

doi: 10.3969/j.issn.1001-0505.2014.03.028

盐度负荷冲击对厌氧-好氧组合工艺处理 晚期垃圾渗滤液短程脱氮的影响

刘 牡 刘甜甜 彭永臻 王淑莹 肖 寒

(北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京 100124)

摘要: 采用基于短程硝化的 UASB-A/O 组合工艺处理含盐晚期垃圾渗滤液,在不同盐度水平(10~35 g/L)研究了盐度负荷冲击对系统处理性能的综合影响.结果表明,组合系统在盐度为10~20 g/L 范围内具有一定的抗盐度冲击能力,当盐度升高到 35 g/L 时,氨氮和总氮去除率分别下降至 83.9% 和 68.4%,而有机物的去除率依然能够维持在 90.1%.好氧污泥 MLSS 从 4 129 mg/L 下降至 3 836 mg/L,SVI 变化范围为 91~119 mL/g,而同步反硝化产甲烷 UASB 中的厌氧污泥具有较强的抗盐度冲击能力.与 DO 相比,A/O 采用 pH 值作为模糊控制参数具有更高的抗盐度负荷冲击能力.在盐度与游离氨的双重选择性抑制作用下,A/O 出水亚硝酸积累率从 94.3% 提升到 97.2%.

关键词: 晚期垃圾渗滤液; UASB-A/O; 短程脱氮; 盐度负荷冲击

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-0505(2014)03-0610-06

Effect of salinity shocks on nitrogen removal via nitrite of old landfill leachate using combination of anaerobic-aerobic process

Liu Mu Liu Tiantian Peng Yongzhen Wang Shuying Xiao Han

(Key Laboratory of Beijing Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: Saline old landfill leachate was treated via nitrite using an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) combining with an anoxic/aerobic (A/O) reactor. The influence of salinity shocks from 10 to 35 g/L on the performance of the system and the characteristics of the activated sludge were studied. Results indicate that the combined system exhibits certain resistance to the salinity shocks when salinity ranges from 10 to 20 g/L. With the further increase of salinity load to 35g/L, the ammonia and total nitrogen removal rates reduce to 83.9% and 68.4%, respectively, while the removal rate of organic matter still remains at 90.1%. MLSS (mixed liquid suspended solids) of aerobic sludge decrease from 4 129 to 3 836 mg/L and the SVI (sludge volume index) of aerobic sludge varies from 91 to 119 mL/g, while anaerobic sludge in UASB presents strong salinity shock resistance. Compared to dissolved oxygen, taking pH value as the fuzzy-control parameter in A/O reactor treating landfill leachate containing saline is a better choice. The nitrite accumulation rate of the effluent exhibits small range of ascension under the dual inhibitions of salinity and free ammonia.

Key words: old landfill leachate; UASB-A/O; shortcut nitrification-denitrification; salinity shocks

垃圾填埋场产生的渗滤液是一种含高浓度氨氮和难降解有机物且成分非常复杂的废水,该类废

水的有效处理是目前国内外环境工程领域的难点之一^[1].采用物理化学方法虽然具有处理工艺简

收稿日期: 2013-10-20. 作者简介: 刘牡(1986—)男,博士生;彭永臻(联系人)男,博士,教授,博士生导师,pyz@bjut.edu.cn.

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863计划)资助项目(2012AA063406)、北京市科技计划资助项目(D121100000112001).

引用本文: 刘牡,刘甜甜,彭永臻,等.盐度负荷冲击对厌氧-好氧组合工艺处理晚期垃圾渗滤液短程脱氮的影响[J].东南大学学报:自然科学版,2014,44(3):610-615. [doi:10.3969/j.issn.1001-0505.2014.03.028]

单、适应范围大的优点,但同时也由于其能耗较大且后续处理费用大而使其应用受到限制.生物处理法由于其经济性和实用性,而被广泛关注和采用.针对其水质特征采用的厌氧与好氧组合工艺^[2-3]被认为是处理垃圾渗滤液的有效方案,而其中短程脱氮工艺能够节约25%的能耗和40%的碳源,并且提高约4.3倍的反应历程^[4],从而成为进一步提高渗滤液处理效率的有效途径.短程硝化的影响因素包括pH、溶解氧、温度、污泥停留时间、游离氨(free ammonia,FA)和游离亚硝酸^[5],除此之外,盐度也是影响其处理效率的一个重要因素.无机盐在微生物的生长过程中起促进酶反应、维持膜平衡和调节渗透压的作用,但盐度过高会对微生物的生长起抑制作用,影响其正常新陈代谢活性^[6].

