

盐分对生物脱氮工艺中硝化反应的影响与机理^{*}

徐寒莉 梁志伟^{**} 毛 巍 王存豹 吴伟祥

(浙江大学环境与资源学院环境保护研究所, 杭州 310058)

摘 要 高盐废水来源广泛,在利用生物脱氮法处理高盐含氮废水时,盐分会对生物脱氮产生抑制作用.硝化反应是生物脱氮工艺中的关键过程,研究盐分对硝化反应的影响机理具有重要意义.本文概述了盐分对废水生物脱氮过程中硝化反应影响的研究进展,总结了盐胁迫对好氧氨氧化过程、亚硝酸盐氧化过程中硝化效率和反应特性的影响规律,并分析了盐分对硝化微生物细胞形态、生物絮体结构和胞外聚合物特性变化以及菌群结构的影响,系统阐述了盐胁迫下的硝化反应机理,为高盐分高铵氮废水生物脱氮工艺设计提供理论指导.

关键词 含盐废水 硝化反应 胞外聚合物 好氧氨氧化菌 亚硝酸盐氧化菌

文章编号 1001-9332(2014)07-2132-09 **中图分类号** X703.1 **文献标识码** A

Impact of salinity on nitrification in the process of biological nitrogen removal and its mechanism: A review. XU Han-li, LIANG Zhi-wei, MAO Wei, WANG Cun-bao, WU Wei-xiang (*Institute of Environmental Science and Technology, College of Environmental & Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2014, 25(7): 2132-2140.

Abstract: Wastewater with high salinity is widely distributed, biological nitrogen removal process is inhibited by salt when it is used to treat wastewater containing high concentration of salt and ammonium. Nitrification is the key step of biological nitrogen removal process, thus researching the effect of salinity on nitrification is significant. In this article, the research progress of the impact of salinity on wastewater biological nitrification process was summarized. The influences of salinity stress on various aspects of nitrification process, including the efficiency of ammonia oxidation and nitrite oxidation processes, and the structure of aggregates, the characteristics of flocs and microbial community structure, were analyzed. The mechanism of nitrification process under high salinity was elaborated, providing a theoretical advice for designing biological nitrogen removal system of wastewater with high concentration of salt and ammonium.

Key words: saline wastewater; nitrification; extracellular polymeric substances (EPS); ammonium oxidize bacteria (AOB); nitrite oxidize bacteria (NOB).

近年来,高盐废水处理水量大约占了全球废水处理水量的5%^[1].通常定义无机盐浓度(通常为氯化物或硫酸盐)在0~1%(M/M)之间的废水为“含盐废水”;1~3.5%为“高盐废水”或“卤水”^[2].高盐废水主要来源于工业废水,如酸洗、奶酪制造、海产品加工、腌制食品工业、罐头、医药、纺织、皮革生产,以及沿海地区地表水渗透、垃圾渗滤液、被污染的地下水等.另外,在一些缺水地区水资源被重复利用,以及沿海地区对海水的直接利用,也会导致废水中无机盐含量升高^[3-5].由于盐分能够严重抑制微生物

活性,导致微生物细胞的分解,盐分会对废水中有有机物、氮和磷的生物去除产生负面影响,降低废水生物处理效率^[1,6-8].高盐废水通常含有较高浓度的氮素,而氮是导致水体富营养化的重要元素之一^[9].因此,在应用生物脱氮法处理高盐含氮废水时,应充分了解盐分对生物脱氮的影响和机理,这对于含盐废水生物脱氮的工艺开发及水资源保护具有重要意义.生物脱氮是国内外处理含氮废水的主要手段,传统生物脱氮通常包括硝化和反硝化两个阶段.硝化反应首先由好氧氨氧化菌(AOB)将铵氮氧化为亚硝酸盐氮,称为好氧氨氧化过程;由亚硝酸盐氧化菌(NOB)将亚硝酸盐进一步氧化为硝酸盐,称为亚硝酸盐氧化过程;最后异养的反硝化菌利用碳源作为

^{*} 国家自然科学基金青年基金项目(21107093)和浙江省教育厅科研项目(X201120190)资助.

^{**} 通讯作者. E-mail: zhiweiliangzg@zju.edu.cn

2013-10-28 收稿,2014-04-30 接受.

电子供体将亚硝氮和硝氮还原为氮气,为反硝化过程^[9-13]. 以此原理为基础,先后开发了 A/O、A²/O、SBR、UCT、Bardenpho、Phoredox、MBR^[14]等生物脱氮工艺. 近十几年来,随着生物脱氮理论取得重大突破和进展,新型生物脱氮工艺如短程硝化反硝化(Sharon)工艺、短程硝化-厌氧氨氧化(Sharon-Anammox)工艺、Canon 工艺、Oland 工艺等相继被开发并投入实际应用^[15-16]. 无论是新型生物脱氮工艺还是传统工艺,硝化反应都是生物氮移除的关键过程. 因此,环境因素对硝化反应的影响也将直接影响废水生物脱氮过程.

硝化反应对环境条件比较敏感,如温度、溶解氧、pH、基质浓度、生物抑制剂等均可对硝化反应产生影响^[5,17]. 因此,在生物法处理高盐含氮废水的过程中,盐分能够直接影响溶解氧浓度及氧气转移到液相的能力,引起硝化微生物新陈代谢功能、活性污泥沉降性、颗粒污泥以及生物膜结构改变,导致生物絮体或胞外聚合物(EPS)解体^[13,18],从而影响硝化效率.

