

## 碳氮比对滤料除氨氮能力的影响试验研究

赵倩<sup>1,2</sup>, 曲克明<sup>2</sup>, 崔正国<sup>2</sup>, 王威<sup>1,2</sup>

(1. 中国海洋大学 化学化工学院 山东 青岛 266100; 2. 农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室, 中国水产科学研究院黄海水产研究所 山东 青岛 266071)

**摘要:** 了解 C/N 对硝化性能的影响规律对循环养殖系统中生物滤器的设计和操作有重要意义, 为此本文通过实验室内模拟试验对火山岩、生物滤球、珊瑚石 + 爆炸棉三组滤料在模拟海水养殖废水中的挂膜情况做了比较。挂膜成熟后对初始氨氮浓度为 2.5 mg/L 和 5.0 mg/L 下各滤料在 C/N 为 0、0.5、1、2、5 时模拟海水养殖废水处理效果进行分析, 并拟合出氨氮降解的动力学方程。结果表明: 珊瑚石 + 爆炸棉和火山岩滤料的挂膜成熟时间明显短于生物滤球; 同一初始氨氮浓度下滤料硝化速率均随 C/N 比的增大而增大, 在 C/N 为 5 时, 各组滤料有最大的硝化速率, 且珊瑚石 + 爆炸棉 > 火山岩 > 生物滤球; 相同 C/N 下, 各组滤料在初始氨氮浓度为 2.5 mg/L 时比初始氨氮浓度为 5.0 mg/L 时的硝化速率高。同一初始氨氮浓度下, 亚硝氮的积累程度随 C/N 的增大均呈降低趋势; 在相同 C/N 下, 亚硝氮的积累程度均随初始氨氮浓度的增大也增大。实验结果可为生物滤器在实践中的工程应用提供参考。

**关键词:** C/N; 生物滤料; 氨氮; 养殖废水

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2013)02-0243-06

## Experimental of effect of C/N ratio on ammonia nitrogen removal ability of stuff

ZHAO Qian<sup>1,2</sup>, QU Ke-ming<sup>2</sup>, CUI Zheng-guo<sup>2</sup>, WANG Wei<sup>1,2</sup>

(1. College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China)

**Abstract:** The effect of C/N ratio on nitrification plays an important role in the design and operation of bio-filter in re-circulating system treatment. In this paper, the situation of bio-film on the three stuffs of Corallite + the explosion cotton and Volcanic and Bio-filter balls in the treatment of simulated mari-culture wastewater were compared in the laboratory simulation test. After the bio-film maturation, each stuff under five different C/N (0, 0.5, 1, 2, 5) of the simulated mari-culture wastewater was tested and fitting out of the degradation kinetic equation of ammonia nitrogen. The results show that bio-film maturation time of corallite + the explosion cotton and volcanic filter was significantly shorter than the bio-filter balls. Under the same initial concentration of ammonia nitrogen, with the C/N increase, nitrification rate is increased. When C/N ratio is 5, each group filter has a maximum rate of nitrification, Corallite + the explosion cotton > Volcanic > Bio-filter balls. The nitrification rate of each group of filter at the initial ammonia nitrogen concentration of 2.5 mg/L is faster than ammonia nitrogen concentration of 5.0 mg/L. Under the same initial concentration of ammonia nitrogen, with the increase of C/N, the accumulation of nitrite is decreased. Under the same C/N, with the initial ammonia nitrogen concentration increase, the accumulation of nitrite is increased. The results can provide the useful information for the engineering applications of the biological filter.

**Key words:** C/N; biological filter; ammonia nitrogen; aquaculture wastewater

氨氮降解是工厂化高密度封闭式循环水养殖生产中非常重要的水处理工艺过程, 是实现海水循环水高效养

殖成败的关键<sup>[1]</sup>, 生物滤器作为封闭循环水处理的核心单元, 对去除养殖水体中对养殖鱼类有害的氨氮起着关

收稿日期: 2012-03-19, 修订日期: 2012-05-07

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2011BAD13B04)

作者简介: 赵倩(1988-), 女, 陕西宝鸡人, 硕士, 主要从事循环水养殖水处理研究, E-mail: zhaopian142336@yeah.net

通讯作者: 曲克明, E-mail: qukm@ysfri.ac.cn

键作用。用生物法处理含氨氮废水时,有机质的相对浓度是考虑的主要因素,有机质可促进异养细菌对N源的吸收和利用,因此维持最佳C/N是生物处理法成功的关键之一。在循环水养殖系统中鱼类的残饵和排泄物都是有机物质,因此养殖系统中含有大量包括溶解态和颗粒形式的有机物。C/N对硝化过程的影响可以由硝化速率和生物膜的构成来判断。