滨海地区垃圾填埋场产生的渗滤液,往往含有较高的盐量,从而影响生物处理工艺的的稳定运行.随着海水在工业生产中的广泛应用,含盐污水产生途径和生成量日益增高,也将增加渗滤液的盐度.此外,在因海水利用而导致排放的高盐度废水中,盐度会随着实际行业的不同海水利用比例而不断变化.在高盐度环境下盐度的突变可能引起微生物代谢途径的改变,会使微生物需要有一个更长的适应期,从而对有机物和氨氮的去除效果造成较大的影响^[7].因此,在高盐废水的生物处理中,盐度的大幅度变化是影响高盐废水正常生物处理的重要原因.研究盐度负荷冲击对去除效果的影响,为污水处理的实际运行操作提供一定的理论依据,具有重要意义.国内外学者选用各种工艺进行研究,针对传统的生物处理工艺与单元技术,对其进行了耐盐测试,不同工艺耐盐能力也存在着一定的差别,其所受影响的程度与工艺本身特点相关^[8-12].而基于短程脱氮机理的厌氧-好氧组合工艺处理垃圾渗滤液的过程中,受盐度冲击的影响研究尚未见报道.

基于上述研究背景,本文采用UASB-A/O组合工艺处理含高浓度氨氮的含盐晚期垃圾渗滤液,在不同盐度水平(10~35 g/L)下,研究了盐度冲击对有机物和氮的去除效果、污泥性状、模糊控制参数和短程积累率等因素的影响.

1 试验材料与方法

1.1 试验装置及运行方案

如图1所示,UASB-A/O生化系统由分建式的缺氧/厌氧UASB、A/O反应器连接组成.UASB的直径为5 cm,上部沉淀区直径8 cm,高200 cm,

有效容积为4.25 L.A/O反应器长50 cm、宽12 cm、高35 cm,有效容积为15 L,上部设有溢流管,下部设有放空管.其中A/O反应器均分为10个格室,第1格室为缺氧区(记为A1),其余9个格室为好氧区(依次为O2~O10).A/O反应器在室温下运行,渗滤液从原水水箱通过蠕动泵与按一定比例回流的A/O出水一起进入UASB反应器,进行缺氧、厌氧反应.UASB的出水与A/O内循环回流的硝化液进入A/O反应器,在缺氧区进行反硝化,然后在好氧区完成硝化反应.采用A/O出水回流至缺氧/厌氧UASB反应器的方式,对原渗滤液既有一定的稀释作用,又可使富含 $\text{NO}_x^- - \text{N}$ 的硝化液借助原水中丰富的有机碳源进行反硝化,实现生物脱氮及有机物降解的双重目的,因而减轻了后续处理构筑物的负担.系统流量为5.5 L/d.采用预热加保温的方式控制反应温度,UASB温度控制在32℃.系统出水回流比设置为300%,而二沉池污泥回流比设置为100%.

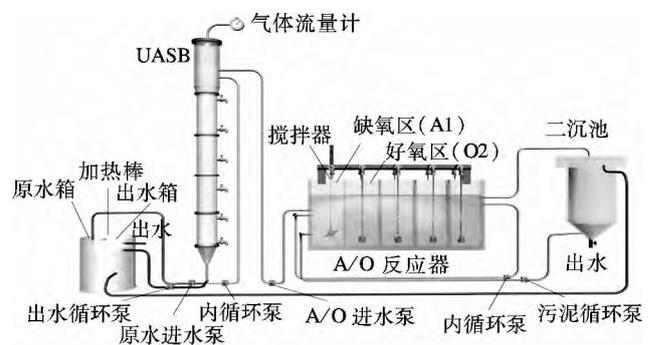


图1 UASB-A/O系统流程图

系统设置的取样点为原渗滤液(r_{aw})、UASB进水(即原渗滤液与回流处理水的混合液(U_i))、UASB出水(U_e)、A/O反应器的缺氧区(A1)和好氧区的不同格室(O2~O10).该系统在盐度为10 g/L的条件下已稳定运行了98 d.