1 盐分对硝化反应的影响

1.1 盐分浓度对硝化反应的影响

在盐分抑制浓度研究方面,Panswad 和 Anan^[3]发现,在生物脱氮过程中硝化率(SNR)较易受到盐分浓度冲击的影响. Dincer 和 Kargi^[8]研究发现,当盐分质量浓度分别为 1%、3%、5% 和 6% 时,硝化率分别降低至 95%、90%、55% 和 40%,结果显示,盐分浓度为 10 g NaCl · L⁻¹ 时开始对硝化反应产生抑制,30 g NaCl · L⁻¹ 时硝化率开始显著降低,60 g NaCl · L⁻¹ 是硝化反应体系能够耐受的极限浓度;Dincer 和 Kargi^[8]总结了盐分浓度与硝化率变化的关系式,直观地表达了盐分对硝化率的影响规律:

$$R_N = R_{ON} \frac{K_{TN}}{K_{TN} + T}$$

式中: R_N 为盐分胁迫下的硝化率(kg NH₄⁺ · N · m⁻³ · h⁻¹); R_{ON} 为不含盐废水硝化率; K_{TN} 为硝化反应的盐抑制常数(kg · m⁻³); T 为盐分浓度(kg · m⁻³). 从关系式可以看出,硝化率随盐分浓度增加而逐渐降低. Vendramel 等^[19]用移动床生物膜反应器处理含盐工业废水时,同样发现硝化反应开始受到抑制的浓度为 10 g NaCl · L⁻¹;Campos 等^[4]和 Artiga 等^[20]的试验结果则分别为 13.7 和 15 g NaCl · L⁻¹. Mousa 等^[6]试验结果显示,当盐浓度达到 65.9 g NaCl · L⁻¹ 时硝化反应几乎完全受到抑制. 大量研究表明,

盐分开始产生抑制的浓度为 10 ~ 15 g NaCl · L⁻¹ 左右,50 ~ 70 g NaCl · L⁻¹ 时,硝化反应完全受到抑制. 但 Mosquera-Corral 等^[12]在研究 SHARON 工艺处理含盐废水的影响因素时,发现盐分浓度为 5.9 g NaCl · L⁻¹ 条件下,好氧氨氧化活性降低约 40%,抑制浓度远低于其他试验结果,这可能是由于其反应体系的生物量低于其他反应体系所致.

在盐分抑制程度研究方面,Dincer 和 Kargi^[21]利用活性污泥处理含盐模拟废水时发现,盐分浓度增加到 30 和 50 g NaCl · L⁻¹ 时,硝化效率分别降低了 4% 和 20%. Panswad 和 Anan^[22]研究发现,盐分浓度为 30 g NaCl · L⁻¹ 时硝化率降低 55%, Rosa 等^[23]的结果则显示,50 g NaCl · L⁻¹ 的系统中铵氮转化率降低了 46%. 以上试验结果存在较大差异的原因主要是,Dincer 和 Kargi^[21]在反应系统的接种污泥中加入了富集的混培物菌种,在较高的盐分浓度下仍然维持较好的硝化效果. 由此可见,微生物的种群结构和数量对盐分抑制的影响产生重要作用,当处理高盐废水(一般>30 g NaCl · L⁻¹)时,接种盐分驯化培养过的污泥可以显著提高铵氮去除效率^[22]. 李玲玲等^[24]研究发现,经过驯化的活性污泥在 35 g NaCl · L⁻¹ 的高盐环境中仍具有较稳定的硝化效率. 盐分对未经驯化的硝化系统抑制较为严重,且未驯化系统达到稳定状态的时间较长. 然而,即使是驯化过的系统也不能承受过高盐分浓度的冲击^[3],常规的驯化不适用于浓度>5% 的含盐废水.

盐分对硝化过程中的好氧氨氧化反应和亚硝酸盐氧化反应产生的抑制程度不同. 大部分研究认为,是由于参与硝化反应过程的 NOB 比 AOB 对盐分更敏感^[12,21,25-26],促进了好氧氨氧化和亚硝酸盐氧化过程的分化. Dincer 和 Kargi^[8]研究证实,在活性污泥处理系统中,当盐分浓度>20 g NaCl · L⁻¹ 时,硝化效率显著降低,亚硝酸盐氧化率比好氧氨氧化率降低程度更大,并且随着盐分浓度的增加,出水硝态氮的浓度逐渐降低而亚硝态氮浓度逐渐增加. Ye 等^[26]在用序批式反应器处理含盐废水时发现,NOB 更易受到盐分的抑制,盐浓度>20 g NaCl · L⁻¹ 时,NOB 存活率<1%,AOB 的存活率下降 50%. 高盐分对 AOB 和 NOB 不同程度的抑制导致亚硝酸盐的积累,使系统更快地转化为短程硝化脱氮类型. 盐分胁迫造成的亚硝酸盐积累有利于短程硝化工艺过程的实现与控制,因此利用短程硝化工艺处理高盐废水可以取得较好的效果. 部分研究则认为,盐分对好氧氨氧化的影响大于对亚硝酸盐氧化的影响^[27].

Moussa 等^[28]通过对活性污泥的富集培养发现,盐分浓度 $16.5 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,NOB 比 AOB 受到盐分胁迫的影响小. Bassin 等^[17]在活性污泥工艺序批试验中也证实,在盐浓度 $20 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下,NOB 没有受到盐分浓度的影响,而且 NOB 在整个反应器菌群中的比例甚至有所增加;当加快盐分增加过程时,好氧氨氧化活性更易受到影响.

目前也有观点认为,在处理含盐含铵氮废水过程中亚硝酸盐的积累可能不是由于盐分胁迫造成的,而是由于溶解氧的限制.因为盐分影响了氧气的最大溶解度以及氧气的直接转化率,导致废水中溶解氧浓度降低,当溶解氧增加后,即使提高盐分浓度,也不发生亚硝酸盐的积累^[4]. 还有研究显示,一定浓度范围的盐分可能促进硝化反应过程,如 Mosquera-Corral 等^[12]研究了 $0 \sim 30 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐浓度对 SHARON 反应器的影响,结果显示在 $4.97 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐浓度下,与不加盐条件相比,好氧氨氧化效率增加 30%. 这与 Chen 等^[29]研究发现 $4.12 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度可以促进硝化反应的试验结果一致.

1.2 不同价态盐离子对硝化反应的影响

高盐含氮废水除了含有 Cl^{-} 外,还可能含有一定浓度的 SO_4^{2-} 和 PO_4^{3-} ,一些研究探讨了氯盐、硫酸盐和磷酸盐对硝化反应的影响.