目前有大量关于有机物对硝化过程的影响研究,Car-rera等人研究了高浓度氨氮工业废水的处理,发现随着进水COD/N的增大,硝化速率呈指数下降<sup>[2]</sup>;Ling和Chen研究发现随着进水COD/N的增大,硝化速率最初呈指数下降,随着COD/N进一步增大,有机物抑制作用不太明显<sup>[3]</sup>;马秀兰等研究发现在好氧条件下,初始氨氮浓度相同时,随着C/N增加其降解速率加快,随着进一步C/N的增大,对氨氮的降解速率基本没有影响<sup>[4]</sup>。由此可见研究不同C/N对生物滤器的硝化性能影响有重要意义。

本文以添加葡萄糖、NH<sub>4</sub>Cl等营养物质的深井海水为处理对象,以微生态净水剂作为挂膜菌种,初步探索了生物滤球、火山岩和珊瑚石+爆炸棉滤料的生物挂膜情况,采用对比试验分析了滤料在不同初始氨浓度下C/N与滤料上的生物膜的硝化能力之间的关系,确定各滤料

在最大硝化速率时合理的C/N比,探讨污染物去除机理,从而为建立海水生物滤器硝化动力学模型提供重要参数和理论依据,并丰富封闭海水循环水养殖理论和技术。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料与装置

#### 1.1.1 填 料

滤料分A、B、C三组,依次为生物滤球、火山岩、珊瑚石+爆炸棉(考虑珊瑚石密度大和形状不规则,而爆炸棉密度小,且可以起固定作用,因此组合使用),形貌及参数见图1和表1。

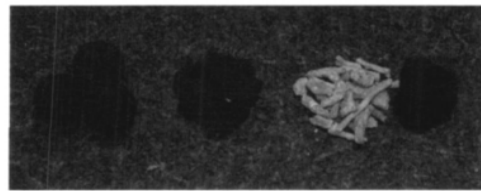


图1 生物滤料(从左到右依次为滤料A,滤料B,滤料C1,C2)

Fig. 1 Biofilm stuffings( from left to right: stuffingA, stuffingB, stuffingC1, C2)

表1 生物滤料的基本参数

Tab. 1 Basic character of bio-film stuff

滤料编号	A	B	C1	C2
名称	生物滤球(内带棉)	火山岩	珊瑚石	爆炸棉
材质	PP			发泡材料PVA
密度	0.92 g/cm <sup>3</sup>	1.4~1.6 g/cm <sup>3</sup>	2.7 g/cm <sup>3</sup>	0.04 g/cm <sup>3</sup>
比表面积	330 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	13.6~25.5 m <sup>2</sup> /g	1.75 m <sup>2</sup> /g	350 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>

#### 1.1.2 实验装置

试验采用自行研制的曝气生物滤器装置,有3套试验系统,每套系统设3个平行的上流式生物滤器,滤器采用并联方式。试验分3组,每组采用1组填料,使用1套试验系统;每套试验系统如图2所示。主要由生物滤器,水泵,加热棒,蓄水桶组成。滤器尺寸Φ140 mm×600 mm,滤柱壁厚20 mm,滤柱的上部和底部都有穿孔板布水,滤器的有效体积是20.35 L,蓄水桶的尺寸Φ635 mm×430 mm,有效容积200 L,填料高度580 mm,水箱里放有浸没式抽水泵,水族箱可调式加热棒及曝气气石。

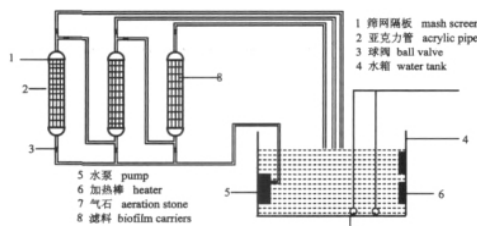


图2 曝气生物滤池试验装置

Fig. 2 Schematic diagram of experimental device

### 1.2 实验方法

#### 1.2.1 人工模拟海水养殖废水的配制

试验在烟台天源水产公司进行,试验用水选用人工模拟养殖污水,水源为天然海水,取自烟台近海地下十多米深的新鲜海水。水源的水质参数为:pH 7.5~8.0,盐度29.5,DO 4.1~5.2 mg/L。用优级纯NH<sub>4</sub>Cl和C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>·H<sub>2</sub>O模拟海水养殖废水中的主要污染物,模拟养殖污水包括NH<sub>4</sub>Cl,NaHCO<sub>3</sub>和其他必要的微量元素。根据需要调节初始氨的浓度,其他成份的量依据所需初始氨的浓度参考表2<sup>[5]</sup>的比例来确定,将其溶解后加入到新鲜海水。实验用水为200 L,系统运行的条件为:pH 7.4~8.0,盐度为28.0~29.5,DO大于6 mg/L,水温23~25℃,水力停留时间为22 min。

