き上げにより間隙水が瞬間的に湖水中に輸送される現象をモデルに取り込むことで、湖水の溶存態窒素濃度の良好な再現性が得られている。このことから、淡水域における底質の巻き上げに伴う水柱への栄養塩の輸送では、底質間隙水の拡散を考慮する必要があると考えられる。

* 佐賀大学低平地沿岸海域研究センター 〒 840-8502 佐賀県佐賀市本庄町 1 番地

** 佐賀大学大学院工学系研究科 〒 840-8502 佐賀県佐賀市本庄町 1 番地

† 連絡先：sj7772@cc.saga-u.ac.jp

手塚ら⁷⁾は、開門に伴う底質の巻き上げの影響を評価するために、2011年2月に諫早湾と調整池の底質栄養塩を調査している。その結果、両水域の底質間隙水には栄養塩が蓄積しており、仮に調整池全域で表層10 cmの底質が巻き上がった場合の間隙水からの窒素、リン拡散量は、流域負荷の約4～5日分に相当すると見積もられている。また、両水域では底質単位体積当たりのNH₄-N量（吸着態NH₄-Nと間隙水NH₄-Nの和）の約80%を吸着態NH₄-Nが占めていること、調整池の底質には諫早湾の約4倍の吸着態NH₄-Nが蓄積していることを明らかにしており、底質の吸着態NH₄-Nの挙動を把握することの重要性を指摘している。

有明海底質中のNH₄-Nに占める吸着態NH₄-Nの割合は、熊本沿岸の干潟では70～90%⁸⁾、奥部干潟では80～90%⁹⁾と高く、底質によるNH₄-Nの吸着が栄養塩溶出過程において重要な役割を果たしていることが分かっている。底質のNH₄-N吸着は、塩分、底質粒径、TOC、有機物の組成、温度等の影響を受ける⁹⁻¹⁵⁾。また、塩分が高いほど底質へのNH₄-Nの吸着能が弱いことは多数の水域で確認されており⁹⁻¹²⁾、海水導入によって調整池の塩分が増加すると底質からNH₄-Nが溶出する可能性が考えられる。

従って、開門に伴う底質の巻き上げの影響を評価するためには、間隙水NH₄-Nの拡散量と吸着態NH₄-Nの溶出量を把握することが重要と考えられるが、これまで研究されていない。

これらの点を踏まえ、本研究では諫早湾と調整池の底質を海水に懸濁させた条件下における間隙水NH₄-Nの拡散量、吸着態NH₄-Nの溶出量および吸着態NH₄-N量に対するNH₄-N溶出量の割合（NH₄-N溶出率）を室内実験により検討した。また、その結果を用いて開門によって調整池底質から放出されるNH₄-N量（間隙水NH₄-Nの拡散量+吸着態NH₄-Nの溶出量）を試算した。

2. 方法

2.1 実験に用いた試料の採取方法と分析方法

九州農政局のシミュレーション（全開門条件の3年後）によると、諫早湾では北部と南部の排水門から1～3 km程度の範囲で0.01～5 m洗掘され、調整池では北側3分の2弱と南部排水門から約1 kmの範囲で0.01～2 m洗掘され、排水門に近いほど洗掘深が大きいと予測されている¹⁶⁾。これらを考慮し、調査地点は開門に伴い洗掘が生じると推測される地域で選定した（Fig.1）。2011年9月に諫早湾2地点と調整池2地点の底質の不攪乱試料を潜水士がステンレス製・内径φ7.5×100 cmの固定ピストン型シンウォールサンプラー¹⁷⁾を用いて直接採取した。水揚げした試料を現地で0～5、5～10、30～40、60～70 cmの4層に切り分け、直ちに真空パックを施し、約5℃の温度環境で密閉保存し、実験室に持ち帰った。持ち帰った試料の前処理は次の方法で行った。湿潤試料を遠心分離（4,000 rpm、5分間）して上澄み液を抽出し、それを0.45μmのメンブランフィルターでろ過して間隙水を得た。また、吸着態NH₄-Nを抽出するために、分離した底質3 gに2M-KClを30 mL加え、20分間振とうした後に遠心分離により上澄み液を得る操作を行った^{8, 18)}。この操作を6回反復し、吸着態NH₄-Nを

抽出した。また、諫早湾の表層海水を採取し、孔径0.7μmのガラス繊維ろ紙でろ過して実験に用いた。

底質表層の微細構造は静置状態におけるNH₄-Nの溶出に影響すると思われるが、本研究では数cm～数mの規模の底質の巻き上げ現象を対象としているため、5 cmまたは10 cmのスパンで各層を分割して代表させた。また、洗掘深が1 m以上となる地域もあると予測されている¹⁶⁾ことから、可能な限り深い層までを対象深度とした。

底質間隙水、吸着態NH₄-N抽出液およびろ過海水のNH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-Pはオートアナライザー（SWAAT, BLTEC）を用いて定量した。底質の含水率は、採取試料を110℃で2時間乾燥し、減少した重量から算出した¹⁹⁾。なお、30 cm以深では、分析に必要な間隙水量が採取できなかったため、底質間隙水の分析は0～5 cm、5～10 cmのみを対象とした。

2.2 実験条件

4地点各3層（0～10、30～40、60～70 cm層）の湿潤底質試料（乾燥重量で0.5 g）を各々ろ過海水250 mLに添加し、明条件においてスターラーで攪拌し常時完全混合状態とした。実験開始6、12、24時間後の各実験槽の懸濁水を採取して水質分析を行った。温度条件は夏季の調整池水温を想定し27℃とした。また、生物活性を抑制するため飽和HgCl₂を0.2 mL添加した。DOは測定していないが、スターラーによる攪拌と生物活性の抑制を行っていたことから、好気状態であったと考えられる。なお、同一実験条件で3セットずつ実験を行なった。