试验首先测试渗滤液原液条件下的处理效果,并将此作为空白对比样.然后以阶段提高盐度的方法按每次5 g/L递增.考虑到海水含盐量一般约为3.5%^[13],因此盐度的提高上限设置为3.5%.垃圾渗滤液原液的盐度为10 g/L,在此基础上通过添加氯化钠将垃圾渗滤液进水配成10、15、20、25、30和35 g/L五个盐度水平,在每个盐度下运行3个周期(11.5 d)后进行数据采集与分析,之后再再将进水换为未投加氯化钠的原渗滤液,每次增加盐度后,待各污染物降解率恢复到原有水平再进行下一步盐度的提升实验.每一次实验均包括一次盐度负

荷冲击实验以及紧随其后的恢复周期实验(35 d)。

1.2 试验水质及分析方法

试验用水取自北京市六里屯垃圾填埋场调节池(未经处理),其平均水质: COD 为(7 164 ± 13) mg/L; BOD₅ 为(6 400 ± 23) mg/L; NH₄⁺-N 为(907 ± 2) mg/L; SS 为(3 000 ± 25) mg/L; TN 为(952 ± 8) mg/L; 碱度为(7 900 ± 90) mg/L; TP 为(11 ± 1) mg/L; pH 值为 8.2 ± 0.2。盐度采用韩国 GMK-510AC 折光盐度计测定; 由于盐度的干扰, 含盐污水 COD 的检测采用碱性高锰酸钾法。NH₄⁺-N 采用纳氏试剂光度法测定; NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定; NO₃⁻-N 采用麝香草酚分光光度法测定; TN 通过 TN/TOC 分析仪(multi N/C3000 德国耶拿)测定; 采用 WTW 测定仪及相应探针在线监测液相的 DO、温度和 pH 值。

2 试验结果与讨论

2.1 盐度负荷冲击对 UASB-A/O 性能的影响

如图 2 所示,在渗滤液原液环境下,组合系统对有机物和营养污染物都具有良好的处理效果。即在盐度为 20 g/L 时,UASB-A/O 系统对 NH₄⁺-N, TN 以及 COD 的去除能力分别能够维持在 98.7%、84.9% 和 90.2%, 这表明该组合系统在一定范围内具有一定的抗盐度冲击的能力。

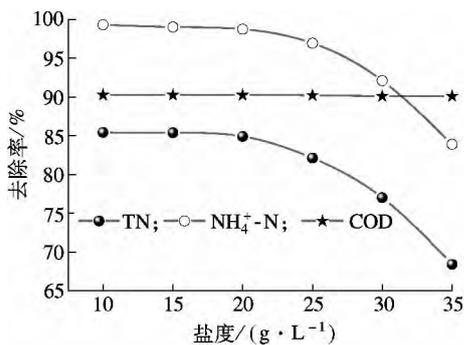


图2 不同盐度下 UASB-A/O 工艺整体性能的变化

然而,随着盐度的升高,系统对各污染物的处理能力呈现不同程度的下降趋势。系统的 NH₄⁺-N 降解与 TN 去除率表现出对盐度升高的敏感性,当盐度升高到 35 g/L 时,NH₄⁺-N 去除效率下降到 83.9%, 而 TN 去除率下降到 68.4%, 与 NH₄⁺-N 和 TN 的去除能力相比,有机物的去除能力受盐度影响相对较小,COD 去除率依然能够维持在 90.1%。

虽然微生物对环境具有一定的适应能力,在一定盐度下微生物可以通过自身的渗透压调节机制

<http://journal.seu.edu.cn>

来平衡细胞内的渗透压或保护细胞内的原生质,调节自身新陈代谢^[14],但盐度过高使微生物体内的水分子大量渗到体外,细菌发生质壁分离而死亡。另一方面,活性污泥中微生物种类丰富,生长着具有特定代谢功能的菌群,这些具有特定代谢功能的菌群在污泥中所占比例以及生理特性均不同,因此在受到盐度冲击时,其所受到的影响程度也不同^[15]。Chen 等^[16]研究表明,当盐度达到 6.5 g/L 时,硝化功能会受到明显的抑制,而反硝化菌群和有机物氧化异养菌群对盐度具有较高的耐受能力。在 Panswad 等^[17]的研究中也发现反硝化菌比硝化菌具有更强的耐高盐环境的能力。值得注意的是,由于 TN 包括 NH₄⁺-N 以及 NO_x⁻-N,因此在本系统中当出水 NH₄⁺-N 增加时,直接导致了 TN 去除率的降低。