#### 1.2.2 挂膜方法及水质分析

挂膜期间每组三个生物滤器并联使用,每个水箱内投入5 g微生态净水剂(广东生维科牌,富含硝化细菌、芽孢杆菌及酵母菌等有益菌)作为挂膜用菌种。通过添加NH<sub>4</sub>Cl控制初始TAN(指的是总氨氮,下同)的浓度,其他成份的量根据表2按照TAN的加入量按比例来调节。挂膜期间采用梯度初始TAN浓度来挂膜,即第1 d采用15 mg/L的TAN挂膜,第8 d换水,仍采用15 mg/L的TAN挂膜,第22 d换水时采用7.5 mg/L的TAN挂膜。挂

膜期间每天下午 5:00 取一次水样,测定指标包括总氨氮(TAN)、亚硝态氮(NO<sub>2</sub>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub>-N)和化学需氧量(COD<sub>Mn</sub>),并根据化学需氧量(COD<sub>Mn</sub>)的变化情况及时补充有机碳源葡萄糖。

表 2 基质营养的组成成份

Tab.2 Composition of synthetic substrate

成份	质量/g
NH <sub>4</sub> Cl	1 377
NaHCO <sub>3</sub>	3 500
MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	36
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	153
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	159
FeCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	5

1.2.3 试验设计

挂膜成熟后,共设置 10 组试验,即在 2 组不同初始 TAN 浓度下分别设置 5 组不同的 C/N 探究每组滤料在不同初始 TAN 浓度时有最大硝化速率时对应的 C/N。

其中两组初始 TAN 浓度通过添加 NH<sub>4</sub>Cl 使其分别为 5.0 mg/L 2.5 mg/L,每组设置 5 个 C/N,分别为 0,0.5,1,2,5(C/N 比规定为两种元素的摩尔比值,通过人工向水中添加葡萄糖的用量来控制;C/N 为 0 指的是不添加葡萄糖),通过测量不同时间 TAN 与 NO<sub>2</sub>-N 的浓度,探讨不同初始 TAN 浓度下,不同 C/N 对各滤料硝化能力的影响。每组 C/N 试验的时间约 3 d。

1.2.4 水质分析及数据处理方法

水质指标的检测依照《海洋监测规范》(GB17378.4-2007):化学需氧量(COD<sub>Mn</sub>)采用碱性高锰酸钾法测定,TAN 采用次溴酸盐氧化法,NO<sub>2</sub>-N 采用萘乙二胺分光光度法,NO<sub>3</sub>-N 采用锌镉还原法测定,盐度、pH、DO、水温采用 YSI 多参数水质分析仪测定。

试验数据结果采用 Origin7.5 软件拟合的 TAN 降解的动力学方程即  $\ln c = kt + b$  ( $c$  为氨氮浓度,单位 mg/L;  $t$  指曝气时间,单位 h;  $k$  为 TAN 降解速率常数,单位是 L/(mg · h);  $b$  为常数,即对初始 TAN 浓度取对数可求之。)

数据采用 Origin7.5 软件作图。

2 结果与分析

2.1 生物滤器的启动

本试验生物滤池启动阶段的 TAN 与 NO<sub>2</sub>-N 及 NO<sub>3</sub>-N 的变化情况分别见图 3、图 4 和图 5。

在挂膜期间,为使挂膜周期缩短,分别于第 8 d 和第 22 d 换水。随着亚硝化细菌、硝化细菌以及一些有益细菌生长繁殖过程,生物膜逐渐形成,硝化菌群建立,NO<sub>2</sub>-N 和 NO<sub>3</sub>-N 的浓度随着 TAN 的去除而变化。

从图 3 可以看出,在前 7 d TAN 浓度略有降低,第 8 d 换水后,TAN 浓度一直处于缓慢下降的趋势,在第 22 d 换水后,珊瑚石与爆炸棉的组合滤料和火山岩滤料的 TAN 浓度下降很快。图 4 为生物滤池启动阶段 NO<sub>2</sub>-N 浓度的变化情况。NO<sub>2</sub>-N 浓度是开始缓慢升高达到最高值后缓