飽和HgCl₂添加量と海水に懸濁させる底質量は予備実験により決定した。飽和HgCl₂添加量に関する予備実験は、ろ過海水250 mLと乾燥重量で0.25 gの湿潤底質を混合した各実験槽に、飽和HgCl₂を0、0.1、0.2、0.5、1.0、2.5 mL添加して、NH₄-N溶出量を比較した。予備実験の飽和HgCl₂添加量の設定は既往の研究²⁰⁻²²⁾を参考とした。海水に懸濁させる底質量に関する予備実験は、乾燥重量で0.0125、0.025、0.05、0.125、0.25、0.50、1.25、2.5、5.0 gの湿潤底質をろ過海水250 mLに懸濁させ、飽和HgCl₂を0.2 mL添加して、NH₄-N溶出量を比較した。

2.3 実験の分析方法とデータ解析方法

実験開始6、12、24時間後の各実験槽の懸濁水を15 mL採取し、4,000 rpmで3分間遠心分離をして得た上澄み液を、0.45μmのメンブランフィルターでろ過して分析用サンプルを得た。各サンプルのNH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-Pはオートアナライザー（SWAAT, BLTEC）を用いて定量した。定量結果は、スミノルフ・グラブス検定（有意水準0.1）で外れ値を棄却し、各条

Fig. 1 Study site and sampling stations.

件における実験槽水中の栄養塩濃度の平均値を求めた。実験槽内の $\text{NH}_4\text{-N}$ は、実験に用いたろ過海水、底質間隙水および底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ を負荷源とする。このうち、ろ過海水と底質間隙水に含まれていた $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は、実験開始前に測定した $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と水量の積から求めた。そして、実験槽内の $\text{NH}_4\text{-N}$ 量からろ過海水と底質間隙水に含まれていた $\text{NH}_4\text{-N}$ 量を差し引くことで、底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ からの溶出量を推定した。実験槽水中に底質から放出される $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 拡散量と吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の和とした。分析できなかった 30 cm 以深の底質間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、深さ 0 ~ 10 cm で確認された吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の相関関係を用いて推定した。

3. 結果および考察

3.1 予備実験の結果

飽和 HgCl_2 添加量に関する予備実験の結果、飽和 HgCl_2 添加量 0.2 mL の条件で $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量が最大となることが分かった。また、飽和 HgCl_2 を添加しない条件や添加量が不足した条件（飽和 HgCl_2 0.1 mL 添加）では底質に介在していた微生物による硝化や摂取によって無機態栄養塩が減少すること、飽和 HgCl_2 の添加量が多過ぎる条件（飽和 HgCl_2 0.5 mL 以上添加）では $\text{NH}_4\text{-N}$ の分析を妨害する可能性が示唆された。これらの結果を踏まえて、本実験では飽和 HgCl_2 の添加量 0.2 mL の条件を選定した。

海水に懸濁させる底質量に関する予備実験の結果、底質の乾燥重量が 0.25 g 程度では検水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が分析機器の定量下限値付近となり分析精度が低いことが分かった。また、底質量が多いほど底質の単位重量当たりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量が小さかった。九州農政局のシミュレーション（全開門の条件）²³⁾ では、底質の巻き上げや出水により調整池底層のほぼ全域で SS 濃度が高くなり、R1 と R2 の間の地点における 1 年目の SS 濃度は 10 ~ 26,000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 程度、月平均値は 4 月で 5,300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、8 月で 10,900 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、2 月で 8,100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ になると予測されている。一方、同地点の表層では 10 ~ 2,300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

程度で変動し、底層よりも低くなると予測されている²³⁾。調整池の SS 濃度は、大潮期に増加し、小潮期に減少するといった周期性があり、表層と底層では共に 3 ~ 4 桁の変動が生じると予測されており²³⁾、再懸濁した底質は様々な SS 濃度で海水と混合すると推測される。これらの予測結果を考慮し、本実験では $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量のポテンシャルを把握するため、高精度の分析が行えて底質単位重量当たりの溶出量が最大となる底質乾燥重量 0.50 g の条件（SS 濃度 2,000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ）を選定した。

3.2 実験試料の性状

実験に用いた底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量の分析における抽出回数と吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量の関係を Fig.2 に示す。プロットは、16 試料（4 地点 × 4 層）の平均値であり、エラーバーは最大値と最小値を示している。抽出回数が増えるに従い吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は増加し、5 回抽出と 6 回抽出の差は 0.2 ~ 6.9%（平均 1.5%）であった。このことから、6 回の抽出を行うと、さらに過剰に抽出できる吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は少ないと考えられる。そこで、6 回の抽出により得られた $\text{NH}_4\text{-N}$ 量を吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量とした。

実験に用いた諫早湾と調整池の底質の物理化学特性を Table 1、実験に用いたろ過海水の水質を Table 2 に示す。湿潤密度が 1.2 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 以下の底質は流動性が高いため、fluid mud に分類される²⁴⁾。R1 では深さ 60 ~ 70 cm、R2

Fig. 2 Cumulative extracted $\text{NH}_4\text{-N}$ from sediments as a function of numbers of extraction. Data are means for 4 core samples and error bars indicate minimum and maximum values.