2.2 盐度负荷冲击下 N 与 COD 的变化规律

2.2.1 N 与 COD 的转化与去除

图 3 显示了进水为原液条件下系统内 N 的转化规律和 COD 的降解。系统进水 NH₄⁺-N 浓度为 906 mg/L,由于出水回流的稀释作用 UASB 出水的 NH₄⁺-N 浓度降为 232 mg/L,经过回流污泥的进一步稀释,A/O 反应器的进水 NH₄⁺-N 浓度降低到 119 mg/L。系统出水 NH₄⁺-N 浓度为 6 mg/L。富含 NO_x⁻-N 的出水回流至 UASB 反应器,以及 A/O 反应器本身的污泥回流,使 TN 通过反硝化作用被去除,系统的 TN 出水浓度为 139 mg/L。原渗滤液 COD 浓度为 7 177 mg/L,经过出水回流稀释后 UASB 的进水 COD 浓度为 2 141 mg/L,UASB 中有机物的去除大部分是通过反硝化和产甲烷途径中去除的,出水 COD 浓度较低,有利于后续好氧区中硝化反应的进行。进入 A/O 缺氧区后 COD 浓度为 880 mg/L,在好氧区 COD 浓度基本不变,系统的 COD

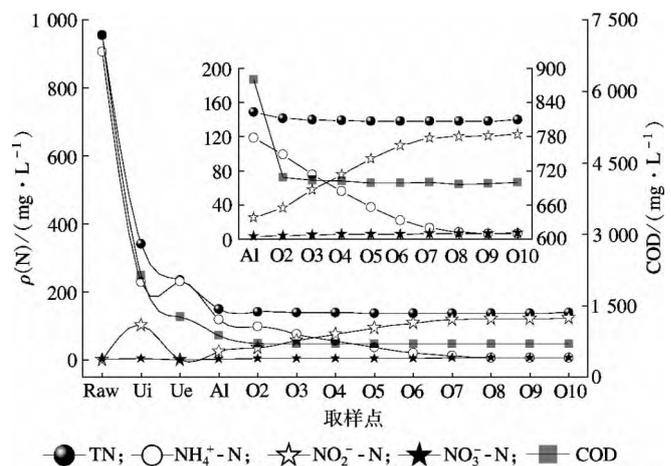


图3 渗滤液原液条件下 N 与 COD 的转化与去除

去除率为90.2%。随着盐度梯度的升高,N与COD在系统各反应器中的转变规律也发生了相应的变化。如图4所示,适应于渗滤液原液环境的短程硝化活性受到盐度为35 g/L的废水冲击时,其硝化活性受到的影响最大,NH₄⁺-N从A/O缺氧区的205 mg/L下降到A/O好氧区末格的146 mg/L。UASB的TN出水浓度从10 g/L盐度时的235 mg/L上升到35 g/L盐度时的440 mg/L,UASB和A/O对TN以及COD的贡献率随着盐度的提高而改变。如图5所示,与盐度为10 g/L相比,当盐度为35 g/L时,UASB对TN去除的贡献率降低了10%,而A/O对TN去除的贡献率相应增加了10%;虽然系统对COD的去除率几乎没有变化,但各反应器对COD的去除贡献率同样发生了明显变化,与盐度为10 g/L相比,当盐度为35 g/L时,UASB对COD去除的贡献率降低了7.9%,而A/O对TN去除的贡献率相应增加了7.9%。此外,A/O中的同步硝化反硝化率(R_{SND})也从盐度为10 g/L时的3.5%上升到盐度为35 g/L时的27%。