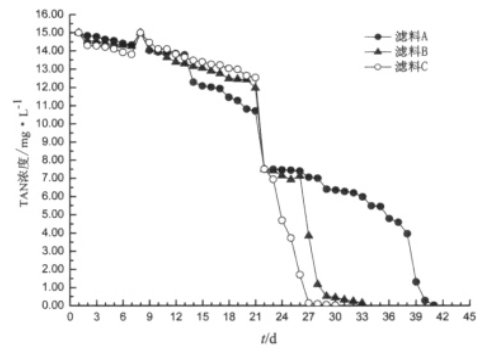


图 3 生物膜培养过程中总 TAN 浓度的变化

Fig.3 TAN concentration changes during cultivation of bio-film

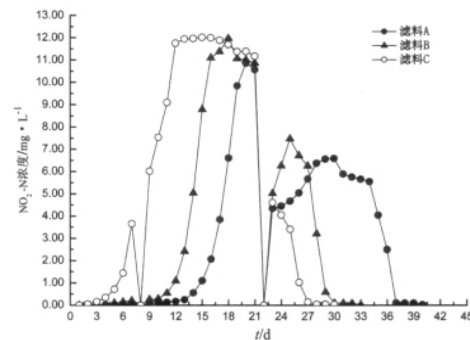


图 4 生物膜培养过程中 NO<sub>2</sub>-N 浓度的变化

Fig.4 NO<sub>2</sub>-N concentration changes during cultivation of bio-film

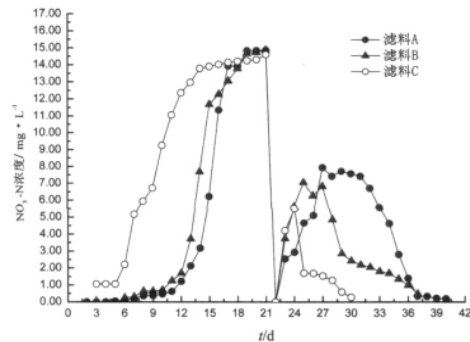


图 5 生物膜培养过程中 NO<sub>3</sub>-N 浓度的变化

Fig.5 NO<sub>3</sub>-N concentration changes during cultivation of bio-film

慢下降,在第二次换水后可以看出,珊瑚石与爆炸棉组合滤料的 NO<sub>2</sub>-N 浓度在第 26 d 后快速下降,火山岩的 NO<sub>2</sub>-N 浓度在第 28 d 后快速下降,生物滤球在第 37 d 后,NO<sub>2</sub>-N 浓度下降很快。各滤料的 NO<sub>2</sub>-N 最终浓度都在 0.02 mg/L 以下。一般在海水处理中,当 NO<sub>2</sub>-N 浓度快速下降时生物滤池启动成功<sup>[6]</sup>。从图 4 可以看出,生物滤球的挂膜启动时间约需要 40 d,火山岩的挂膜启动时间约需要 33 d,珊瑚石和爆炸棉的组合滤料挂膜启动时间约需要 30 d。

从图 5 可以看出生物膜培养过程中 NO<sub>3</sub>-N 浓度的变化。在开始阶段变化非常缓慢,在第 8 d 换水直到第 21 d 的时候,NO<sub>3</sub>-N 浓度一直处于快速上升趋势,在第 22 d 换水后,珊瑚石 + 爆炸棉滤料的 NO<sub>3</sub>-N 的浓度先升高达到最大值后又下降。

2.2 不同初始 TAN 浓度不同 C/N 下对 TAN 去除效果的影响

试验中人工配置污水所含基质无抑制微生物活性的物质,且都是可溶的,进水水质均匀,滤器内处于完全混合状态,污水中污泥浓度很低且保持不变,出水浓度 TAN 等

于清液所含 TAN 的浓度。因此进水 TAN 降解的速率为:

$$\frac{dC}{dt} = kXt, \text{ 两边积分得 } \frac{C}{C_0} = e^{-kXt}, \text{ 式中 } C \text{ 为 TAN 的浓度}$$

(mg/L);  $t$  为曝气时间(h);  $k$  指的是氨氮降解速率常数,单位是 L/(mg · h); 运行期间,污泥变化浓度  $\frac{dX}{dt} = 0$ , 因此

$X$  可作常数,因此选用 Monod 做其降解模型,拟合的 TAN 降解动力学方程即  $\ln c = kt + b$  符合一级反应动力学,当初始 TAN 浓度为 2.5 mg/L 和 5.0 mg/L 时,拟合的方程如表 3 所示。