Table 1 Physico-chemical properties of sediment collected from Isahaya Bay and adjacent reservoir.

sampling station	depth (cm)	wet density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	water content (%)	ignition loss (%)	mud content (%)	$\text{NH}_4\text{-N}$ in power water ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{PO}_4\text{-P}$ in power water ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Absorbed $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$)
R1	0~5	1.13	75.8	8.4	96.6	4.14	1.12	271
	5~10	1.14	74.6	9.2	96.7	3.53	1.32	224
	30~40	1.09	75.5	9.5	96.7	—	—	151
	60~70	1.12	70.7	7.4	95.8	—	—	184
R2	0~5	1.05	69.9	6.4	90.5	2.84	1.88	152
	5~10	1.05	75.3	7.3	90.7	2.03	1.57	140
	30~40	1.19	68.6	7.0	87.5	—	—	109
	60~70	1.27	62.1	7.5	93.7	—	—	98.7
B1	0~5	1.04	76.5	11.5	95.9	3.21	1.17	33.5
	5~10	1.14	71.8	10.6	97.2	3.80	1.42	33.4
	30~40	1.12	70.0	9.5	95.8	—	—	55.7
	60~70	1.32	63.9	8.1	95.8	—	—	79.4
B2	0~5	1.06	68.9	10.8	85.8	4.30	1.23	48.0
	5~10	1.15	69.2	10.8	82.2	3.73	1.24	34.0
	30~40	1.27	61.4	9.5	81.0	—	—	27.1
	60~70	1.30	62.0	9.4	80.9	—	—	28.5

では深さ 30 ~ 40 cm, B1 では深さ 30 ~ 40 cm, B2 では深さ 5 ~ 10 cm まで fluid mud が分布していた。泥分は, R1 では 96 ~ 97 %, R2 では 88 ~ 94 %, B1 では 96 ~ 97 %, B2 では 81 ~ 86 % であり, 鉛直方向の差は小さく, B2 が他の地点よりも低くなっていた。間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は, 深さ 0 ~ 5 cm と 5 ~ 10 cm の差は小さく, 共に諫早湾と調整池に有意差はなかった ($p>0.05$)。一方, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は, 諫早湾よりも調整池で有意に高かった ($p<0.05$)。2011 年 4 月の調査においても底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ が調整池で高く⁷⁾, この現象が一過性のものではないことが確認された。

実験に用いたろ過海水の塩分は 29.25 であり, 諫早湾 B1 付近の平均的な値と同程度であった²⁵⁾。また, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ は全て定量下限未満 ($<0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) であった。

2011 年 2 月の調査により, 諫早湾と調整池では底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に正の相関 (直線回帰した場合の相関係数は, 諫早湾で 0.96, 調整池で 0.91) があり, 同じ吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量の場合では調整池よりも諫早湾の方が間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高いことが分かっている⁷⁾。この時の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ は, 諫早湾 (8 地点) では $7 \sim 97 \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (DW : Dry Weight), 調整池 (5 地点) では $22 \sim 240 \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ の範囲にあり, 低い地点と高い地点では 1 オーダー程度の開きがあった。これらのことから, 底質が異なる地点でも, 各水域における底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の比率はほぼ一定であると考えることができる。本実験に用いた諫早湾と調整池の底質においても, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に正の相関 (直線回帰した場合の相関係数は, 諫早湾で 0.81, 調整池で 0.96) があったことから, 測定できなかった 30 cm 以深の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は回帰式を用いて吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量から算出した。推定した間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は, R1 の 30 ~ 40 cm 層が

$2.49 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 60 ~ 70 cm 層が $2.95 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, R2 の 30 ~ 40 cm 層が $1.91 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 60 ~ 70 cm 層が $1.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B1 の 30 ~ 40 cm 層が $4.69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 60 ~ 70 cm 層が $5.88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B2 の 30 ~ 40 cm 層が $3.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 60 ~ 70 cm 層が $3.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ である。

3.3 実験結果

諫早湾や調整池の底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量は, 6 時間後には全実験条件でほぼ最大値に達し, 概ね定常となった (Fig.3, 4)。底質が巻き上がり海水に懸濁した場合, 地点や深さによる性状の違いに関係なく, 6 時間よりも短時間で底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ が溶出し, 定常に達することが分かった。

pH は調整しなかったが, 実験中の全実験槽の pH は 8 程度で安定していた。また, 底質間隙水の pH は未測定であるが, 有明海奥部や瀬戸内海における調査事例^{26, 27)} では底質間隙水の pH は 7.4 ~ 8.0 程度で地点による差は小さく, 実験に用いた底質も同程度であったと考えられる。これらのことから, 本実験における pH の変動は小さく, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出への影響はなかったものと推測される。一方, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ は全条件で常に定量下限未満であり, 硝化は完全に抑えられていた。

定常時 (6 ~ 24 時間後) における各実験槽の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は, R1 では $0.27 \sim 0.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, R2 では $0.17 \sim 0.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B1 では $0.06 \sim 0.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B2 では $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であり, 諫早湾の海水 ($<0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) よりも高い値を示した。実験槽に添加した底質の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量を求め, それを実験槽水中に完全混合した時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の増分を算出すると, 全条件で $0.01 \sim 0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。各実験槽で吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出により増加した濃度は, R1 では $0.24 \sim 0.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, R2 では $0.16 \sim 0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B1 では $0.04 \sim 0.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, B2 では $0.04 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出分が各実験槽の濃度増加に占める割合は高く, R1 では 89 ~ 97 %, R2 では 94 ~ 95 %, B1 では 67 ~ 93 %, B2 では 80 % であった。

粘土鉱物や腐植等の土壌では, イオン交換体である固体粒子の表面に保持されたイオンと土壤溶液に溶解しているイオンの間で熱運動による拡散と交換が行われる^{28, 29)}。陽イオン交換には選択性があり, 陽イオンの交換平衡点の位置は, 1) 交換に関与する陽イオンの量比, 2) 交換に関与する陽イオンと陽イオン交換基の性質, 3) 溶液のイオ

Table 2 Salinity, pH, and nutrient concentrations in the seawater used for the experiment.

salinity (—)	pH (—)	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_2\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
29.25	7.9	<0.01	<0.01	<0.01	0.01

Fig. 3 Amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from unit weight sediment in the regulating reservoir.

