

干潟堆積物中の脱窒・Anammox による窒素除去量の算定

東京都市大学院	学生会員	○篠崎知美
東京都市大学院	学生会員	梅田悠輔
東京都市大学	フェロー	村上和男
(独)港湾空港技術研究所	正会員	桑江朝比呂

1. 研究背景と目的

東京湾のような閉鎖性海域において、生活排水、工業排水等による窒素・リン等の栄養塩類の流入により、富栄養化が進行している。干潟には富栄養化の原因物質である栄養塩類を除去し、閉鎖性海域の水環境を良好にすると考えられている。近年では干潟の重要性は強く認識され、各地で干潟の造成や研究調査が盛んに行われている。干潟における栄養塩除去にはいくつかの要因が挙げられるが、脱窒による窒素除去が大きく影響していると考えられる。

干潟域における脱窒過程を図1に示す。有機物の無機化により生成されたアンモニア態窒素は、好気性層にて硝化菌により亜硝酸態窒素、硝酸態窒素へと酸化される。これを硝化という。脱窒は、嫌気性層にて脱窒菌により、硝酸態窒素が窒素ガスへ還元され大気中に放出される反応である。また、嫌気的環境において亜硝酸態窒素とアンモニア態窒素から窒素を生成するAnammoxという反応が起こる。

本研究は干潟堆積物における脱窒、Anammox 反応による窒素除去量を把握することを目的とし、東京港野鳥公園・潮入りの池において、Risgaard-Petersen et al.(2003)の r-IPT 法¹⁾を用いて脱窒速度およびAnammox 速度を測定した。

2. 調査対象干潟

調査は東京湾奥部に位置する東京港野鳥公園・潮入りの池を対象とした。調査対象干潟を図2に示す。干潟の総面積は約 57000m²、潮間帯面積は約 35000m²、潮下帯面積は約 22000m²、干潟内の水深は1~2mである。隣接している東京湾とは2本の水路で海水交換が行われている閉鎖性の高い人工干潟である。

3. 分析方法

2011年7月、8月、12月に堆積物の採泥を行った。図2に示す潮間帯、潮下帯の2地点にて、アクリルコアを用いて表層10cmの堆積物および直上水を採取し、室内で培養実験を行った。トレーサーとしてNa¹⁵NO₃を直上水中に100μmol N/lと200μmol N/lの濃度条件で添加し、¹⁵NO₃を堆積物中に浸透させるため培養を行った。培養時間は3時間と6時間とし、培養後にコア内の堆積物および直上水を、ポリカーボネイトパイプを用いて1本のコアに対し3本ずつ採取した。採取したサブコアサンプルを口の狭い容器に移し、スラリー状にしたものを静置する。その上澄み液をバイアル瓶に注ぎ、ZnCl₂で固定した。作成したバイアル瓶サンプルの質量分析は港湾空港技術研究所にて行った。バイアル瓶内の窒素を抽出するため、バイアル瓶にHe

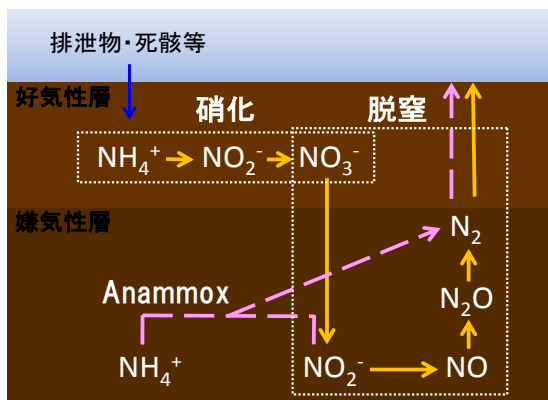


図1 硝化, 脱窒, Anammox の流れ

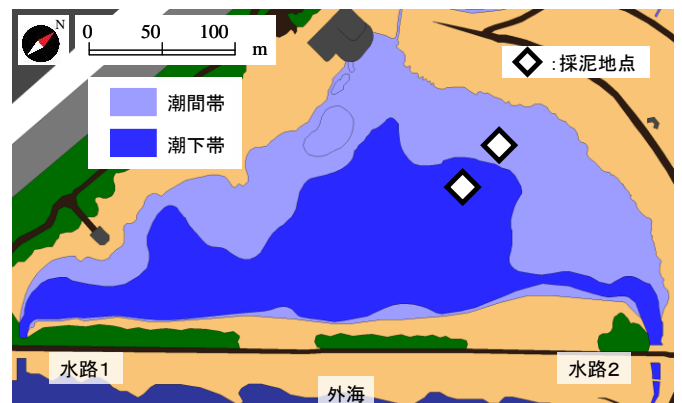


図2 調査対象干潟

キーワード：干潟 脱窒 Anammox r-IPT 法

連絡先：〒158-8557 東京都世田谷区玉堤 1-28-1 東京都市大学 Tell : 03-5707-0104 E-mail:g0818053@tcu.ac.jp

を 4ml 打ち込むと同時にバイアル瓶内の液を抜き、ヘッドスペースを作った。He で満たされた蒸留水を流した針をバイアル瓶に刺し、バイアル瓶内の気体をシリンジで 1.5ml 採った。大気の混入を防ぐためシリンジを押し出し続け、1ml になったところで質量分析計による測定を行った。