表 3 TAN 降解的动力学方程

Tab. 3 Kinetic equation of TAN degradation

C/N	初始氨氮浓度 2.5 mg/L			初始氨氮浓度 5.0 mg/L		
	滤料 A	滤料 B	滤料 C	滤料 A	滤料 B	滤料 C
0	$\ln c = 1.19 - 0.072t$ $R^2 = 0.96$	$\ln c = 1.08 - 0.077t$ $R^2 = 0.98$	$\ln c = 1.13 - 0.076t$ $R^2 = 0.94$	$\ln c = 2.55 - 0.037t$ $R^2 = 0.78$	$\ln c = 2.17 - 0.060t$ $R^2 = 0.97$	$\ln c = 2.50 - 0.070t$ $R^2 = 0.82$
0.5	$\ln c = 1.16 - 0.073t$ $R^2 = 0.97$	$\ln c = 1.16 - 0.087t$ $R^2 = 0.98$	$\ln c = 1.13 - 0.099t$ $R^2 = 0.96$	$\ln c = 2.11 - 0.046t$ $R^2 = 0.76$	$\ln c = 2.12 - 0.068t$ $R^2 = 0.89$	$\ln c = 1.94 - 0.083t$ $R^2 = 0.94$
1	$\ln c = 0.87 - 0.086t$ $R^2 = 0.99$	$\ln c = 0.72 - 0.105t$ $R^2 = 0.95$	$\ln c = 0.85 - 0.111t$ $R^2 = 0.97$	$\ln c = 1.76 - 0.053t$ $R^2 = 0.90$	$\ln c = 2.25 - 0.076t$ $R^2 = 0.91$	$\ln c = 1.75 - 0.110t$ $R^2 = 0.77$
2	$\ln c = 0.25 - 0.095t$ $R^2 = 0.75$	$\ln c = 0.30 - 0.137t$ $R^2 = 0.88$	$\ln c = 0.23 - 0.148t$ $R^2 = 0.89$	$\ln c = 1.67 - 0.066t$ $R^2 = 0.98$	$\ln c = 1.48 - 0.080t$ $R^2 = 0.95$	$\ln c = 1.74 - 0.140t$ $R^2 = 0.97$

图 6 是依据表 3 中 TAN 降解速率常数  $k$  对不同滤料的不同 C/N 所作的图。C/N 对硝化过程的影响可以由硝化速率判断,从图 6 可以看出, (1) 滤料的硝化速率: 珊瑚石 + 爆炸棉 > 火山岩 > 生物滤球; (2) 滤料的硝化速率均随着 C/N 的增大而增大,在 C/N 为 2, 初始 TAN 浓度为 2.5 mg/L 时 A、B、C 滤料的硝化速率分别为 0.095 L/(mg · h)、0.137 L/(mg · h)、0.148 L/(mg · h), 初始 TAN 浓度为 5.0 mg/L 时 A、B、C 滤料的最高硝化速率依次为 0.066 L/(mg · h)、0.080 L/(mg · h)、0.140 L/(mg · h); (3) 对比不同初始 TAN 浓度下各组滤料在相同 C/N 下滤料的硝化速率,得出 3 组滤料均在初始 TAN 浓度为 2.5 mg/L 时比初始 TAN 浓度为 5.0 mg/L 时的硝化速率高。

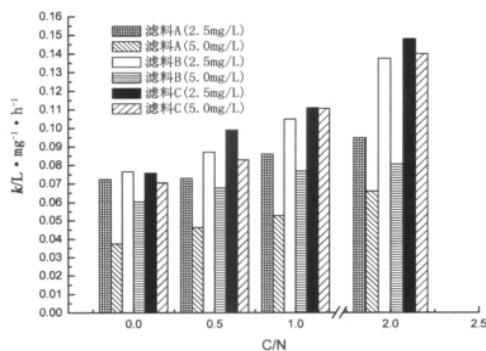


图 6 不同 C/N 比下不同 TAN 浓度下的降解速率常数

Fig. 6 Degradation rate constant under different C/N ratio and different TAN concentration

图 7 是 C/N 为 5 时, 初始 TAN 浓度分别为 5.0 mg/L 和 2.5 mg/L 时 TAN 浓度随时间的变化。当 C/N 为 5 时,

初始 TAN 浓度为 5.0 mg/L 和 2.5 mg/L 时, 经过一段时间降解, TAN 浓度均已经降到 0.02 mg/L, 之后浓度变化很小。而试验得出以上每组滤料在 C/N 为 0、0.5、1.0、2.0 时 TAN 浓度降低到 0.02 mg/L 时都得大于 50 h。因此, C/N 为 5 时, 各组滤料的硝化速率达到最大。