Fig. 4 Amounts of $\text{NH}_4\text{-N}$ released from unit weight sediment in Isahaya bay.

ン濃度, pH, 共存する陽イオン (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ 等) の種類等によって左右される^{28, 29)}。また, 共存する陽イオン濃度が高くなると $\text{NH}_4\text{-N}$ の吸着量が減少 (溶出量が増加) する³⁰⁾。これらのことから, 本実験では, 底質に吸着していた NH_4^+ が海水中の陽イオンと交換することで実験槽海水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が増加したと考えられる。また, 各実験槽における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の相違は, 底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量や他の陽イオンの量の違い等により生じたと推測される。

九州農政局のシミュレーション (全開門条件)²³⁾ の結果では, 調整池の SS 濃度には大潮期に増加し, 小潮期に減少するといった周期性があるが, 潮汐周期内の変動に明確な傾向はみられない。有明海奥部底層における潮汐周期内の SS 濃度は, 潮流速の上昇による巻き上げと干潮時における浅海域からの高濁度水の移流により, 満潮時以外 (約 18 時間) は高濃度で維持される³¹⁾。開門後の調整池においても同様の現象が生じ, 底層では潮汐周期内の SS 濃度が高いままで維持されるものと推測される。一方, 和嶋ら³²⁾ は, 天然ゼオライトを海水の Na^+ 濃度に調整した NaCl 溶液中で攪拌する実験を行い, ゼオライトに吸着していた陽イオンと溶液中の Na^+ の吸脱着が 1 ~ 2 時間程度で定常に達することを明らかにしている。この吸脱着と本実験の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出は共に陽イオン交換に起因することから, 本実験で定常に達した時間は 6 時間よりも短かった可能性がある。これらのことから開門に伴い底質が再懸濁した場合, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出が完了し定常に達するまで底質は海水中に浮遊するものと推測される。

実験に用いた底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と溶出実験の定常時における各条件の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量および溶出率を Fig. 5 に示す。なお, 底質の深さ 0 ~ 10 cm の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は, 深さ 0 ~ 5 cm と 5 ~ 10 cm の平均である。吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は, 調整池の R1 では 151 ~ 247 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 194 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), R2 では 98.7 ~ 146 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 118 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), 諫早湾の B1 では 33.5 ~ 79.4 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 56.2 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), B2 では 27.1 ~ 41.0 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 32.2 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$) であった。2011 年 2 月の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と比較すると, 全地点の深さ 0 ~ 10 cm で今回 (2011 年 9 月) の調査の方

が高くなっていた (Fig. 6)。降雨出水の多い梅雨や植物プランクトンの生産性の高い夏季を経ていることから, 出水時に流入する多量の陸域負荷や水中で生産される植物プランクトン由来の有機物等が堆積, 分解して $\text{NH}_4\text{-N}$ が蓄積したものと推測される。また, 30 cm 以深の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は R2, B1, B2 ではほぼ変化がなかったが, R1 では 2 月から 9 月にかけて半減した。排水時の排水門近傍では, 底質表層 50 cm 程度まで攪乱が生じていると考えられている³³⁾が, 北部排水門に近い R1 では深さ 70 cm 程度まで攪乱を受けていた可能性がある。

定常時における各条件の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量は, R1 では 122 ~ 153 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 139 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), R2 では 79.5 ~ 100 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 91.7 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), B1 では 20.3 ~ 64.8 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 40.8 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), B2 では 18.4 ~ 19.5 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (全層平均 18.8 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$) であった。一般に, 底質からの栄養塩溶出は静置状態を想定しているためフラックスで表現されるが, 本実験では底質の巻き上げ時を想定しているため底質単位重量当たりの栄養塩溶出量で評価している。同様の評価方法を用いた既往の研究は少ないが, 霞ヶ浦高浜入では風や漁業による底質の攪乱を想定した底質の栄養塩溶出実験が行われている³⁴⁾。霞ヶ浦高浜入の底質からの窒素溶出量は, 湾奥で - 10 ~ 85 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (夏季 80 ~ 85 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$), 湾央付近で 6 ~ 658 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ (夏季 76 ~ 658 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$) と地点による差があったが, 夏季に高くなる季節変動は両地点でみられた。実験条件が異なるため, 本実験と霞ヶ浦の実験の結果を単純に比較することはできないが, 調整池の底質は夏季の霞ヶ浦と同程度の $\text{NH}_4\text{-N}$ 量を溶出させるポテンシャルを有していると推測される。

平均吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は諫早湾では 44.2 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, 調整池では 156 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, 底質からの平均 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量は諫早湾では 29.8 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, 調整池では 115 $\mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ であり, 両項目で調整池が有意に高い値 ($p < 0.01$) を示した (Fig. 5)。底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量に対する $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の割合 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出率) は, 諫早湾では 45 ~

Fig. 5 Amounts of adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$, released $\text{NH}_4\text{-N}$ and percentage of $\text{NH}_4\text{-N}$ released to adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$.

Fig. 6 Vertical profiles of adsorbed $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in February and September.