通常情况下,随着氯盐、硫酸盐和磷酸盐浓度的增加,铵氮转化率和亚硝酸盐的积累降低,但氯盐、硫酸盐和磷酸盐对硝化反应的影响存在一定的差异. 研究发现,对于游离生物系统,在 $100 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐分浓度下,氯盐和硫酸盐对硝化反应产生的抑制性影响相同,好氧氨氧化活性都降低了约 40%,而磷酸盐对好氧氨氧化活性几乎没有影响;当硫酸盐、氯盐和磷酸盐浓度分别为 300 、 500 和 $500 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,硝化反应完全受到抑制. 对于固定生物膜系统,盐分的抑制程度较小,在 $100 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐分浓度下,氯盐和硫酸盐都使好氧氨氧化活性降低 25%,当固定生物膜系统中的硫酸盐、氯盐和磷酸盐浓度分别为 500 、 1000 和 $700 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,硝化反应完全受到抑制. 由此可见,在高盐浓度下,硫酸盐的抑制影响大于氯盐和磷酸盐^[4,12,27,30],但盐分的抑制程度同时受到废水处理工艺的影响.

1.3 盐分对硝化反应特性的影响规律

盐分胁迫对硝化反应特性的改变也引起了国内外学者的关注.在厌氧、缺氧或好氧硝化体系的合成废水中加入不同浓度的 NaCl ,硝化体系的耗氧速率

(specific oxygen uptake rate, SOUR)都随着 NaCl 浓度的增加而增加,这是因为盐分使溶液离子强度增高、渗透压增大,细胞为将水分保持在细胞质膜内,维持微生物的活性,大部分氧气被用来维持水分平衡而不是用于基质降解以及细胞生长或繁殖,并且盐分在细胞内的积累降低了氧气利用率^[3],导致了氧气需求量增加. 对不同的反应体系而言,SOUR 的增加程度也存在差异. Panswad 和 Anan^[22]研究发现,经盐驯化过的体系在盐浓度增加时消耗的氧气比未经盐驯化的体系高,当 NaCl 浓度从 0 增加到 $30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,接种淡水活性污泥体系的 SOUR 从 5.40 增加到 $9.72 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MLSS} \cdot \text{h}$,而接种盐分驯化过的活性污泥反应器的 SOUR 从 6.84 增加到 $17.64 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MLSS} \cdot \text{h}$. 当体系从盐分抑制中恢复后,SOUR 比受盐分冲击前更高,这是由于活性污泥受到盐分冲击后,降低了氧气的利用效率.

运行工艺不同会影响盐分对硝化反应的抑制程度. Perneti 和 Dipalma^[2]研究发现,与连续流运行过程相比,序批式运行过程中活性污泥更易受到盐分的抑制. 在序批式运行过程中, $5 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐分浓度对活性污泥的硝化抑制率为 25%,而连续流反应器中盐分浓度为 $10 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时才达到相同的抑制率;序批式与连续流运行过程中盐分浓度分别为 20 和 $40 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,活性污泥的抑制率为 70%. 这是由于在连续流反应器中,微生物对逐渐增加的盐分产生了适应性,因此最后受到的盐分抑制低于序批式方法. 此外,相对于活性污泥工艺,膜生物技术由于具有较好的固体持留能力以及较大的生物量,因而具备较好的抗盐分冲击性能,在处理含盐废水工艺选择方面具有一定优势^[31].

盐分的增加方式会对硝化反应产生一定的影响. 通常盐分浓度的迅速变化比逐渐变化对硝化反应的抑制作用更为明显,因为盐浓度的逐渐变化可以使硝化微生物获得一定的适应性^[31]. Chen 等^[29]发现,在盐分浓度 $< 16.5 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,盐分的增加方式(逐渐增加或阶梯式增加)并不影响硝化率,浓度 $> 16.5 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,阶梯式的盐分增加方式比逐渐增加方式对硝化率抑制作用更为显著. Bassin 等^[17]试验表明,盐度的增加方式还会改变微生物群落结构,进而影响硝化率,试验按 0 、 5 、 10 、 15 、 $20 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐分增加方式,当盐分浓度从 0 增加到 $10 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,反应体系中 AOB/NOB 增大,当盐分继续增加到 $20 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时保持为常数,最终体系中 AOB 和 NOB 细胞数量几乎相等;而按 0 、 10 、

20 g NaCl · L⁻¹ 的盐分增加方式时, AOB 细胞数量减少, 但 NOB 数量没有显著变化, 盐分 > 20 g NaCl · L⁻¹, 反应器中 NOB 的数量显著高于 AOB, 这是由于阶梯式加入法使盐分浓度增加较快, 导致了较高的细胞洗出, 抑制程度增加. 微生物种群结构的研究表明, 盐分以阶梯方式加入时, 好氧氨氧化活性比逐渐加入法低, 尤其是在高盐分条件下影响更为显著.

综上所述, 盐分对硝化反应过程影响的研究中, 大多数研究认为, 盐分对硝化反应存在抑制作用, 且对亚硝酸盐氧化反应的抑制要大于对好氧氨氧化反应的抑制作用. 但是不同研究者在盐浓度对硝化效率的影响方面得出的结论存在一定差异, 有些甚至相反^[4, 8, 22, 27, 30]. 主要的影响因素归纳为以下 4 个方面^[26, 30]: 1) 反应系统配置和试验条件的差异, 比如温度、pH、抑制性化合物等因素. 由于硝化细菌对环境条件敏感, 试验条件的不同将导致试验结果出现差异; 2) 盐分添加到系统的方式不同, 比如阶梯性快速增加或者逐渐增加. 盐分逐渐增加方式有利于微生物对高盐分产生适应性, 使盐分对反应系统的抑制降低; 3) 接种污泥来源、微生物种类、使用纯培物还是混培物、驯化或未驯化的细菌等. 接种污泥的来源不同是导致微生物种类和菌群结构差异的主要原因, 造成了盐分对硝化效率的影响不同, 而经盐分驯化过的细菌对盐分有较好的适应性, 可以获得较好的硝化效果; 4) 反应器运行方式不同, 例如采用序批式或者连续流、完全混合或者推流式等. 反应器及反应工艺运行方式可以影响生物量的持留、基质和氧气的均匀程度、微生物的适应性等, 这是影响盐分对硝化效率产生抑制的重要因素.

