

[文章编号] 1007-7405(2015)06-0407-07

温度、光照强度和盐度对近海养殖水体硝化作用的影响

蔡真珍¹, 郑盛华², 王 宪³

(1. 厦门海洋职业技术学院, 福建 厦门 361002; 2. 福建省水产研究所, 福建 厦门 361013;
3. 厦门大学海洋与地球学院, 福建 厦门 361005)

[摘要] 采集近海养殖水体, 在实验室进行不同温度、光照强度、盐度的模拟培养, 考察环境因子对硝化作用的影响。结果表明: 在 15.0~29.0℃ 范围内, 养殖水体温度越高, 硝化作用进行得越快、越完全; 黑暗和自然光条件对硝化作用影响不大, 而 4500 lx 下 NO_3^- 则明显被吸收; 盐度 18 的养殖水体对亚硝化有抑制现象, 但硝化作用仍进行得较完全; 在盐度 36 下的硝化作用受到一定程度的抑制。

[关键词] 温度; 光照强度; 盐度; 近海; 养殖; 水体; 硝化作用

[中图分类号] S 912

[文献标志码] A

Influence of Temperature, Illumination Intensity and Salinity on Nitrification in Coastal Aquaculture Water

CAI Zhen-zhen¹, ZHENG Sheng-hua², WANG Xian³

(1. Xiamen Ocean Vocational College, Xiamen 361002, China; 2. Fisheries Research Institute of Fujian, Xiamen 361013, China; 3. College of Ocean & Earth Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: The effects of temperature, illumination intensity and salinity on nitrification were investigated in laboratory condition. The results indicated that the nitrification rate and nitrate proportion increased during 15.0℃ to 29.0℃. There was no evident impact on the nitrification under the condition of dark and natural lighting, while, the intrate nitrogen was uptaken obviously at the light of 4500lx. It showed that the lower salinity of 18 had no influence on the nitrification, whereas the higher salinity of 27 and 36 inhibited the nitrification to a certain degree in terms of nitrification rates and nitrate proportions.

Key words: temperature; illumination intensity; salinity; coastal; aquaculture water; nitrification

0 引言

水产养殖中, 大量施肥或投饵易导致养殖池中的含氮有机物含量上升, 过剩的含氮有机物在适当条件下被异养生物分解为氨氮。氨氮含量过高会阻碍生物体内氨的正常代谢, 损害身体器官, 严重影响生长发育甚至造成死亡^[1]。硝化作用能去除水体中的氨, NH_4^+ 在硝化细菌的作用下转化为 NO_2^- , 再进一步转化为 NO_3^- 。氨氧化细菌可附着在不同的载体上, 如聚乙烯过滤棉, 以促进水体中氨氮的去除^[2]。水体中的硝化作用和一系列因素相关, 包括环境因子、生态因素、生物因子等。目前, 国内外对硝化作用影响因素的研究主要集中在湖泊、河口及沉积物中的 NH_4^+ 的降解。如文献 [3] 报

[收稿日期] 2015-09-28

[修回日期] 2015-10-23

[基金项目] 福建省省属公益类科研院所基本科研专项(闽海渔科 2013R001-8 号); 福建省渔业“五新”科技推广项目(闽海渔五新合同 [2012] 001 号)

[作者简介] 蔡真珍(1983—), 女, 讲师, 硕士, 从事海洋化学、环境化学研究, E-mail: ch117@126.com.

道^[3], 水体涡动能引起颗粒物再悬浮, 从而将硝化细菌带入水体, 加速了硝化作用. 文献 [4] 的研究认为, 氧的侵蚀深度是影响沉积物中硝化速率的重要因素. 文献 [5] 报道了沉积物中的硝化速率受上覆水中的溶解氧、 NH_4^+ 、 NO_3^- 的控制. 文献 [6] 的研究表明太湖竺山湾水体及沉积物氨氧化速率随 NH_4^+ 含量的升高而显著增加.