82% (平均 65%), 調整池では 57 ~ 87% (平均 76%) であり, 調整池が平均 10% 程度高い値を示した。底質では, 含有している有機物の分解により $\text{NH}_4\text{-N}$ が生成され, それが土粒子に吸着し, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の平衡関係は底質の性状や温度, 塩分等の環境条件により変化する³⁰⁾。諫早湾の塩分は調整池よりも高いため, 底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ が海水中の共存陽イオンと交換されていると考えられる。また, 底質の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 拡散量は, 間隙水と直上水の濃度勾配や底質性状の影響を受ける³⁵⁾。これらの環境条件や底質性状の違いによって, 底質の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出率に差が生じたものと考えられる。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出率と深さの関係をみると, 深さ 0 ~ 10 cm では 45 ~ 69% (平均 58%), 30 cm 以深では 64 ~ 87% (平均 77%) であり, 深さ 0 ~ 10 cm が有意に低かった ($p < 0.01$)。現地において底質表層の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の一部が直上水に溶出したことによって, 底質表層で溶出率が低くなった可能性がある。この現象は諫早湾と調整池の双方でみられたことから, 吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の一部は淡水でも溶出すると推測される。また, 底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は, 生成速度, 吸脱着速度, 拡散速度のバランスで決まるため, それらが深さによって異なった可能性もある。

開門後の調整池における塩分の分布は, 開門 10 日後で諫早湾側のほぼ半域の全層で 20 程度となり, 15 日後で流入河川本明川の河口部以外は 20 ~ 30 となると予測されている²⁵⁾。出水時には一時的に塩分が低下するが, 最も低下するケースでも R1 と R2 の間付近で約 20 程度であった²⁵⁾。一方, 徳永ら⁹⁾は実験により, 塩分の増加に伴い底質の $\text{NH}_4\text{-N}$ 吸着能が低下することを明らかにしている。また, この低下は塩分が 0 ~ 10 の範囲で顕著であり, 20 ~ 30 の範囲における吸着係数は同程度である。従って, 開門後の調整池における底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出を検討する際, 流入水による一時的な海水塩分の低下は無視し得るものと考えられる。

本研究では $\text{NH}_4\text{-N}$ を中心に検討を進めたが, 窒素と同様に植物プランクトン増殖の制限栄養塩となり得る $\text{PO}_4\text{-P}$ も分析した。その結果, 全実験条件で底質に吸着していた $\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出した。しかし, $\text{NH}_4\text{-N}$ とは溶出量が定常に達するまでの時間は異なり, 24 時間では $\text{PO}_4\text{-P}$ は定常に達しなかった。24 時間後の $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量は, R1 では $42.2 \sim 56.4 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, R2 では $28.7 \sim 45.7 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, B1 では $20.7 \sim 31.8 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, B2 では $17.9 \sim 21.8 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, 平均値は調整池で $43.9 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$, 諫早湾で $22.1 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ であり, 調整池が有意に高かった ($p < 0.01$)。田中²⁰⁾は河口域で沈降・再浮上を繰り返す底質の $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸着能が塩分増加とともに低下することを明らかにしており, これは本実験の結果と一致している。諫早湾調整池への海水導入による底質からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出量を見積もるためには, 吸着態 $\text{PO}_4\text{-P}$ の定量方法や $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出特性を考慮した実験を行い検討する必要がある。

3.4 底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量の推定

開門に伴い調整池内の広い範囲で流速が増大する^{3,4)}ため, 底質の洗掘や再堆積が起こると考えられる。九州農政局のシミュレーション (全開門条件の 3 年後)¹⁶⁾によると, 調整池では, ほぼ全域 (北側 3 分の 2 弱と南部

排水門から約 1 km の範囲) で洗掘が生じると推測されている。一方, 加ら³⁶⁾が 2010 年 12 月および 2011 年 2 月に実施した底質の物理環境調査 (24 地点) によると, 調整池全域には fluid mud が 10 ~ 30 cm 程度分布していることが分かっている。開門に伴い流速が増大すると, 調整池全域に 10 cm 以上堆積している fluid mud が洗掘や再堆積を繰り返すと推測される。そこで, 開門による底質の巻き上げによる影響を大まかに把握するため, 調整池全域で底質が深さ 10 cm まで洗掘すると仮定し, 底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量 L (g) を式 (1) ~ (3) により試算した。底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量は, 洗掘に伴う底質の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散量 L_p (g) と吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量 L_r (g) の和とした。これらは底質の巻き上げの時間的な変化は考慮していないため, 底質採取時に対象領域に蓄積していた潜在的な量である。

$$L = L_p + L_r \dots\dots\dots(1)$$

R1, R2 地点で実測した底質の体積含水率と間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の積を求め, 両地点の平均値を C ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) とした。調整池面積 A (m^2) および底質の巻き上げ深さ H (m) を式(2)に代入して調整池底質間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 拡散量 L_p を求めた。

$$L_p = C \times A \times H \dots\dots\dots(2)$$

また, 室内実験で求めた底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量 R ($\mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$), 底質の湿潤密度 ρ_t ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) および含水率 W (%) を式(3)に代入して調整池底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量 L_r を求めた。各実測値は R1, R2 地点の平均値を用いた。

$$L_r = R \times A \times H \times \rho_t \times (100 - W) / 100 \dots\dots\dots(3)$$

なお, 試算に用いた調整池面積は, 開門直後を想定して, E.L.-1 m の面積 $2.6 \times 10^7 \text{m}^2$ を用いた³³⁾。また, H は 0.1 m とした。