2 盐分对硝化生物絮体结构和形态变化的影响

2.1 盐分对硝化微生物细胞形态与性质的影响

盐分对硝化细菌产生抑制的原因可以通过盐分对细胞产生的渗透压来解释. 早期的研究表明, 盐分浓度的迅速变化会导致细胞成分释出, 并且盐分浓度的降低比盐分浓度的增加对微生物的抑制影响更严重. 大多数微生物群落在渗透压高的环境中会死亡, 酶的活性受到抑制, 细胞发生质壁分离、脱水以及处于休眠状态^[7, 11, 18]. 水体环境中渗透压的增加使细菌的细胞膜厚度、细胞体积发生改变, 细胞内兼容性溶质浓度增加^[32-33], 这是细菌对高渗透压产生的保护性反应. 高渗透压促使某些保护性物质的生成而使细胞膜增厚, 或者因为毒性损害而导致细胞膜变薄; 体积变小的细胞使细胞的比表面积增大以

更好地分配外界的渗透压; 细胞内兼容性溶质的增加可以平衡细胞内外的压力^[10, 33-34]. Jin 等^[11]在硝化活性污泥处理含盐合成废水的试验中观察到渗透压为 19.2×10^5 Pa 时硝化活性污泥细菌群落的多样性减少, 细胞变小、细胞内膜变薄、层数减少、细胞内部出现未知颗粒物, 微生物形态发生了较大改变; 当硝化细菌从渗透压中恢复后, 细胞内部薄膜层数增加、颗粒物减少, 可以基本恢复到受到盐分胁迫前相似的形态结构. 另外, 有研究表明, 硝化细菌对水体环境的渗透压较为敏感, 当渗透压低于 14.7×10^5 Pa 时不会抑制硝化反应, 渗透压由 14.7×10^5 增加至 18.8×10^5 Pa (相当于 30.0 g NaCl · L⁻¹) 时, 铵氮去除率略减小 (93% ~ 100%), 当渗透压增加至 19.2×10^5 Pa 时, 铵氮去除率突然降低至 69.2%. 由此可见, 渗透压产生抑制的临界水平为 $18.8 \times 10^5 \sim 19.2 \times 10^5$ Pa^[4, 8, 11]. 其中, NOB 比 AOB 对渗透压更为敏感, 在渗透压低于 18.5×10^5 Pa 时, 亚硝酸盐没有明显积累, 渗透压高于 18.5×10^5 Pa 时亚硝酸盐发生积累并成为优势产物^[11]. 因此在处理含盐废水时, 高渗透压下亚硝酸盐的积累为实现短程硝化提供了有利条件. 好氧氨氧化菌在适盐浓度及高渗透压条件下仍然能维持较高的活性, 但其渗透压耐受机制的生理特性目前仍不清楚.

2.2 盐分对硝化生物絮体形态结构变化的影响

盐分胁迫下, 细菌新陈代谢与原生动物的数量和多样性降低, 生物絮体破碎, 出水浊度增加, 污泥体积指数 (SVI) 降低^[13, 22, 35], 污泥的蛋白质和碳水化合物含量降低, RNA 和脂质含量升高^[36]. 丝状菌对生物絮体的结构非常重要, 并且对 NaCl 的存在高度敏感. 随着盐分增加, 丝状菌迅速减少, 抗絮凝现象出现, 絮体瓦解, 释放出低密度的针尖絮体或游离分散的细菌至水体中, 增加了浊度水平. 另一方面, 高盐分导致食菌原生动物减少, 废水中出现较高的分散细菌成分, 同时, 渗透压引起的细胞成分释放也导致了出水浊度增加^[17, 35]. SVI 是一个评价活性污泥絮体沉降性能的重要参数^[17]. 研究表明, SVI 随盐分浓度增大而降低^[37]. 在 Mesquita 等^[38]的序批式试验中发现, 当盐分浓度 < 20 g NaCl · L⁻¹ 时, SVI 随盐浓度增加而减小, 当盐分浓度在 20 ~ 60 g NaCl · L⁻¹ 区间时, SVI 值随盐分增加维持稳定. 由此可知, 盐浓度的增加促使硝化污泥沉降性能提高, 增加了反应器中的生物持留能力. 但增加的盐分水平导致水体密度增加, 较轻的絮体将被洗出反应器 (出水变浑浊), 反应体系生物量减少, 较大、较密实的絮

体则持留于反应器^[38-39]. 对于硝化污泥沉降性的变化, Panswad 和 Anan^[3,22]认为, 活性污泥沉降性随盐分增加而降低, 升高的盐度水平下浑浊的出水表明了沉降性能的恶化, 这是不同研究者对相同的现象得出的不同结论.

由于静电和疏水与絮体的相互作用, 盐分浓度的增加使双电层减少, 从而降低了微粒间的部分排斥力, 导致絮体聚集, 絮体平均直径增大, 沉降速率也同时增加^[6,31]. Chen 等^[29]指出, 盐分增加的方式影响絮体体积增加的程度, 即逐渐增加盐分的方式比阶梯式盐分增加方式使絮体尺寸变得更大, 但产生此差别的原因仍不清楚, 而团块传递阻力的存在解释了解释了两种不同盐分增加方式对硝化反应胁迫的程度不同的原因. 对于不同来源的废水, 絮体面积在盐分的影响下也可能发生不同的变化. Mesquita 等^[35]发现在合成废水中加入 NaCl, 污泥絮体面积 (TA) 增加 43%, 而在渔业废水中加入 NaCl, TA 减小 61%, 可见不同来源的废水中盐分的加入使絮体产生了相反的变化.