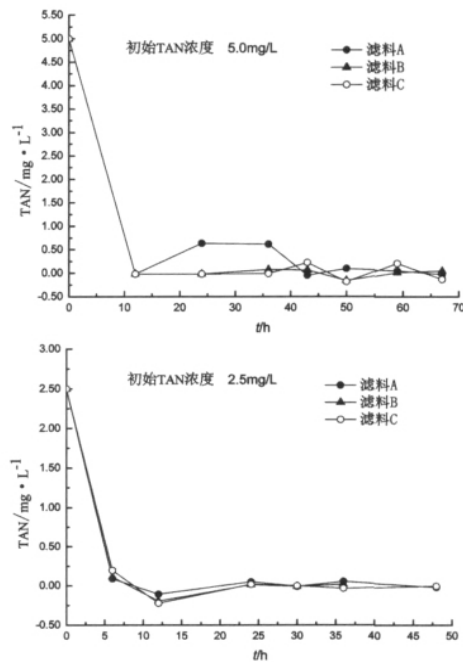


图 7 C/N 为 5 时, TAN 浓度随时间的变化

Fig. 7 Change of TAN concentration with time, C/N ratio 5

2.3 不同初始 TAN 浓度不同 C/N 下 NO<sub>2</sub>-N 浓度变化过程中最高积累情况分析

图8是各滤料在不同初始 TAN 浓度不同 C/N 下  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度变化过程中最高的积累浓度随 C/N 的变化做的图,从图8可以看出:在 C/N 为 0, 初始 TAN 浓度为 5.0 mg/L 时,滤料 A、B、C 的  $\text{NO}_2\text{-N}$  的最高积累浓度分别达到 3.48、2.34、2.84 mg/L; 在 C/N 为 0, 初始 TAN 浓度为 2.5 mg/L 时,滤料 A、B、C 的  $\text{NO}_2\text{-N}$  的最高积累浓度依次为 0.08、0.03、0.09 mg/L, 即在此条件下,  $\text{NO}_2\text{-N}$  的积累很少。

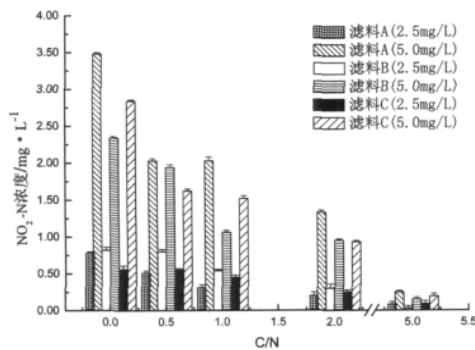


图8 不同 C/N 比下不同 TAN 浓度下的  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累程度  
Fig. 8 Accumulation of  $\text{NO}_2\text{-N}$  under different C/N ratio and different TAN concentration

在相同的初始 TAN 浓度下,最高的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度随 C/N 的增大均呈降低趋势;在相同 C/N 下,各滤料均随初始 TAN 浓度的增大  $\text{NO}_2\text{-N}$  的最高浓度也增大。

### 3 讨论

#### 3.1 不同 C/N 不同初始 TAN 浓度下各滤料除氨硝化速率的探讨

本试验中,初始 TAN 浓度一定时,硝化速率随着 C/N 比的增大而增大; TAN 降解符合一级动力学方程,这与马秀兰等研究的结果一致,马秀兰等人研究低 C/N 污水中 TAN 降解的动力学,认为 TAN 降解过程符合 Monod 一级动力学方程; TAN 浓度一定时随着 C/N 的增大,去除速率增大<sup>[4]</sup>。张延青等人研究也发现 TAN 降解速率与 TAN 浓度为一级动力学关系,认为提高 TAN 浓度,可以明显提高 TAN 降解速率<sup>[7]</sup>。本文得出滤料在初始 TAN 浓度较低的情况下有更高的 TAN 去除速率,这与张延青等人的研究不符合。马秀兰等<sup>[4]</sup>研究认为在相同 C/N 下,较低的初始 TAN 浓度下有较高的硝化速率,与本文结果相符合。较大比表面积的填料有利于微生物附着和提高污水处理效果<sup>[8]</sup>,试验得出珊瑚石+爆炸棉硝化速率>火山岩>生物滤球,这与各组滤料自身的特性有关。珊瑚石+爆炸棉组合滤料具有极大的比表面积,且珊瑚石生物亲和性好,火山岩的比表面积为 13.6~25.5  $\text{m}^2/\text{g}$ ,珊瑚石的比表面积为 1.75  $\text{m}^2/\text{g}$ ,虽然火山岩的比表面积远大于珊瑚石滤料,但是可能是由于比表面积大,反冲洗老化生物膜时不容易,因此火山岩滤料的硝化性能比珊瑚石与爆炸棉组合滤料稍微差一些。生物滤球的材质是 PP,生物亲和性