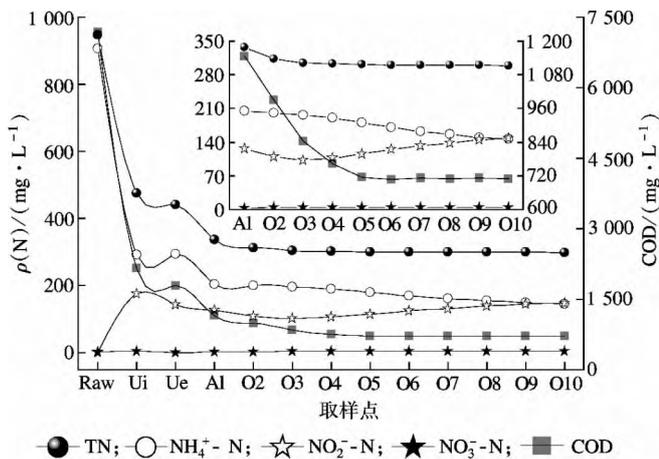


图4 盐度为35 g/L条件下N与COD的转化与去除

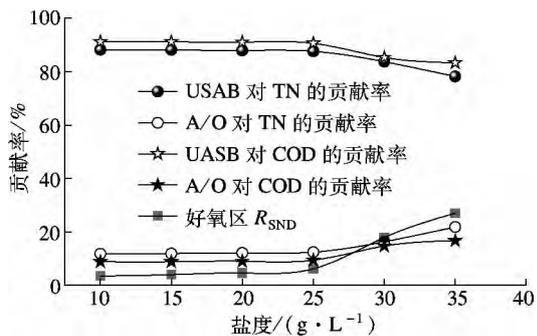


图5 UASB与A/O对TN与COD的贡献率以及同步硝化反硝化率(R_{SND})

2.2.2 N与COD降解之间的相互影响

当NH₄⁺-N的降解受到盐度抑制后,以亚硝酸盐型反硝化去除的TN随之降低,这表明在UASB-A/O组合系统内,TN去除对硝化的高度依赖性。与此同时在同步反硝化产甲烷UASB中,因反硝化而去除的有机物也有所下降,而因反硝化降解有机物的速率要大于通过厌氧产甲烷降解有机物的速率,因而导致UASB中的出水可降解有机物的浓度也有所升高,导致流入A/O反应器中有机物的浓度也升高,进而使得在A/O反应器中的降解有机物的异养菌与氨氧化菌(AOB)竞争溶解氧以及其他营养元素,进一步影响硝化速率。

硝化能力降低使得NH₄⁺-N出现一定程度的积累,同时因为碱度的消耗量降低使得A/O反应器的平均pH值也升高,而FA是NH₄⁺-N,pH值和温度的函数,因而A/O反应器中的平均FA浓度不断提升,当FA浓度达到一定程度后不仅会抑制亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的活性也会抑制AOB的活性,进一步恶化NH₄⁺-N的去除效果。由此可见,在UASB-A/O组合系统中不同污染物的去除并不是完全独立的,而是相互依赖的统一整体。

2.3 盐度负荷冲击对好氧与厌氧污泥性状的影响

由图6可知,A/O反应器中的好氧污泥在盐度冲击实验期间,污泥浓度从4129 mg/L下降为3836 mg/L,出现了轻微的下落,而污泥容积指数(SVI)的总体变化范围为91~119 mL/g,处于正常水平。但随着冲击盐度的提高,系统内活性污泥的SVI逐渐降低,盐度升高使丝状菌减少,污泥絮体变小和变密实,可见在一定程度上盐度的增加有利于活性污泥的沉降。在高盐度环境中,微生物聚集有利于生存并分泌胞外聚合物,以抵御盐度的毒害,从而增加其絮凝性^[17]。此外,Na⁺等离子浓度较高时,为活性污泥提供了充足的阳离子,增加了正吸附位,对污泥的絮凝也有促进作用,从而导致