盐分对混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 也存在负面影响. Panswad 和 Anan^[3]发现, 对于未经盐分驯化的污泥, 当盐浓度增加到 $30 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, MLSS 从稳定状态的 $2670 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 $1600 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 对盐分驯化过的污泥, 随着盐浓度的增加, MLSS 没有显著变化. 当盐浓度增加到 $70 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$, 无论污泥是否经过盐分驯化, MLSS 都从 $2000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上减少到 $1700 \sim 1800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 这是因为经过盐分驯化的污泥, 已经适应了高盐环境, 在一定的盐分浓度范围内, 盐分的增加没有对污泥的形态产生影响, 当盐分浓度达到对体系产生严重抑制的程度时, 污泥形态发生改变, 生物量流失增大, 导致 MLSS 降低. 此外, 接种未经驯化污泥的体系, 在盐分加入的初始阶段, 更易受到冲击, 导致 MLSS 在低盐分浓度下 ($0 \sim 5 \text{ g NaCl} \cdot \text{L}^{-1}$) 比高盐分浓度下降更明显. Hamoda 和 Al-Attar^[40]的研究得到相反的结论, 发现在活性污泥系统中高盐浓度下 MLSS 逐渐增大. 结论的差异可能是因为试验接种的活性污泥和废水来源、盐分的加入方式及试验运行的方式不同, Hamoda 和 Al-Attar^[40]的污泥经过较长时间的驯化, 在高盐条件下生物量仍然保持增长, 从而增加了 MLSS 的浓度.

2.3 盐分对硝化生物絮体胞外聚合物特性的影响

胞外聚合物 (EPS) 是由微生物群落分泌产生的有机物质, 同时也来源于细胞溶解或水解过程, 是由

蛋白质、多糖、脂肪、DNA 和腐植质等物质包绕着细胞组成的复杂混合物, EPS 将细胞之间紧密连接起来, 构成了微生物絮体和生物膜的基质^[41-42]. EPS 包含的聚合物有助于细菌附着于各种各样的表面上, EPS 基质可以稳定生物膜结构^[43]. 因此, 在生物膜稳定性和附着性方面, EPS 扮演着重要角色^[42,44]. 对于活性污泥而言, EPS 是生物体絮凝和沉降的重要成分^[45].

细胞分泌产生 EPS 的过程被认为是细胞处于废水处理系统中不利环境时保护自身的一种重要方式. 微生物细胞产生的 EPS, 如同细胞壁和极端环境之间的屏障, 这层屏障可以保护细菌免受各种环境条件如渗透压、有毒化合物和干燥条件的损害^[42,46]. 因此, 暴露在高盐浓度下的微生物对渗透压的自然反应是在细胞外增加 EPS 的生成. 研究表明, EPS 总量随盐分增加而逐渐增加, 但当微生物适应了盐分浓度后, EPS 逐渐减少^[42,44]. 由于 EPS 中的多糖可以缓解 Na^+ 对细胞的压力, EPS 中多糖浓度也随盐分浓度的增加而增加, 尤其是松散附着的 EPS (LB-EPS) 中多糖含量增加显著, 这是细菌对盐分胁迫的保护性反应, 因为多糖对于维持细胞的完整和生存有重要作用^[20,47-49]. 由此推断, EPS 可能在保护硝化微生物免受盐分胁迫起重要作用. 其他的 EPS 成分, 如脯氨酸、甘氨酸甜菜碱、总蛋白也随着盐分浓度增加而增加^[50]. 试验数据显示, LB-EPS 和盐分正相关, 而紧密附着的 EPS (TB-EPS) 与盐分之间没有显著的相关性. 此外, 不同的 EPS 在不同的盐分含量下具有多种分子量 (MW), 这种不同可能来自于细菌中多糖的增量或来自于盐分导致的质壁分离和细胞内成分的释放^[49]. EPS 有助于在细胞周围持留水分^[51], 盐胁迫导致的 LB-EPS 增加可能将更多的边界水带入生物膜或活性污泥聚集体, 因而减少生物膜或絮体密度, 进而可能对铵氮去除效率产生影响, 絮体密度的减小也解释了体系中盐分浓度增加导致活性污泥沉降性变差的原因^[45,49]. 盐分条件下絮体体积增加, 可能与 EPS 在细胞外表面的形成有关, 因为 EPS 中的聚合物可以弱化细胞间的静电排斥力, 使细胞间的相互附着更容易^[31]. 但过多的 LB-EPS 可能弱化细胞之间的附着力和污泥结构, 导致生物絮凝效果变差^[45]. 因此, 如果盐分导致 LB-EPS 过量增加, 会对硝化活性污泥的絮凝产生负面影响.

3 盐分对硝化微生物菌群结构的影响

参与硝化过程的细菌分为好氧氨氧化菌 (am-

monium oxidizer, AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (nitrite oxidizer, NOB). 其中, AOB 有 4 个属: 亚硝化单胞菌属 (*Nitrosomonas*), 包含: 欧洲亚硝化单胞菌 (*N. europaea*)、红假亚硝化单胞菌 (*N. oligotropha*)、运动型亚硝化单胞菌 (*N. mobilis*) 等 10 个种; 亚硝化球菌属 (*Nitrosococcus*), 包含: 亚硝基亚硝化球菌 (*N. nitrosus*)、海洋亚硝化球菌 (*N. oceani*) 2 个种; 亚硝化螺菌属 (*Nitrospira*), 包含: 白里亚硝化螺菌 (*N. briensis*)、多型亚硝化螺菌 (*N. multiformis*)、纤细亚硝化螺菌 (*N. tenuis*) 3 个种; 以及亚硝化叶菌属 (*Nitrosolobus*), 只有多形亚硝化叶菌 (*N. multiformis*) 1 个种; NOB 有 4 个属: 硝化杆菌属 (*Nitrobacter*), 包含: 汉堡硝化杆菌 (*N. hamburgensis*)、乌氏硝化杆菌 (*N. vulgaris*) 和维氏硝化杆菌 (*N. winogradskyi*) 等 3 个种; 硝化球菌属 (*Nitrococcus*), 只含活动硝化球菌 (*N. mobilis*) 1 个种; 硝化刺菌属 (*Nitrospina*), 含纤细硝化刺菌 (*N. gracilis*) 1 个种; 以及硝化螺菌属 (*Nitrospira*), 包含海洋硝化螺 (*N. marina*) 以及 *N. moscoviensis* 2 个种^[52]. 由于 AOB 和 NOB 对盐分的敏感程度不同, 同属不同种的微生物对盐分的敏感程度也存在差异, 造成硝化反应体系在无盐条件和不同盐分浓度下的菌群结构呈现显著性差异.