試算の結果, 調整池底質の巻き上げによる間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散量 L_p は 6.7 t ($4.8 \times 10^5 \text{mol}$), 調整池底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量 L_r は 89.5 t ($6.4 \times 10^6 \text{mol}$), これらの合計量である底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量 L は 96.2 t ($6.9 \times 10^6 \text{mol}$) と見積もられた。底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量 L の 93% を吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量 L_r が占めていたことから, 諫早湾と調整池の $\text{NH}_4\text{-N}$ 動態にとって底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ が重要な因子であることが明らかとなった。

2011 年 2 月における調整池底質の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散量は 7.1 t ($5.1 \times 10^5 \text{mol}$) と見積もられており⁷⁾, 今回の試算値は同程度であった。2 回の試算では調査地点数の違い等があるため底質間隙水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 量に季節変動がないと断定できないが, 同程度のオーダーで推移しているものと推測される。

底質からの栄養塩溶出については, 一般的に静置状態を想定した研究が行われており, 郡山ら³⁷⁾によると有明海奥部における $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度は $0.1 \sim 9.8 \text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ と推定されている。調整池の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度も同程度であると仮定すると, 調整池における静置状態の $\text{NH}_4\text{-N}$

溶出量 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度と調整池面積 $2.6 \times 10^7 \text{m}^2$ の積) は $2.6 \sim 255 \text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ となる。つまり、開門時に想定される底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量 L は、静置状態の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の $378 \sim 37000$ 日分に相当すると考えられる。

平成 15 年の調整池流域からの流入 T-N 負荷量は $14 \text{t} \cdot \text{day}^{-1}$ であり³⁸⁾、この T-N の全てが無機態窒素であると仮定すると、開門時に想定される底質からの無機態窒素放出量 (底質間隙水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ は定量下限未満であるため、 $\text{NH}_4\text{-N}$ = 無機態窒素とした) は流域負荷量の約 69 日分に相当する。九州農政局のシミュレーション (全開門条件の 3 年後)¹⁶⁾ によると、調整池の排水門付近では深さ 10 cm 以上洗掘し、諫早湾においても北部と南部の排水門から 1 ~ 3 km 程度の範囲で 0.01 ~ 5 m 程度洗掘すると予測されている。従って、開門方法によっては底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量が本試算よりも大きくなる可能性がある。一方、堤防により締め切られる以前の諫早湾の干潟では $428 \sim 532 \text{t} \cdot \text{year}^{-1}$ ($1.2 \sim 1.5 \text{t} \cdot \text{day}^{-1}$) の T-N を浄化していたと考えられている³⁹⁾。これは前述した流域負荷と同程度の量である。開門により干潟の浄化能力が回復する可能性があるため、開門に伴う栄養塩負荷の変化を評価するには、短期的な底質の巻き上げ現象のみではなく、長期的な干潟の浄化も考慮する必要がある。

多田ら⁴⁰⁾は、現地調査の結果から、2001 年夏季の諫早湾では出水に伴う調整池からの淡水流入がシャットネラの赤潮を増強させたと推測している。また、諫早湾では初夏にヘテロシグマの赤潮がしばしば発生している⁴¹⁾。諫早湾における赤潮発生の因子は、出水時の陸域からの栄養塩供給、高レベルの日射量および躍層の存在が重要であり⁴²⁾、植物プランクトンの制限栄養塩は窒素と考えられている^{43, 44)}。これらのことから、開門開始初期では、出水時と同様に調整池水と底質から多くの無機態窒素が海水中に放出されるため、開門開始時期によっては諫早湾や調整池においてシャットネラやヘテロシグマといった有害赤潮を助長する可能性がある。開門による諫早湾環境への悪影響を低減するためには、底質の巻き上げを抑制する方法や赤潮の発生条件を考慮した開門時期等を十分に検討する必要がある。

4. まとめ

本研究では諫早湾と調整池の底質を海水に懸濁させた条件下における底質の間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散量、吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量・溶出率を室内実験により検討した。また、その結果を用いて諫早湾潮受け堤防排水門の開放時に調整池底質から放出される $\text{NH}_4\text{-N}$ 量を試算した。得られた成果は以下の通りである。

1) 底質の平均吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は諫早湾では $44.2 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ 、調整池では $156 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ 、吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の平均は諫早湾では $29.8 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ 、調整池では $115 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$ であり、両項目で調整池が有意に高い値 ($p < 0.01$) を示した。

2) 底質の吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ 量に対する $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出量の割合 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出率) の平均値は、諫早湾では 65%、調整池では 76% であり、調整池が 10% 程度高かった。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出率は深い層で高かった。

3) 開門に伴い調整池全域の底質が深さ 10 cm まで巻き上

がった場合、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散量は 6.7 t ($4.8 \times 10^5 \text{mol}$)、吸着態 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出量は 89.5 t ($6.4 \times 10^6 \text{mol}$)、これらの合計量である底質からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 放出量は 96.2 t ($6.9 \times 10^6 \text{mol}$) と見積もられた。諫早湾では潮受け堤防排水門の開放による環境改善が期待されているが、開門による水の流動で $\text{NH}_4\text{-N}$ を吸着している底質が巻き上がるため、この地域の植物プランクトン種やそれに対する制限栄養塩などを考慮すると、かえって赤潮発生を助長する懸念がある。

謝 辞

本研究では、水質分析を佐賀大学大学院農学研究科修士課程の荒木啓輔氏、底質分析をいであ株式会社にご協力頂きました。関係者各位に深く感謝の意を表します。

(原稿受付 2012 年 8 月 14 日)

(原稿受理 2012 年 12 月 3 日)