4. 脱窒・Anammox 速度の計算

質量分析計の計測より、大気、およびサンプルの $^{28}\text{N}_2$, $^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$ の割合が求まる。培養による $^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$ の生成量を図 3 のようにグラフにし、近似線の傾きを生成速度とした。図 3 は $^{15}\text{NO}_3^-$ を $100\mu\text{mol N/l}$ の濃度となるよう添加した場合および $200\mu\text{mol N/l}$ の濃度となるよう添加した場合のサンプルに対する、培養前(t_0)、培養 3 時間後(t_1)、培養 6 時間後(t_2)の $^{30}\text{N}_2$ の生成量を示したものである。培養前(t_0)は $\text{Na}^{15}\text{NO}_3$ の添加量の違いに関係なく窒素生成量は同程度となり、培養時間とともに窒素の生成量は増加する。また、その生成速度は $\text{Na}^{15}\text{NO}_3$ の添加条件が $100\mu\text{mol N/l}$ のサンプルより $200\mu\text{mol N/l}$ の方が大きくなる。この条件から外れたサンプルや、他のサンプルと値が大きく外れているサンプルは、質量分析計による測定の際に大気が混入してしまった等、測定が成功しなかったものと考えられ、生成速度を求める際に除外した。 $100\mu\text{mol N/l}$ の濃度条件で測定した $^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$ の生成速度を、それぞれ $p^{29}\text{N}_2^{(1)}$, $p^{30}\text{N}_2^{(1)}$ とし、 $200\mu\text{mol N/l}$ の濃度条件で測定した $^{29}\text{N}_2$, $^{30}\text{N}_2$ の生成速度を、それぞれ $p^{29}\text{N}_2^{(2)}$, $p^{30}\text{N}_2^{(2)}$ とする。求めた生成速度から、式(1)~(4)に示す r-IPT 法の式を用いて脱窒・Anammox 速度を計算した。ここで、V は異なる 2 つの濃度の比、 r_{14} は $^{14}\text{NO}_3^-/^{15}\text{NO}_3^-$ 比である。脱窒・Anammox 速度の測定結果を図 4 に示す。

$$V = \frac{p^{29}\text{N}_2^{(1)} + 2p^{30}\text{N}_2^{(1)}}{p^{29}\text{N}_2^{(2)} + 2p^{30}\text{N}_2^{(2)}} \quad (1)$$

$$r_{14} = \frac{p^{29}\text{N}_2^{(1)} - V \cdot p^{29}\text{N}_2^{(2)}}{2(p^{30}\text{N}_2^{(1)} - V^2 \cdot p^{30}\text{N}_2^{(2)})} \quad (2)$$

$$r - IPTp^{14} = 2 \cdot r_{14} \{ p^{29}\text{N}_2 + p^{30}\text{N}_2(1 - r_{14}) \} \quad (3)$$

$$\text{Anammox} = 2 \cdot r_{14} (p^{29}\text{N}_2 - 2r_{14} \cdot p^{30}\text{N}_2) \quad (4)$$

5. 結果

図 4 より、脱窒・Anammox 速度の測定値はそれぞれ、 $39\mu\text{mol N/m}^2/\text{h} \sim 349\mu\text{mol N/m}^2/\text{h}$, $16\mu\text{mol N/m}^2/\text{h} \sim 305\mu\text{mol N/m}^2/\text{h}$ と、大きな差があった。この値の差の原因が、底質や水質の差によるものか、測定時の誤差の問題であるのかは不明である。

6. 考察

結果より、潮間帯と潮下帯を比較すると、脱窒速度、Anammox 速度ともに潮下帯の方が大きくなった。これは、より嫌氣的である潮下帯において、脱窒・Anammox 反応が活発に行われたと考えられる。

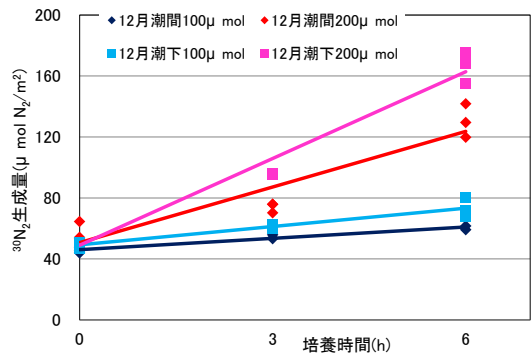


図 3 12月 $^{30}\text{N}_2$ 生成量

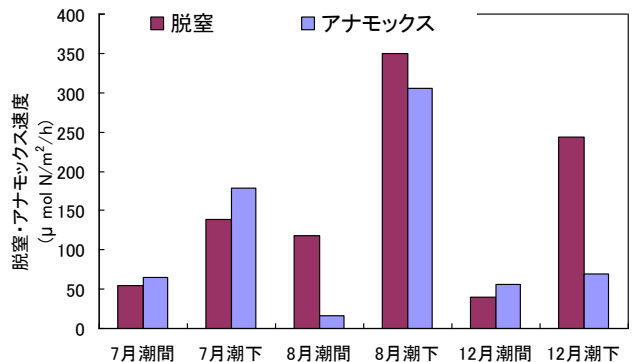


図 4 脱窒・Anammox 速度

参考文献

- 1) Risgaard-Petersen et al. : Application of the isotope pairing technique in sediments where anammox and denitrification coexist, Limnol Oceanogr Meth 1, p63-73, 2003.
- 2) 野寄勝己：東京港野鳥公園干潟の堆積物における脱窒速度の測定, 東京都市大学卒業論文, 73p, 2010.