当前, 养殖水域环境污染的加重限制了水产养殖业的可持续发展, 硝化作用是近海养殖系统中氨氮污染治理的有效途径, 而文献中对其影响因素的深入研究报告较少. 本文通过在不同温度、光照强度、盐度下的实验室模拟培养, 探讨环境因子对近海养殖水体硝化作用的影响, 以为近海养殖海域生态系统的改善提供理论研究基础.

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

S-10E 盐度折射计 (日本 ATAGO 公司); GXZ-260C 智能光照培养箱 (宁波江南仪器厂); M-104 充氧泵 (马来西亚 KWZONE 公司); Spectrum 722 可见分光光度计、752 型紫外光栅分光光度计 (上海精密科学仪器有限公司).

NaNO_2 、磺胺、浓盐酸、盐酸萘乙二胺、 KNO_3 、 CdCl_2 、 NH_4Cl 、 $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 、 KBrO_3 、 KBr 、锌卷均为分析纯; NaCl 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 NaOH 均为优级纯.

1.2 实验方法

水样及底泥采自厦门西海域近海养殖区, 在采样后 24 h 内, 根据 GB 17378.4—2007, 分别采用次溴酸盐氧化法、萘乙二胺分光光度法、锌-镉还原法测定水体中的初始 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ ^[7].

取 5 L 水样及 2 cm 厚的底泥分装于大玻璃缸 (5 L) 中, 底泥充分混合均匀后平铺于玻璃缸底层. 设定不同的培养条件 (温度、光照强度、盐度), 每个玻璃缸均设置 2 个平行组. 温度及光照强度用智能光照培养箱调节; 盐度则以在水体中添加 NaCl 或纯水并用盐度计确认的方式调节. 实验过程均采用增氧机不断充氧使水体保持氧饱和. 每天定时于底泥上方约 5 cm 处以虹吸法吸取水样并测定水体中的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$, 实验数据均为 3 次重复测定后的平均值. 并根据公式: $\rho(\text{硝态氮})/\rho(\text{总无机氮}) = [\rho(\text{NO}_3^-) + \rho(\text{NO}_2^-)]/[\rho(\text{NO}_3^-) + \rho(\text{NO}_2^-) + \rho(\text{NH}_4^+)] \times 100\%$, 计算硝态氮在总无机氮中的占比.

在其他环境参数不变的情况下, 温度梯度的设置为 15.0, 22.0, 29.0 °C; 光照强度梯度的设置为黑暗、自然光照 (12 h: 12 h)、4500 lx; 盐度梯度的设置为 18, 27, 36.

2 结果

2.1 温度对硝化作用的影响

2.1.1 不同温度下无机氮的变化趋势

将水体分别置于 15.0, 22.0, 29.0 °C 下培养, 共连续测定了 11 d, 直至 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 趋于稳定. 分别将测得的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 对时间 t 作图 (见图 1), 得到不同温度下水体中无机氮随时间的变化曲线. 实验发现: $\rho(\text{NH}_4^+)$ 在第 1—4 天有一定波动, 第 4—11 天总体呈下降趋势, 符合硝化作用的规律. 29.0 °C 水体, 培养到第 6 天时 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 降至 $5.56 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 而 15.0 °C 和 22.0 °C 水体到第 6 天时 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 分别为 $51.72 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18.73 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. 从第 4 天开始, 15.0 °C 水体中的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 始终比 22.0 °C 和 29.0 °C 中的高, 因 3 个温度下 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的初始值相同, 可见 22.0 °C、29.0 °C 水体中的 NH_4^+ 降解较快. 实验初期 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 波动的原因可能为, 从养殖区采样后, 经过混匀、分装, 水体中的平衡体系需要重新建立.