AOB 易受溶解氧、盐分、有机碳等环境因素的影响^[18,30], 在普通污水处理厂活性污泥中占优势的 AOB 菌属是 *Nitrosomonas*, 较常见的有: 欧洲亚硝化单胞菌 (*N. europaea*)、白养亚硝化单胞菌 (*N. eutropha*)、运动型亚硝化单胞菌 (*N. mobilis*)、嗜盐亚硝化单胞菌 (*N. halophila*)、海洋亚硝化单胞菌 (*N. marina*) 及红假亚硝化单胞菌 (*N. oligotropha*). 由于环境与处理条件不同, 包含的种属存在一定差异^[17,53-54]. 其次常检测到的 AOB 还有 *Nitrosospira*^[6,53]. 其中 *Nitrosomonas* 属的 *N. europaea*、*N. halophila*、*N. marina* 及 *N. mobilis* 归属为耐盐菌/嗜盐菌, *N. oligotropha* 和 *N. ureae* 则被认为对盐分敏感^[9,54-55]. 在盐分胁迫下, *Nitrosomonas* 仍然是占优势的 AOB 菌属, *Nitrosospira* 数量较少, *Nitrosomonas* 属的大部分菌种能在约 10 ~ 15 g NaCl · L⁻¹ 高盐浓度下生存^[17,31,53-54], 这可能与 *Nitrosomonas* 属中半数的菌种为耐盐菌/嗜盐菌有关. 由于环境和操作条件的差异, 以及各菌种对盐分的敏感性差异, 造成不同盐浓度下优势菌种的报道存在一定差异. 目前有研究证实, *Nitrosomonas europaea* 可以在 20 ~ 45 g NaCl · L⁻¹ 的高盐浓度下生存^[17,30-31,56-57], 甚至在 65.9 g NaCl · L⁻¹ 的浓度下仍能检出^[6]. 但也有研究

认为, *N. europaea* 只能耐受 16.5 g NaCl · L⁻¹ 以下的盐浓度^[25]. 当体系中盐分浓度发生变化时, AOB 群落结构发生改变, 随着盐分浓度的增加, AOB 菌种结构逐渐向以耐盐菌为优势菌种的方向演变, 当盐分浓度继续增加到一定范围后, AOB 菌种及数量都逐渐减少^[54], 硝化反应开始受到抑制.

目前已知的 NOB 菌属种类少于 AOB, 常见的 NOB 菌属为 *Nitrobacter* 和 *Nitrospira*, 这两种菌属广泛分布于天然水体、市政污水处理厂等环境中, 是全球亚硝酸盐氧化的重要参与者^[9,58]. 其中, *Nitrospira* 被称为 *k*-对策者, 具有低生长率与高基质亲和性, 适应于低亚硝酸盐和低氧气浓度, 适应环境能力较强. *Nitrospira marina* 是 *Nitrospira* 属中的嗜盐菌, 它可以耐受高盐胁迫, 同时具有兼养微生物特性, 使其可以利用有机和无机碳源, 通常在高盐水体或者水质成分变化较大的环境下较为丰富^[59]. *Nitrobacter* 被称为 *r*-对策者, 具有高生长率与低基质亲和性, 在亚硝酸盐和氧气浓度较高时大量增殖, 但易受严酷及不稳定环境的影响^[9,54,58]. 关于 *Nitrobacter* 和 *Nitrospira* 在盐分胁迫下变化规律的研究结果存在一定争议. 有研究显示, 当盐分浓度持续增高时, *Nitrobacter* 首先被淘汰出生物脱氮系统^[54], *Nitrospira* 几乎不受影响; 也有研究证实, 在盐分增加时 *Nitrobacter* 比例增加, *Nitrospira* 减少^[58]. 总之, 盐分胁迫条件下 NOB 菌群结构与亚硝酸盐浓度、系统操作条件以及盐分浓度变化密切相关, *Nitrospira* 能更好地适应高盐环境, 而 *Nitrobacter* 在较高亚硝酸盐浓度时占优势.

另外, 盐分对 AOB 和 NOB 的抑制作用是可逆过程, 当盐度恢复到原来的水平, 部分 AOB 和 NOB 可以在较短的时间内恢复, 表明某些硝化微生物可以在高盐胁迫下生存, 但浓度和数量低于检测水平, 当盐分浓度逐渐降低, 菌群数量逐步得到恢复, 硝化反应效率也逐渐升高并恢复到正常水平^[6,54].

4 结论与展望

盐分对硝化反应产生明显的抑制性影响, 产生抑制的程度与盐分浓度相关, 但盐分浓度对硝化效率的影响, 以及对 AOB 及 NOB 的抑制程度, 不同研究的结论差异较大. 目前, 对于盐分胁迫下的硝化反应机理主要是从高盐浓度下生物群落结构的变化、高渗透压导致微生物细胞产生质壁分离以及盐分胁迫下的细胞形态, 包括胞外聚合物等成分改变等方面来开展研究. 然而, 对于生物脱氮工艺降低盐分抑

制硝化反应的具体机制、硝化细菌渗透压耐受机制的生理特性、硝化微生物的耐盐机理、菌群在盐分胁迫下的复杂变化以及盐分胁迫下生物絮体的变化如何影响硝化反应效率等方面还有待进一步研究. 盐分对硝化反应胁迫机理的深入研究, 将为高盐废水的生物处理工艺提供科学依据.