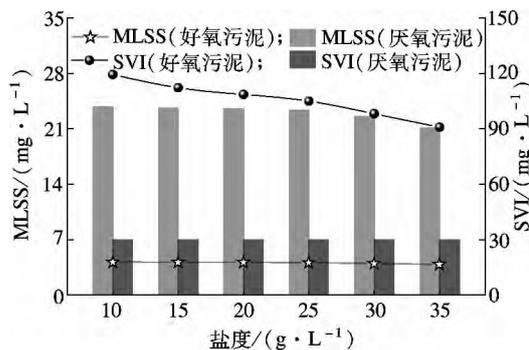


图6 盐度冲击对厌氧与好氧污泥性状的影响

SVI 的下降^[18]. 而同步产甲烷反硝化 UASB 中的厌氧污泥的性状改变很小, 不论是在污泥浓度还是其沉降性都没有明显的变化, 这也表明与 A/O 反应器中的好氧污泥相比, 颗粒态的厌氧污泥具有更强的抗盐度负荷冲击能力.

2.4 盐度负荷冲击对模糊控制参数的影响

盐度对活性污泥系统产生了众多特殊的影响, 而同时电化学参数在污水生物处理过程中的变化规律对污水水质具有特异性, 故探讨在盐度冲击下以 DO, pH 值作为含盐污水连续流生物脱氮过程控制参数的可行性和有效性具有重要的指导性意义.

由图 7(a) 可知, 盐度低于 25 g/L 时 pH 曲线均具有相似的变化规律, 只是氨谷出现的时间逐渐推后, 因为盐度的升高抑制了微生物的活性, 导致 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 降解速率逐渐降低; 但当盐度升高到 25 g/L 时, pH 曲线的形状发生变化, 既定的曝气时间已经不能完成硝化反应, 氨谷没有出现. 因此在 A/O 处理含盐污水的过程中, 与 DO 相比, A/O 系统采用 pH 值作为模糊控制参数具有更高的抗盐度冲击能力, 但只有尽量避免大范围高盐度的冲击才能以 pH 值作为自控参数.

由图 7(b) 可知, 当盐度升高为 20 g/L 时 DO 曲线不再呈现出较好的平台和规律性, 一方面氧的浓度和分压之间的关系随着溶液盐度的不同而发生变化, 另一方面可能是高盐对微生物的抑制作用导致微生物呼吸作用加强, 盐度增加后 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 降解速率和耗氧速率急剧下降^[19]. 这表明在含盐污水生物脱氮过程中溶解氧不再适宜作为模糊控制参数.

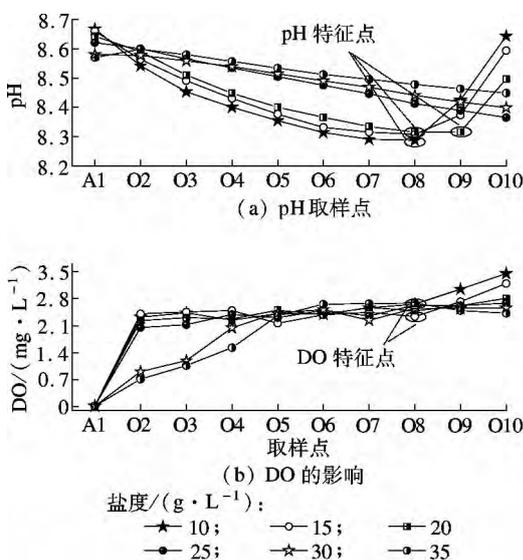


图7 盐度冲击对模糊控制参数的影响

<http://journal.seu.edu.cn>

2.5 盐度负荷冲击对短程积累率的影响

由图 8 可知, 在盐度梯度不断提高的过程中, 由于亚硝酸积累率($\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NO}_x^- \text{-N}$) 基数较高, 因此整体变化幅度不大, 但是依然有小幅度的提升, 从 10 g/L 盐度下的亚硝酸积累率 94.3% 升高到 35 g/L 盐度下的 97.1%. 本系统长期在以 FA 为主要抑制因素的情况下进行驯化, 导致活性污泥中 AOB 不断积累, 而 NOB 被不断淘汰. 前期实验研究的 FISH 分析^[20]表明, A/O 反应器中 AOB 和 NOB 分别占总菌群量的 4% 和 0.2%. 而盐度对 AOB 和 NOB 的生长均有抑制作用, 但在相同盐度条件下 NOB 比 AOB 对盐度更加敏感, 而同时由于 A/O 反应器中的 FA 浓度从 6.59 mg/L 上升到 36.17 mg/L, 因此在双重选择性抑制的作用下, 亚硝酸积累率出现了小幅度的提升, 从 94.3% 提升为 97.2%, 也从一定程度上说明了盐度对选择性抑制的强化作用.