由图 1b 可见, 伴随着 NH_4^+ 的减少, $\rho(\text{NO}_3^-)$ 总体呈上升趋势 (初期也有一定的波动), 其上升的快慢和温度相关. $29.0\text{ }^\circ\text{C}$ 下 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 上升得最快, 到第 7 天已升至 $693.28\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 $15.0\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $22.0\text{ }^\circ\text{C}$ 下则分别为 $641.64\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $676.25\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

$\rho(\text{NO}_2^-)$ 的变化显示了硝化作用分步进行的规律. 当发生亚硝化反应时, 因生成 NO_2^- , $\rho(\text{NO}_2^-)$ 不断升高; 后由于 NO_2^- 转化为 NO_3^- , 其则下降. 温度越高, 其变化越快, $29.0\text{ }^\circ\text{C}$ 的水体, $\rho(\text{NO}_2^-)$ 在反应第 3 天即达最高点 $251.85\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $22.0\text{ }^\circ\text{C}$ 的水体也在第 3 天达最高点, 但 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的值较低 ($220.86\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); $15.0\text{ }^\circ\text{C}$ 的水体在第 4 天才达最高点, 且最高值为三者中最低, 仅为 $177.68\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. 从到最高点后 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的下降情况看, 温度越高, 下降越快.

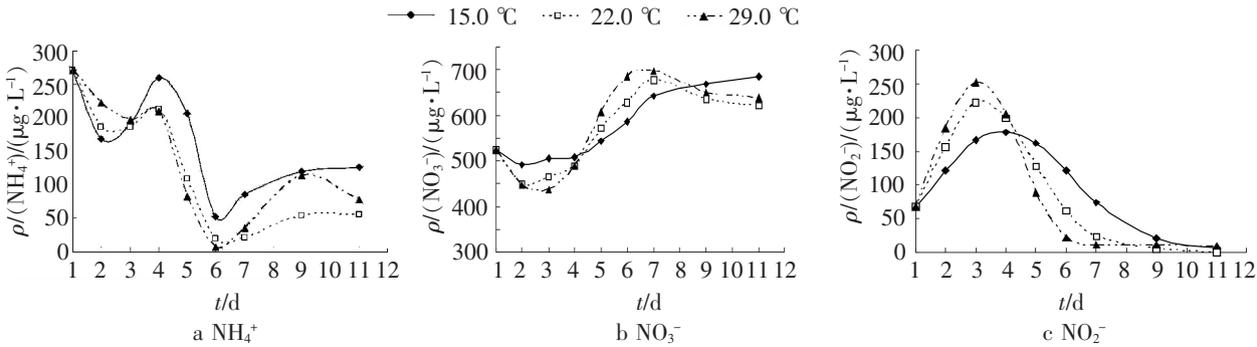


图 1 不同温度下无机氮随时间变化曲线

Fig.1 Changes in the concentration of inorganic nitrogen at different temperatures

2. 1. 2 不同温度下的硝态氮占比

硝化作用可分为亚硝化反应和硝化反应, 分别生成 NO_2^- 和 NO_3^- . 因此, 计算硝态氮在总无机氮中的占比并对比其在反应初始及结束时的变化, 可较客观地衡量水体中硝化作用的完全程度. 从硝化后硝态氮占比的高低, 可考察所设定的环境因子对硝化过程的影响.

如图 2 所示, 经计算得到, 硝化初始时水体中硝态氮占总无机氮的比例为 68.61% , 在硝化结束后, $15.0\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $22.0\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $29.0\text{ }^\circ\text{C}$ 下硝态氮占比分别为 93.17% 、 97.35% 、 99.22% .

2. 2 光照强度对硝化作用的影响

2. 2. 1 不同光照强度下无机氮的变化趋势

将水体分别置于黑暗、自然光 ($12\text{ h}:12\text{ h}$)、 4500 lx 下培养, 共连续测定了 13 d , 直至 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 趋于稳定. 分别将 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 对时间 t 作图, 得到不同光照强度条件下水体中无机氮的质量浓度随时间变化的曲线 (见图 3).

如图 3a 所示, 不同光照强度下 NH_4^+ 的降解速率各不相同. 实验第 1—2 天, 水体平衡环境重新建立, $\rho(\text{NH}_4^+)$ 有所上升. $\rho(\text{NH}_4^+)$ 在第 2 天后逐渐下降, 其在 4500 lx 对应的水体中降低最迅速, 在第 6 天降至 $1.51\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 后几乎稳定至反应结束.