综上所述, 为使高盐含氮废水的生物脱氮处理工艺高效稳定运行, 建议采取以下措施: 1) 在生物脱氮工艺前先对高盐废水进行脱盐处理, 降低高盐分对硝化反应的毒害作用; 2) 利用普遍存在于海水环境中的嗜盐硝化菌处理高盐废水, 可以降低盐分对生物脱氮的抑制影响, 提高系统的处理效果; 3) 驯化淡水微生物, 使硝化微生物对盐分产生适应性, 降低盐分对反应系统的抑制作用; 4) 选择适当的处理工艺与装置. 如前所述, 连续流工艺的耐盐性能优于序批式, 生物膜法的耐盐能力大于活性污泥法. 将生物量持留于反应器是避免生长缓慢的硝化细菌流失的关键因素, 防止流失可以增加细菌对抑制物的耐受性, 某些类型的反应器具有较高的微生物停留时间, 有利于对抑制物产生适应性的微生物大量增长, 因而也是处理高盐含氮废水的一个较好选择; 5) 开发新型生物脱氮技术和工艺. 利用盐分对 AOB 和 NOB 在抑制程度上的差异, 选择短程硝化工艺等新型脱氮工艺开发, 实现高盐含氮废水的高效脱氮将是今后的一个发展方向.

参考文献

- [1] Karajic M, Lapanje A, Razingar J, *et al.* The effect of the application of halotolerant microorganisms on the efficiency of a pilot-scale constructed wetland for saline wastewater treatment. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 2010, **75**: 129–142
- [2] Perneti M, Dipalma L. Experimental evaluation of inhibition effects of saline wastewater on activated sludge. *Environmental Technology*, 2005, **26**: 695–703
- [3] Panswad T, Anan C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. *Water Research*, 1999, **33**: 1165–1172
- [4] Campos JL, Mosquera-Corral A, Sanchez M, *et al.* Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research*, 2002, **36**: 2555–2560
- [5] Sudarno U, Winter J, Gallert C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors. *Bioresource Technology*, 2011, **102**: 5665–5673
- [6] Moussa MS, Sumanasekera DU, Ibrahim SH, *et al.* Long term effects of salt on activity, population structure

- and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers. *Water Research*, 2006, **40**: 1377–1388
- [7] Mariangel L, Aspe E, Marti MC, *et al.* The effect of sodium chloride on the denitrification of saline fishery wastewaters. *Environmental Technology*, 2008, **29**: 871–879
- [8] Dincer AR, Kargi F. Salt inhibition of nitrification and denitrification in saline wastewater. *Environmental Technology*, 1999, **20**: 1147–1153
- [9] Whang LM, Chien IC, Yuan SL, *et al.* Nitrifying community structures and nitrification performance of full-scale municipal and swine wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 2009, **75**: 234–242
- [10] Liang S-C (梁书诚), Zhao M (赵敏), Lu L (卢磊), *et al.* Research advances in denitrogenation characteristics of aerobic denitrifiers. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2010, **21** (6): 1581–1588 (in Chinese)
- [11] Jin RC, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Osmotic stress on nitrification in an airlift bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **146**: 148–154
- [12] Mosquera-Corral A, González F, Campos JL, *et al.* Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochemistry*, 2005, **40**: 3109–3118
- [13] Bassin JP, Dezotti M, Geraldo LSJ. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **185**: 242–248
- [14] Li S-A (李士安), Lü F (吕峰), Zhang X-L (张晓丽). Summarization of biological denitrification process for treatment of synthetic ammonia wastewater. *Environmental Engineering (环境工程)*, 2009, **27** (suppl. 1): 134–136 (in Chinese)
- [15] Zheng P (郑平), Xu X-Y (徐向阳), Hu B-L (胡宝兰). Theory and Technology of New Methods of Biological Nitrogen Removal. Beijing: Science Press, 2004 (in Chinese)
- [16] Xu J (徐京), Zhu L (朱亮), Ding W (丁炜), *et al.* Effects of intermittent aeration on nitrogen-removal capability of biological contact oxidation remediation system for micro-polluted source water. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 2011, **22** (4): 1027–1032 (in Chinese)
- [17] Bassin JP, Kleerebezem R, Muyzer G, *et al.* Effect of different salt adaptation strategies on the microbial diversity, activity, and settling of nitrifying sludge in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, **93**: 1281–1294
- [18] Rene ER, Kim SJ, Park HS. Effect of COD/N ratio and salinity on the performance of sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 2008, **99**: 839–846
- [19] Vendramel S, Dezotti M, Geraldo LSJ. Nitrification of an industrial wastewater in a moving-bed biofilm reactor: Effect of salt concentration. *Environmental Technology*, 2011, **32** (8): 837–846
- [20] Artiga P, García-Toriello G, Méndez R, *et al.* Use of a