不及火山岩,比表面积为 330  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ,小于爆炸棉的表面积 350  $\text{m}^2/\text{m}^3$ ,因此比表面较小是导致生物滤球硝化速率差的原因。

#### 3.2 关于各滤料 $\text{NO}_2\text{-N}$ 积累原因的探讨

目前关于  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累的报道比较多,Laanbroek 等<sup>[9]</sup>认为由于氨氧化细菌和硝化细菌在比增长速率饱和氧常数等方面的不同,使其在生物膜中处于不同的空间位置,所以在一定的反应条件下生物反应器中会出现  $\text{NO}_2\text{-N}$  的积累。邱立平等<sup>[10]</sup>认为  $\text{NO}_2\text{-N}$  积累形成的原因主要包括游离氨浓度过高、溶解氧不足和有机物浓度过高等。本试验在系统运行中控制了溶解氧的浓度变化,使其维持在一定的范围内,通过改变系统运行的 C/N 即有机物的浓度,探讨不同 C/N 下 TAN 降解的规律,因此可以认为本试验是由于有机物浓度不同引起  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度的变化,在不同 C/N 下对 TAN 的去除速率不同使进入生物滤池的 TAN 浓度不同,从而影响  $\text{NO}_2\text{-N}$  的积累。本试验中,同 C/N 下,各滤料均随初始 TAN 浓度的增大  $\text{NO}_2\text{-N}$  的最高浓度也增大,与国内外学者<sup>[11-12]</sup>认为高的氨氮符合会促进亚硝酸盐的积累的研究结果一致。试验得出, TAN 浓度一定时,滤料的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度变化过程中最高的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度随 C/N 的增大均呈降低趋势,与 Sharma 等<sup>[13]</sup>认为有机负荷对亚硝酸氧化细菌的活性有抑制作用的研究结果不符合,作者认为可能是由于在本试验中,低 C/N 下的硝化速率低于高 C/N 下的硝化速率,因此,在高 C/N 下, TAN 及时得到去除,使得  $\text{NO}_2\text{-N}$  的积累也减少,与梅翔<sup>[14]</sup>等人研究结果一致,梅翔认为提高 TAN 去除速率是去除  $\text{NO}_2\text{-N}$  的关键。

### 4 结论

(1) 珊瑚石+爆炸棉和火山岩滤料的挂膜成熟时间明显短于生物滤球,挂膜时间依次需要 30 d、33 d、40 d。

(2) 同一初始 TAN 浓度下,各组滤料硝化速率随着 C/N 比的增大而增大,在 C/N 为 5 时,各组滤料有最大的硝化速率,且珊瑚石+爆炸棉>火山岩>生物滤球;相同 C/N 下,各组滤料在初始 TAN 浓度为 2.5 mg/L 时比初始 TAN 浓度为 5.0 mg/L 时的硝化速率高。

(3) 同一初始 TAN 浓度下,各滤料的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度变化过程中最高的  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度随 C/N 的增大均呈降低趋势;在相同 C/N 下,各滤料均随初始 TAN 浓度的增大  $\text{NO}_2\text{-N}$  的最高浓度也增大。

#### 参考文献:

- [1] 曲克明,杜守恩.海水工厂化高效养殖体系构建工程技术[M].北京:海洋出版社,2010.
- [2] CARRERA J, VICENT T, LAFUENTE J. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater[J]. Process biochemistry 2004, 39(12): 2035-2041.