$\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化如图 3b 所示, 不同光照强度条件下有较大差异. 黑暗和自然光条件下 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化趋势整体一致, 即先缓慢上升后趋于稳定, 和 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的变化规律相反, 体现了硝化作用的进行. 而在 4500 lx 光照强度下, 从第 5 天到第 6 天, $\rho(\text{NO}_3^-)$ 大幅度下降, 从 $489.88\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $16.85\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 后基本稳定, 保持在 $20\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 相比于稳定后黑暗和自然光条件下的 $\rho(\text{NO}_3^-)$

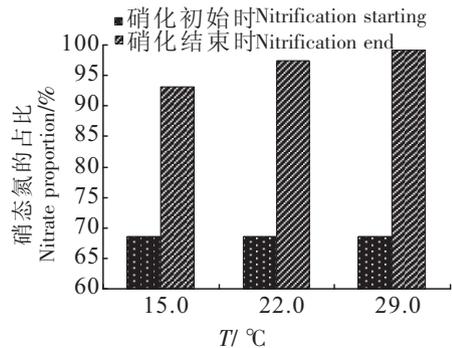


图 2 不同温度下的硝态氮占比

Fig.2 Nitrate proportions at different temperatures

均在 $550 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上, 4500 lx 下的 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 显得极低.

不同光强下 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 变化趋势相似 (见图 3c). 从第 1 天开始上升至第 3 天, 3 种情况下其均达最高值, 且最高值相近 ($399.30, 423.80, 393.11 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), 达最高点后则逐渐下降. 随着反应的进行, 4500 lx 下 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的变化趋势与自然光及黑暗下的一致, 且始终为 3 个培养缸中最低.

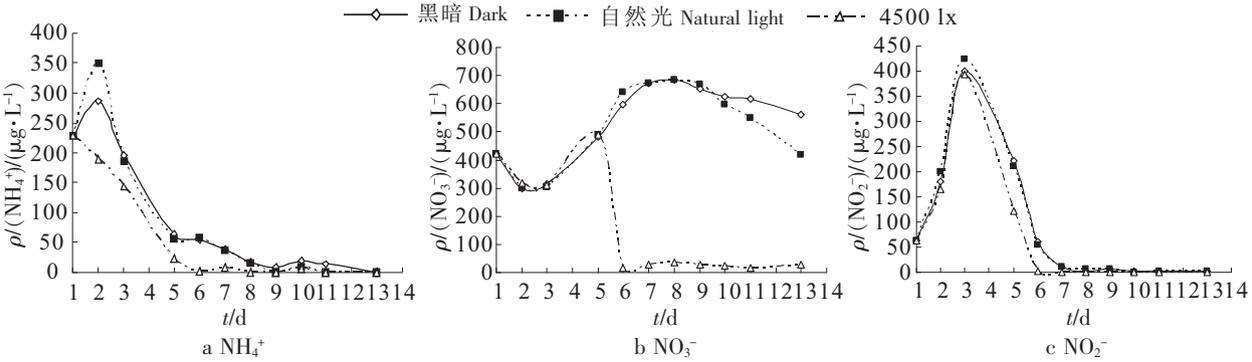


图 3 不同光照强度下无机氮随时间变化曲线

Fig.3 Changes in the concentration of inorganic nitrogen under different intensities of illumination

2.2.2 不同光照强度下的硝态氮占比

因在 4500 lx 下 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 降低较多, 本文仅以黑暗和自然光条件进行对比, 结果如图 4 所示. 经计算得, 在黑暗、自然光下硝态氮占比分别为 94.60% 、 94.89% (硝化初始时为 67.87%). 自然光下的硝态氮占比略高, 但二者差别不大.