- hybrid membrane bioreactor for the treatment of saline wastewater from a fish canning factory. *Desalination*, 2008, **221**: 518–525
- [21] Dincer AR, Kargi F. Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater. *Enzyme and Microbial Technology*, 2001, **28**: 661–665
- [22] Panswad T, Anan C. Specific oxygen, ammonia and nitrate uptake rates of a biological nutrient removal process treating elevated salinity wastewater. *Bioresource Technology*, 1999, **70**: 237–243
- [23] Rosa MF, Furtado AAL, Albuquerque RT, *et al.* Biofilm development and ammonia removal in the nitrification of a saline wastewater. *Bioresource Technology*, 1998, **65**: 135–138
- [24] Li L-L (李玲玲), Zheng X-L (郑西来), Li M (李梅). Effect of salinity on nitrification process in activated sludge system. *Environmental Pollution & Control* (环境污染与防治), 2008, **30**(1): 48–51 (in Chinese)
- [25] Liu ST, Yang FL, Gong Z, *et al.* Assessment of the positive effect of salinity on the nitrogen removal performance and microbial composition during the start-up of CANON process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2008, **80**: 339–348
- [26] Ye L, Peng CY, Tang B, *et al.* Determination effect of influent salinity and inhibition time on partial nitrification in a sequencing batch reactor treating saline sewage. *Desalination*, 2009, **246**: 556–566
- [27] Hunik JH, Meijer HJG, Tramper J. Kinetics of nitrosomonas europaea at extreme substrate, product and salt concentrations. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1992, **37**: 802–807
- [28] Moussa MS, Lubberding HJ, Hooijmans CM, *et al.* Improved method for determination of ammonia and nitrite oxidation activities in mixed bacterial cultures. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, **63**: 217–221
- [29] Chen GH, Wong MT, Okabe S, *et al.* Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration. *Water Research*, 2003, **37**: 3125–3135
- [30] Yan J, Jetten M, Rang JL, *et al.* Comparison of the effects of different salts on aerobic ammonia oxidizers for treating ammonium-rich organic wastewater by free and sodium alginate immobilized biomass system. *Chemosphere*, 2010, **81**: 669–673
- [31] Jang D, Hwang Y, Shin H, *et al.* Effects of salinity on the characteristics of biomass and membrane fouling in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 2013, **141**: 50–56
- [32] Francois JM, Formosa C, Schiavone M, *et al.* Use of atomic force microscopy (AFM) to explore cell wall properties and response to stress in the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Current Genetics*, 2013, **59**: 187–196
- [33] Djelal H, Larher F, Martin G, *et al.* Impact of an osmotic stress on the intracellular volume of *Hansenula anomala*. *Annals of Microbiology*, 2012, **62**: 1345–1351
- [34] Diby P. Osmotic stress adaptations in rhizobacteria. *Journal of Basic Microbiology*, 2013, **53**: 101–110
- [35] Mesquita DP, Ribeiro RR, Amaral AL, *et al.* Image analysis application for the study of activated sludge floc size during the treatment of synthetic and real fishery wastewaters. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, **18**: 1390–1397
- [36] Kargi F, Uygur A. Biological treatment of saline wastewater in an aerated percolator unit utilizing halophilic bacteria. *Environmental Technology*, 1996, **17**: 325–330
- [37] Zhang ZJ, Chen SH, Wu P, *et al.* Start-up of the Canon process from activated sludge under salt stress in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR). *Bioresource Technology*, 2010, **101**: 6309–6314
- [38] Mesquita DP, Amaral AL, Ferreira EC, *et al.* Study of saline wastewater influence on activated sludge flocs through automated image analysis. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2009, **84**: 554–560
- [39] Fernández I, Vázquez-Padín JR, Mosquera-Corral A, *et al.* Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention. *Biochemical Engineering Journal*, 2008, **42**: 308–313
- [40] Hamoda MF, Al-Attar IMS. Effect of high sodium chloride concentration on activated sludge treatment. *Water Science and Technology*, 1995, **31**: 61–72
- [41] Ras M, Lefebvre D, Derlon N, *et al.* Extracellular polymeric substances diversity of biofilms grown under contrasted environmental conditions. *Water Research*, 2001, **45**: 1529–1538
- [42] Qurashi AW, Sabri AN. Biofilm formation in moderately halophilic bacteria is influenced by varying salinity levels. *Journal of Basic Microbiology*, 2012, **52**: 566–572
- [43] Fujishige NA, Kapadia NN, De Hoff PL, *et al.* Investigations of Rhizobium biofilm formation. *FEMS Microbiology Ecology*, 2006, **56**: 195–206
- [44] Vyrides I, Stuckey DC. Adaptation of anaerobic biomass to saline conditions: Role of compatible solutes and extracellular polysaccharides. *Enzyme and Microbial Technology*, 2009, **44**: 46–51
- [45] Li XY, Yang SF. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Research*, 2007, **41**: 1022–1030
- [46] Aquino SF, Stuckey DC. Characterization of soluble microbial products (SMP) in effluents from anaerobic reactors. *Water Science and Technology*, 2002, **45**: 127–132
- [47] Branda SS, Vik S, Friedman L, *et al.* Biofilms: The matrix revisited. *Trends in Microbiology*, 2005, **13**: 20–26
- [48] Ashraf M, Hafeez M. Thermotolerance of pearl millet and maize at early growth stages: Growth and nutrient relations. *Biologia Plantarum*, 2004, **48**: 81–86
- [49] Zhang ZJ, Chen SH, Wang SM, *et al.* Characterization of extracellular polymeric substances from biofilm in the process of starting-up a partial nitrification process under

- salt stress. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, **89**: 1563–1571
- [50] Mishra A, Mandoli A, Jha B. Physiological characterization and stress-induced metabolic responses of *Dunaliella salina* isolated from salt pan. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2008, **35**: 1093–1101
- [51] Dimkpa C, Weinand T, Asch F. Plant-rhizobacteria interactions alleviate abiotic stress conditions. *Plant, Cell and Environment*, 2009, **32**: 1682–1694
- [52] Garrity GM, Bell JA, Lilburn TG. Taxonomic Outline of the Prokaryotes Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 2nd Ed. New York: Springer, 2004
- [53] Ma Y, Wang L, Qian LM. Community structure of b-Proteobacterial ammonia-oxidizing bacteria in prawn farm sediment. *Progress in Natural Science*, 2008, **18**: 679–684
- [54] Qiu GL, Ting YP. Osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment and the effect of salt accumulation on system performance and microbial community dynamics. *Bioresource Technology*, 2013, **150**: 287–297
- [55] Sudarno U, Bathe S, Winter J, *et al.* Nitrification in fixed-bed reactors treating saline wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, **85**: 2017–2030
- [56] Moussa MS, Fuentes OG, Lubberding HJ, *et al.* Nitrification activities in full-scale treatment plants with varying salt loads. *Environmental Technology*, 2006, **27**: 635–643
- [57] Shinohara T, Qiao S, Yamamoto T, *et al.* Partial nitrification treatment of underground brine waste with high ammonium and salt content. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2009, **108**: 330–335
- [58] Cébron A, Garnier J. *Nitrobacter* and *Nitrospira* genera as representatives of nitrite-oxidizing bacteria: Detection, quantification and growth along the lower Seine River (France). *Water Research*, 2005, **39**: 4979–4992
- [59] Brown MN, Briones A, Diana J, *et al.* Ammonia-oxidizing archaea and nitrite-oxidizing nitrospiras in the biofilter of a shrimp recirculating aquaculture system. *FEMS Microbiology Ecology*, 2013, **83**: 17–25

作者简介 徐寒莉,女,1974年生,博士研究生.主要从事水污染控制研究. E-mail: hanlix@hotmail.com

责任编辑 肖 红