参 考 文 献

- 1) 環境省有明海・八代海総合調査評価委員会 (2006) 有明海・八代海総合調査評価委員会 報告書, 1-3.
- 2) 日本海洋学会編 (2005) 有明海の生態系再生をめざして, 211pp., 恒星社厚生閣, 東京.
- 3) 経塚雄策, 古庄健作, 木村洋一郎 (2001) 諫早湾の潮受け堤防排水門の開放に伴う流動について, 第 16 回海洋工学シンポジウム, 73-80.
- 4) 濱田孝治, 日野剛徳, 山口創一, 横山勝英, 山本浩一 (2011) 諫早湾潮受け堤防排水門開門による環境変化について, 佐賀大学有明海における環境変化の解明と予測プロジェクト報告書, 1, 9-11.
- 5) 農林水産省九州農政局 (2012) 諫早湾干拓事業の潮受け堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書 第 6 編 調査の結果の概要並びに予測及び評価の結果 第 2 章 水質 2.4 溶存酸素量 (DO), 66-109.
- 6) 森田弘明 (2000) 洪水時の汚濁負荷が湖水質に及ぼす影響について～湖内溶存態栄養塩の挙動～, 環境工学研究論文集, 37, 455-465.
- 7) 手塚公裕, 片野俊也, 濱田孝治, 加端, 日野剛徳, 速水祐一, 伊藤祐二, 大串浩一郎 (2012) 諫早湾および隣接する調整池における底質の栄養塩分布, 海の研究, 21, 69-81.
- 8) 徳永貴久, 高橋篤, 増田壮佑, 松永信博 (2006) 有明海熊本沿岸の干潟底泥による NH_4^+ 吸着特性, 海岸工学論文集, 53, 1036-1040.
- 9) 徳永貴久, 高橋篤, 松永信博 (2007) 有明海湾奥部干潟底泥の NH_4^+ 吸着特性, 水工学論文集, 51, 1309-1314.
- 10) Hou, L. J., Liu, M., Jiang, H. Y., Xu, S. Y., Qu, D. N., Liu, Q. M. and Zhang, B. L. (2003) Ammonium adsorption by tidal flat surface sediments from the Yangtze Estuary, *Environmental Geology*, 45, 72-78.
- 11) Weston, N. B., Giblin, A. E., Banta, G. T., Hopkinson, C. S. and Tucker, J. (2010) The effects of varying salinity on ammonium exchange in estuarine sediments of the Parker River, Massachusetts, *Estuaries and Coasts*, 33, 985-1003.
- 12) Rysgaard, S., Thastum, P., Dalsgaard, T., Christensen, P. B. and Sloth, N. P. (1999) Effects of salinity on NH_4^+ absorption capacity, nitrification and denitrification in Danish estuarine sediments, *Estuaries*, 22 (1), 21-30.
- 13) Raaphorst, W. V. and Malschaert, J. F. P. (1996) Ammonium adsorption in superficial North Sea sediments, *Continental Shelf Research*, 16, 1415-1435.
- 14) Abdulgawad, F., Bockelmann E. B., Sapsford, D., Williams, K. P. and Falconer, R. (2008) Ammonium ion adsorption on clays and sand under freshwater and seawater conditions, *Proceedings of 16th IAHR-APD Congress and 3rd Symposium of IAHR-ISHS*, 656-661.
- 15) Yang, C., Wang, S., Jin, X. and Wu, F. (2010) Nitrogen and phosphorus mineralization in sediments of Taihu Lake after the removal of light fraction organic matter, *Environmental Earth*