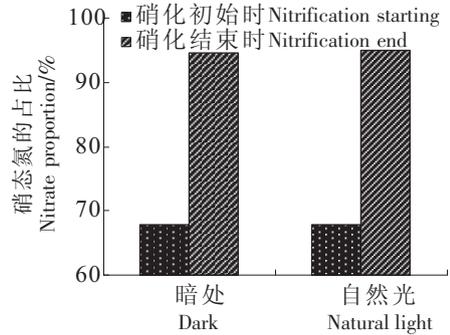


图 4 不同光照强度下的硝态氮占比

Fig.4 Nitrate proportions under different intensities of illumination

2.3 盐度对硝化作用的影响

2.3.1 不同盐度下无机氮的变化趋势

将水体分别置于盐度 18, 27, 36 下培养, 共连续测定了 11 d, 直至 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 趋于稳定. 分别将 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 对时间 t 作图, 得到不同盐度下水体中无机氮随时间的变化曲线 (见图 5).

由图 5a 可见, 不同盐度水体中 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的变化趋势相似, 在实验第 1—3 天, 因水体的平衡体系在混匀、分装后重新建立, 故其有所增大, 但从第 3 天开始下降, 第 8 天降至最低点. 盐度 27 水体中的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 从第 3 天的 $330.90 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至第 8 天的 $4.34 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 盐度 36 水体中的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 从 $289.42 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $11.54 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 而盐度 18 对应的曲线变化则相对缓慢.

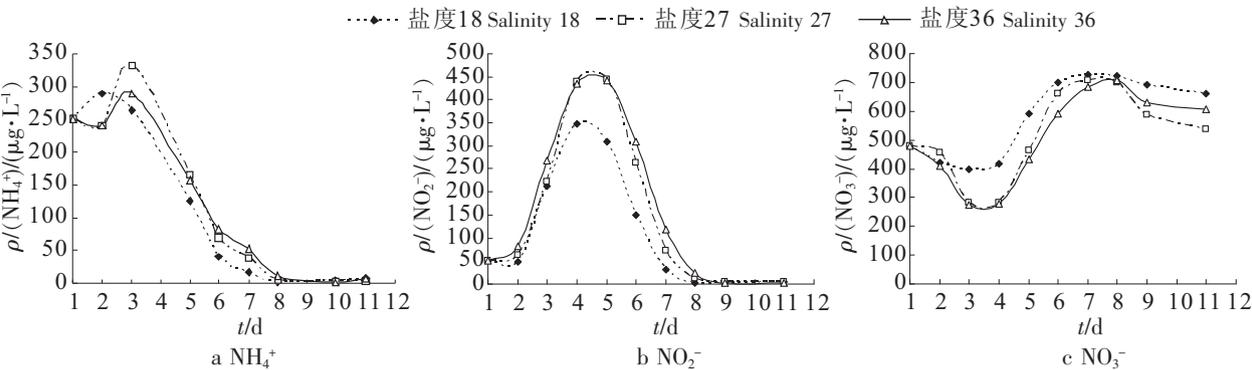


图 5 不同盐度下无机氮随时间变化曲线

Fig.5 Changes in the concentration of inorganic nitrogen under different salinities

从图5b可见, 在盐度18水体中 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 随时间变化的曲线较为平缓, $\rho(\text{NO}_2^-)$ 第4天升至 $348.92 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 而在盐度27和36的水体中分别为 $439.84 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $433.65 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 说明盐度较低时亚硝化作用进行得较慢. 到反应第8天, 盐度18, 27, 36水体中的 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 分别为2.11, 11.68, $23.50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 可见, 相比于盐度36, 盐度27水体中的硝化作用进行得较快, 而盐度18的水体在硝化作用的第二阶段并未出现明显的抑制现象.

从图5c可见, $\rho(\text{NO}_3^-)$ 和 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的变化趋势相反, 盐度18水体中的 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化幅度较之盐度27和盐度36的小; 但3种不同盐度的水体在反应第8天(即硝化作用进行较完全时)的 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 十分接近, 在第9—11天都略有下降, 可能是由于硝化作用结束后一小部分 NO_3^- 被浮游植物吸收所致.

2.3.2 不同盐度下的硝态氮占比

经计算得(见图6), 在盐度18、27、36下硝态氮在总无机氮中的占比分别为99.38%、99.39%、97.92%(硝化初始时为67.93%), 硝化作用均进行得较完全, 且盐度36的水体硝态氮占比为3种盐度中最低.