- [3] LING J, CHEN S. Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters [J]. Aquacultural engineering, 2005, 33(2): 150-162.
- [4] 马秀兰, 张凤君, 田珍, 等. 低碳氮比污水中氨氮降解动力学研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(26): 12684-12685, 12688.
- [5] ZHU S, CHEN S. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system [J]. Aquacultural engineering, 1999, 20(4): 245-259.
- [6] 蔡云龙, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种滤料去除氨氮的效果[J]. 上海水产大学学报, 2005, 14(2): 138-142.
- [7] 张延青, 徐洋, 高喜燕, 等. 生物滤器处理海水养殖水过程中亚氮积累与影响因素[J]. 中国环境科学, 2010, 30(10): 1323-1332.
- [8] 宋奔奔, 刘鹰. 海水封闭循环水养殖系统中生物滤器填料的选择与应用[J]. 农业技术与装备, 2008, 12(156): 4-6.
- [9] LAANBROEK H J, GERARDS S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures [J]. Archives of microbiology, 1993, 159(5): 453-459.
- [10] 邱立平, 马军, 张立昕. 水力停留时间对曝气生物滤池处理效能及运行特性的影响[J]. 环境污染与防治, 2004, 26(6): 433-436.
- [11] TURK O, MAVINIC D S. Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia [J]. Water Research, 1989, 23(11): 1383-1388.
- [12] ABELING U, SEYFRIED C. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater-nitrogen removal via nitrite [J]. Water Science & Technology, 1992, 26(5/6): 1007-1015.
- [13] SHARMA B, AHLERT R. Nitrification and nitrogen removal (in waste water treatment) [J]. Water Research, 1977, 11(10): 897-925.
- [14] 梅翔, 高廷耀. 水源水生物处理工艺中亚硝酸盐氮的去除[J]. 环境科学与技术, 2000, 9(1): 3-7.

(上接第242页)

除了XS1、XS2两个站位 Hg 的  $E_i^i$  值超过 25, 已达到中等危害水平外, 其他站位均为轻微强度。整个区域内的潜在生态危害指数评价为 41.6, 也属于轻微水平, 说明养殖区沉积物环境良好, 符合滩涂贝类养殖条件。

(3) 经地质累积指数评价, 相对于不同重金属, Cd 和 Cu 处于轻度污染程度, 而 Pb 和 As 基本处于无污染程度, 其他重金属则处于无污染到轻度程度污染之间。相对于不同采样点, 除了 XS1、XS2 和 XS6 站位 Hg 的  $I_{geo}$  值超过 2, 已达到中度污染程度外, 其他站位基本为轻度污染。总体来说, 以上 6 种重金属元素在不同取样点的  $I_{geo}$  评价基本在无污染到轻微污染强度水平, 表明养殖区沉积物养殖环境良好。这与潜在生态危害评价基本一致。

(4) 聚类分析结果 18 个站位可分为 3 类。18 个采样站位中除 XS9 站位外其他站位相似性程度较高, 说明各站位之间沉积物重金属含量都相对较为稳定。

#### 参考文献:

- [1] 曹根庭, 王国良, 薛超波. 宁波市滩涂贝类养殖环境因子相关性分析[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(4): 355-358.
- [2] 周秀艳, 王恩德, 朱恩静. 辽宁湾河口底泥中重金属的污染评价[J]. 环境化学, 2004, 23(3): 321-324.
- [3] 程祥圣, 刘汉奇, 张昊飞, 等. 黄浦江沉积物污染及潜在生态风险评价初步研究[J]. 生态环境, 2006, 15(4): 682-686.
- [4] 何太蓉, 刘存东, 庄红娟. 重庆市清水溪河流沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境工程学报, 2009, 3(7): 1329-1332.
- [5] 丁振华, 贾洪武, 刘彩娥, 等. 黄浦江沉积物重金属的污染及评价[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(2): 64-67.
- [6] 张弛, 高效江, 宋祖光, 等. 杭州湾河口地区表层沉积物中重金属的分布特征及污染评价[J]. 复旦学报: 自然科学版, 2008, 47(4): 535-540.
- [7] 弓晓峰, 陈春丽, 周文斌, 等. 鄱阳湖底泥中重金属污染现状评价[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 732-736.
- [8] BERROW S D. Heavy metals in sediments and shellfish from CorkHarBaur, Ireland [J]. Mar Pollut Bull, 1991, 22(9): 467-479.
- [9] ALLEN G S, GUBALA C P, WILSON R. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic lakes [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, 33: 378-387.
- [10] FELDSETIN T, KASHMAN Y, ABELSON A, et al. Marine molluscs in environmental monitoring III. Trace metals and organic pollutants in animal tissue and sediments [J]. Helgolander Marine Research, 2003, 57: 212-219.
- [11] GB 18668-2002. 海洋沉积物质量标准[S].
- [12] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sediment logical approach [J]. Water Research, 1980, 14: 975-1001.
- [13] 徐争启, 倪师军, 虞先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [14] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. Geochemical Journal, 1969, 2: 108-118.
- [15] 国家环境保护局. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 356-357.