- Sciences*, **59**, 1437-1446.
- 16) 農林水産省九州農政局 (2012) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書 第6編 調査の結果の概要並びに予測及び評価の結果 第6章 地形・地質, 1-102.
 - 17) 地盤工学会地盤調査法改訂編集委員会編 (2009) 第1編 総説 第5章 力学試験のための乱さない粘性土試料の取扱い方法, 「地盤材料試験の方法と解説」2分冊の1, pp.36-43, 地盤工学会, 東京.
 - 18) Morin, J. and Morse, J. W. (1999) Ammonium release from resuspended sediments in the Laguna Madre estuary, *Marine Chemistry*, **65**, 97-110.
 - 19) 環境省水環境部水環境管理課 (2001) 4. 一般項目 II 分析方法, 底質調査方法, 20-21.
 - 20) 田中勝久 (1994) 沿岸・河口域のリン循環過程におよぼす土壌物質の影響, 西南水研技報, **28**, 73-119.
 - 21) 稲森悠平, 富永和樹, 木持謙, 水落元之, 戎野棟一, 松村正利 (2001) 生物学的排水処理における硝化活性および N_2O 生成速度に及ぼす水温および窒素負荷の影響, 水環境学会誌, **24**, 97-102.
 - 22) 徳永貴久, 磯野正典, 松永信博 (2009) 有明海泥質堆積物の再懸濁時における酸素消費—室内実験による検討—, 土木学会論文集B, **65**, 269-276.
 - 23) 農林水産省九州農政局 (2012) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書 第6編 調査の結果の概要並びに予測及び評価の結果 第2章 水質 2.1 濁り, 1-239.
 - 24) Morris, G. L. and Fan, J. H. (1997) Chapter 9. Hydraulics of Sediment Transport, in “Reservoir Sedimentation Handbook-Design and Management of Dams, Reservoirs, and Watersheds for Sustainable Use”, p.42, McGraw Hill, New York.
 - 25) 農林水産省九州農政局 (2012) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書 第6編 調査の結果の概要並びに予測及び評価の結果 第2章 水質 2.3 塩分, 1-253.
 - 26) 徳永貴久, 児玉真史, 木元克則, 柴原芳一 (2011) 有明海奥部西部海域における夏季の酸素消費の分画, 土木学会論文集B2 (海岸工学), **67** (2), 926-930.
 - 27) 日比野忠史, 松本英雄 (2006) 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, **62** (4), 348-359.
 - 28) 和田光史 (1984) VI. 土壌の化学性, 「新土壌学」, pp.71-96, 朝倉書店, 東京.
 - 29) 日本土壌肥料学会編 (1981) 土壌の吸着現象—基礎と応用—, 161pp., 博友社, 東京.
 - 30) 余湖典昭, 那須義和 (1982) 底泥中のアンモニア窒素について—底泥粒子への吸着と溶出のメカニズム—, 水質汚濁研究, **5** (2), 73-82.
 - 31) 中川康之, 桑江朝比呂 (2010) 有明海湾奥西部海域における懸濁物輸送に関する現地観測, 土木学会論文集B2 (海岸工学), **66** (1), 966-970.
 - 32) 和嶋隆昌, 志水倫恵, 大和武彦, 池上康之 (2007) 産地の異なる天然ゼオライトのNaCl溶液中におけるイオン交換に関する基礎的実験, 佐賀大学理工学部附属海洋熱エネルギー変換実験施設報告, **13**, 63-68.
 - 33) 農林水産省九州農政局 (2012) 諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書 第1編 開門調査の方法, 1-13.
 - 34) 相崎守弘, 大槻晃, 河合崇欣, 福島武彦, 細見正明, 村岡浩爾 (1979) 底泥からの栄養塩の帰帰, 国立公害研究所研究報告, **6**, 105-114.
 - 35) 山本民次, 松田治, 橋本俊也, 妹背秀和, 北村智顕 (1998) 瀬戸内海底泥からの溶存無機態窒素およびリン溶出量の見積もり, 海の研究, **7** (3), 151-158.
 - 36) Jia, R., Hino, T., Hamada, T. and Yoshimura, M., (2012) In situ evaluation of nuclear density cone penetrometer in marine sediments, *Proceedings of the International Symposium on Sustainable Geosynthetics and Green Technology for Climate Change (SGCC)*, 353-359.
 - 37) 郡山益実, 瀬口昌洋, 古賀あかね, アリム・イスナンセテヨ, 速水祐一, 山本浩一, 濱田孝治, 吉野健児 (2009) 有明海奥部の干潟・浅海域底泥における窒素・リンの季節変化, 土木学会論文集B2 (海岸工学), **B2-65** (1), 1031-1035.
 - 38) 諫早湾干拓調整池等水質委員会 (2007) 諫早湾干拓調整池等水質委員会 検討結果の取りまとめ, <http://www.maff.go.jp/kyusyu/nn/isahaya/kankyo/monitoring01.html> (2012年11月時点).
 - 39) 佐々木克之, 程木義邦, 村上哲生 (2003) 諫早湾調整池からのCOD・全窒素・全リンの排出量および失われた浄化量の推定, 海の研究, **12**, 573-591.
 - 40) 多田彰秀, 中村康裕, 安部和也, 田井明, 鈴木誠二, 中村武弘 (2010) 淡水流入が諫早湾の水質動態に及ぼす影響について, 土木学会論文集B2 (海岸工学), **66** (1), 366-370.
 - 41) 山崎康裕, 小田達也 (2003) 諫早湾で発生した赤潮原因プランクトン, ヘテロシグマ・アカシオ (*Heterosigma akashiwo*) の活性酸素産生能に関する研究, 長崎大学水産学部研究報告, **84**, 65-71.
 - 42) 磯部雅彦, 鯉淵幸生 (2004) 連続観測による有明海の水環境の現状把握, 沿岸海洋研究, **42** (1), 27-33.
 - 43) 川口修, 山本民次, 松田治, 橋本俊也 (2004) 水質の長期変動に基づく有明海におけるノリおよび珪藻プランクトンの増殖制限元素の解明, 海の研究, **13**, 173-183.
 - 44) 堤裕昭, 岡村絵美子, 小川満代, 高橋徹, 山口一岩, 門谷茂, 小橋乃子, 安達貴浩, 小松利光 (2003) 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係, 海の研究, **12**, 291-305.

【論文要旨】

諫早湾と調整池の底質を海水に懸濁させた実験により底質の間隙水 NH_4-N 拡散量, 吸着態 NH_4-N 溶出量・溶出率を検討した。また, 潮受け堤防排水門の開閉時の調整池底質からの NH_4-N 放出量を試算した。その結果, 底質の平均吸着態 NH_4-N 量は諫早湾で $44.2\mu g \cdot gDW^{-1}$, 調整池で $156\mu g \cdot gDW^{-1}$, 吸着態 NH_4-N 溶出量の平均は諫早湾で $29.8\mu g \cdot gDW^{-1}$, 調整池で $115\mu g \cdot gDW^{-1}$, 平均 NH_4-N 溶出率は, 諫早湾で65%, 調整池で76%であり, 全て調整池で高かった。調整池底質が深さ10 cmまで巻き上がった場合, 間隙水 NH_4-N 拡散量は6.7 t, 吸着態 NH_4-N 溶出量は89.5 t, これらの合計である NH_4-N 放出量は96.2 tと見積もられた。諫早湾では開門による環境改善が期待されているが, 開門に伴う水の流動で底質が巻き上がることによる栄養塩の供給量の増加が懸念される。

キーワード: 諫早湾調整池; 海水導入; 底質; 吸着態 NH_4-N ; 栄養塩溶出