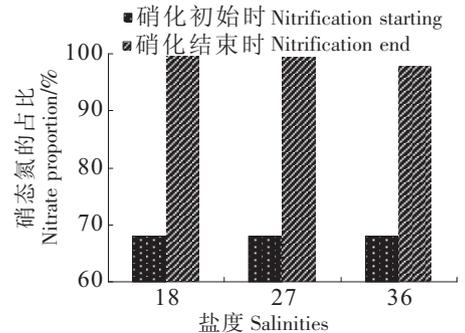


图6 不同盐度下的硝化态氮占比

Fig.6 Nitrate proportions under different salinities

3 讨论

1) 温度是影响微生物生长代谢的重要环境因子之一, 直接影响微生物对物质的吸收和利用. 对于硝化作用而言, 温度可能会影响硝化细菌的活性, 从而对反应造成影响. 王淑莹等^[8]报道, 在不同温度(10, 15, 20, 25, 30 °C)下, 随着温度升高, 污泥中的硝化速率加快. 周玲玲等^[9]的研究表明, 在生物膜培养反应器模拟给水管网系统中, 30 °C时硝化作用显著而15 °C时不明显. 徐敏等^[10]指出, 海洋硝化细菌在20~35 °C时对氨氮的去除率均较高, 但在40 °C时去除效果较差. Wang Ling等^[11]的研究指出, 人工湿地里的硝化细菌对四季温度有较强的适应性. Fontenot Q.等^[12]的研究指出, 废水中硝化作用的最适温度是22~37 °C. Yoo H.等^[13]的研究表明, 亚硝化反应的最佳温度是22~27 °C, 或至少不能低于15 °C.

本研究显示, 在15.0~29.0 °C的温度范围内, 温度越高, $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化均越快, 说明近海养殖水体的硝化作用速率随温度升高而增大. 15.0, 22.0, 29.0 °C下硝态氮占比较之硝化初始时均有了明显上升, 其数值随着温度升高而增大, 说明温度越高, 硝化作用进行得越完全.

2) 光照强度和水体中的浮游植物生长紧密相关. 在适宜的光照强度范围内, 光照强度增加, 则光合作用速率增加, 浮游植物对营养盐的吸收也会加快, 有利于浮游植物生长. 本研究中, 在4500 lx光照强度下, $\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化和硝化作用关联不大, 其在培养过程大幅降低; $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的变化趋势在自然光及黑暗下一致, 但其值始终偏低. 据文献[14]报道, 微藻在海水中对 NO_3^- 的吸收随光照强度增大而增加; 操家顺等^[15]指出, 光照强度提高可有效促进污染水体中 NO_3^- 的去除, 去除速率随光照强度增加而增加. 程丽巍等^[16]报道, 20 °C下随着光照增强, 石莼对 NO_3^- 的最大吸收速率增加. Zhang Shan等^[17]研究指出, 光照时间延长至20 h/d、24 h/d, 微藻对水体中N的去除明显增强. Meyer R. L.等^[18]报道, 在丹麦的兰德峡湾, 以 NO_3^- 为主硝态氮的消耗量和硝化反应并无太大关联, $\rho(\text{NO}_3^-)$ 高的站点, 光照强度对 NO_3^- 的消耗有明显影响. 本实验中水样及底泥采自近海养殖区, 均含有一定数量的浮游植物, 水样和底泥为均匀混合后分装, 可认为各玻璃缸中的水体环境一致, 而只有4500 lx下的玻璃缸中 NO_3^- 大幅降低, 原因可能为连续的较强光照促进了水体中浮游植物对营养盐的吸收, 在反应后期水体中 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 很低, 浮游植物主要吸收 NO_3^- , 其影响大大

超过硝化作用,较大光照强度导致浮游植物同时吸收 NH_4^+ 和 NO_2^- ,而在硝化作用的后半阶段, $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 因硝化作用而不断降低,被浮游植物吸收不如 NO_3^- 明显。

本研究显示,在黑暗条件下,养殖水体中的 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 的变化趋势均在自然光照下无显著差别;自然光下的硝态氮占比比黑暗处略高,但相差不大. Enoksson V. 等^[19]指出硝化细菌多存在于海底沉积物中,大洋表面的硝化作用因光照而被抑制. Yoshioka T. 等^[20]认为海水表面的强光照可能对细菌消化酶产生抑制. Krishnan K. P. 等^[21]的研究表明,光照对北极峡湾水样的硝化作用有抑制作用. 也有研究认为,光照同时起着平衡氨的氧化和植物吸收之间的关系,抑制作用并非绝对^[22]. 本实验中并未观察到光照对硝化作用的抑制。

3) 盐度能影响水生动物体液的渗透压和离子浓度,盐的电离可能影响水体中的离子环境,进而对硝化作用造成影响. 在已有研究结果中, Douro 河口当盐度从 0 增加到 15 时,沙质沉积物中的硝化速率增加 40%,但当盐度增加到 30 时硝化受到抑制^[23]; Rysgaard S. 等^[24]的研究则发现,盐度的增加抑制了硝化作用;吕艳华等^[25]的研究表明,黄河三角洲湿地在盐度 0~15 范围内硝化作用强度变化不大,但当盐度增至 25 时受到抑制. 本实验中,从 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的变化看,在盐度 27 水体中其降解速率最快; $\rho(\text{NO}_2^-)$ 的变化也反映出盐度 27 水体中的硝化作用速率比盐度 36 的快;同时,在盐度 27 的水体中,硝化作用结束后的硝态氮占比也比盐度 36 的高. 这些说明高盐度对近海养殖水体的硝化作用有一定抑制。

本研究显示,盐度 18 水体中的 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 升高较慢,且最高值较盐度 27, 36 水体中的都低,说明低盐度可能会对亚硝化作用有一定的抑制;而在硝化作用的第二阶段,盐度 18 的水体中未发现 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 被明显抑制. 盐度 18 水体中的 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 变化较盐度 27, 36 水体中的更平缓,但硝化结束后其中的 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 及硝态氮占比均与盐度 27 水体中的接近,可见短期的盐度下降对硝化作用的速率有影响,但不影响反应的完全程度. 可能原因是水环境中的硝化细菌作用的活性受短时间的盐度下降影响大,但其能在一段时间后逐渐适应较低盐度。

4 结论

1) 在 15.0~29.0 °C 的范围内,温度升高对近海养殖水体的硝化作用有明显的促进作用。

2) 黑暗及自然光照培养下,近海养殖水体的硝化作用无显著差别;但连续较强的光照 (4500 lx) 会导致 NO_3^- 明显被吸收。

3) 盐度在 18~36 的范围内,盐度 18 对近海养殖水体的亚硝化阶段有抑制,但对硝化作用的反应完全程度无影响;而在盐度 36 下的硝化作用则受到一定程度的抑制。

[参 考 文 献]

- [1] 张卫强,朱英. 养殖水体中氨氮的危害及其检测方法研究进展 [J]. 环境卫生学杂志, 2012, 2(6): 324-327.
- [2] LU S M, LIAO M J, XIE C X. Removing ammonium from aquaculture ponds using suspended biocarrier-immobilized ammonia-oxidizing microorganisms [J]. Annals of Microbiology, 2015, 65(4): 2041-2046.
- [3] JAMES J P, MARTIN T A. Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system [J]. Water Research, 2000, 34(4): 1247-1254.
- [4] WANG C, ZHAI W Y, YIN W, et al. The limiting role of oxygen penetration in sediment nitrification [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(14): 10910-10918.
- [5] 徐继荣,王友绍,殷建平,等. 大亚湾海域沉积物中的硝化与反硝化作用 [J]. 海洋与湖沼, 2007, 38(3): 206-211.
- [6] 陈国元. $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度对太湖竺山湾水体及沉积物中硝化作用的影响 [J]. 水生态学杂志, 2012, 33(2): 55-60.
- [7] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准管理委员会. 海洋监测规范: GB 17378.4—2007 [S].
- [8] 王淑莹,刘旭,吴蕾. 温度和游离氨对颗粒与絮状污泥硝化性能影响的对比研究 [J]. 北京工业大学学报,

2013, 39(2): 297-303.

- [9] 周玲玲, 张永吉, 宋正国, 等. pH 和温度对氯胺消毒给水管网硝化作用的影响 [J]. 环境科学, 2011, 32(6): 1627-1631.
- [10] 徐敏, 牛越, 昌晶, 等. 几种理化因子对海洋硝化细菌去除氨氮效果的影响 [J]. 微生物学杂志, 2007, 2(5): 65-69.
- [11] WANG L, LI T. Effects of seasonal temperature variation on nitrification, anammox process, and bacteria involved in a pilot-scale constructed wetland [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(5): 3774-3783.
- [12] FONTENOT Q, BONVILLAIN C, KILGEN M, et al. Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater [J]. Bioresource Research, 2007, 98(9): 1700-1703.
- [13] YOO H, AHN K H, LEE H J, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor [J]. Water Research, 1999, 33(1): 145-154.
- [14] 方涛, 贺心然, 冯志华, 等. 光照对微藻在海水中吸收氮磷营养盐的影响 [J]. 淮海工学院学报 (自然科学版), 2012, 21(2): 80-83.
- [15] 操家顺, 单淇. 光照强度对光能自养生物膜去除低污染水体中硝态氮的影响研究 [J]. 环境污染与防治, 2013, 35(3): 15-19.
- [16] 程丽巍, 邹定辉, 郑青松. 光照和温度对氮饥饿及饱和营养条件下石莼 (*Ulva lactuca*) 的硝态氮吸收动力学影响 [J]. 生态学杂志, 2010, 29(5): 939-944.
- [17] ZHANG S, KIM T H, HAN T H, et al. Influence of light conditions of a mixture of red and blue light sources on nitrogen and phosphorus removal in advanced wastewater treatment using *Scenedesmus dimorphus* [J]. Biotechnology and Bioprocess Engineering, 2015, 20(4): 760-765.
- [18] MEYER R L, REVSBECH N P, KJÆR T. Use of NO_x^- microsensors to estimate the activity of sediment nitrification and NO_x^- consumption along an estuarine salinity, nitrate, and light gradient [J]. Aquatic Microbial Ecology, 2001, 26(2): 181-193.
- [19] ENOKSSON V, FOGELQUIST E, FONSELIUS S. Nitrogen speciation and nitrification potential in the Skagerrak area during the SKAGEX IV experiment [J]. Deep Sea Research I, 1996, 43: 1029-1044.
- [20] YOSHIOKA T, SAIJO Y. Photoinhibition and recovery of NH_4^+ oxidizing bacteria and NO_2^- oxidizing bacteria [J]. Journal of General & Applied Microbiology, 1984, 30: 151-166.
- [21] KRISHNAN K P, SINHA R K, RAJAN S. Pelagic nitrification and denitrification rates in an Arctic fjord during early spring [J]. Annals of Microbiology, 2014, 64(1): 365-376.
- [22] LIPSCHULTZ F, WOFSY S C, FOX L E. The effects of light and nutrients on rates of ammonium transformation in a eutrophic river [J]. Estuarine Marine Chemistry, 1985, 16(4): 329-341.
- [23] MAGALHÃES, SAMANTHA B J, ROSA M M, et al. Effect of salinity and inorganic nitrogen concentrations on nitrification and denitrification rates in intertidal sediments and rocky biofilms of the Douro River Estuary, Portugal [J]. Water Research, 2005, 39(9): 1783-1794.
- [24] RYSGAARD S, THASTUM P, DALSGAARD T, et al. Effects of salinity on NH_4^+ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish Estuarine sediments [J]. Estuaries, 1999, 22: 21-31.
- [25] 吕艳华, 白洁, 姜艳. 黄河三角洲湿地硝化作用强度及影响因素研究 [J]. 海洋湖沼通报, 2008(2): 61-66.

(责任编辑 朱雪莲 英文审校 刘静雯)