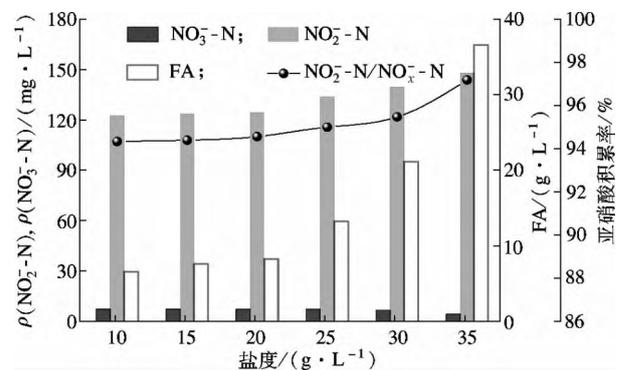


图8 盐度冲击对短程积累率的影响

3 结论

1) 采用 UASB-A/O 工艺处理含盐量为 10 g/L 的垃圾渗滤液, 可以实现良好的处理效率; 进一步提高盐度时, 各污染物的处理效果出现差异性变化, 盐度冲击对系统的 TN 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 去除能力影响较大, 而 COD 的去除受盐度的影响较小. 系统对不同污染物的去除并不是完全独立的, 而是相互依赖的统一整体.

2) 当盐度负荷升高为 20 g/L 时, 系统中 A/O 反应器的脱氮过程中 DO 曲线变化失去其规律性, 而采用 pH 值作为模糊控制参数具有更高的抗盐度冲击能力, 但当盐度达到 25 g/L 时, pH 曲线将不再出现氨谷和规律性.

3) A/O 反应器中的好氧污泥 MLSS 从 4 129 mg/L 下降至 3 836 mg/L, 而 SVI 变化范围为 91 ~ 119 mL/g, 在一定程度上盐度的增加有利于活性

污泥的沉降,而同步反硝化产甲烷 UASB 中的厌氧污泥具有较强的抗盐度冲击能力。

4) A/O 反应器中的 FA 浓度呈上升趋势,在双重选择性抑制的作用下,出水亚硝酸积累率在原来的基础上出现了小幅度的提升,也在一定程度上说明了盐度对 AOB 和 NOB 活性选择性抑制的强化作用。

参考文献 (References)

- [1] Wang K, Wang S Y, Zhu R L, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **134**: 212-218.
- [2] Hoilijoki T H, Kettunen R H, Rintala J A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature [J]. *Water Research*, 2000, **34**(5): 1435-1446.
- [3] Peng Y Z, Zhang S J, Zeng W, et al. Organic removal by denitritation and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate [J]. *Water Research*, 2008, **42**(4/5): 883-892.
- [4] Gu S B, Wang S Y, Yang Q, et al. Start up partial nitrification at low temperature with a real-time control strategy based on blower frequency and pH [J]. *Bioresource Technology*, 2012, **112**: 34-41.
- [5] Hu X M, Chen Y W, Liao Y G, et al. High NH_4^+ -N concentration wastewater treatment by shortcut nitrification-denitrification using a system of A/O inner loop fluidized bed biofilm reactors [J]. *Water Science and Technology* 2013, **67**(5): 1083-1091.
- [6] Zhao W, Wang Y Y, Liu S H, et al. Denitrification activities and N_2O production under salt stress with varying COD/N ratios and terminal electron acceptors [J]. *Chemical Engineering Journal* 2013, **215**: 252-260.
- [7] Hamoda M F, Alattar I. Effects of high sodium-chloride concentrations on activated-sludge treatment [J]. *Water Science and Technology*, 1995, **31**(9): 61-72.
- [8] Sudarmo U, Winter J, Gallert C. Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(10): 5665-5673.
- [9] Bassin J P, Dezotti M, Sant'Anna G L. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **185**(1): 242-248.
- [10] Dapena-Mora A, Vazquez-Padin J R, Campos J L, et al. Monitoring the stability of an anammox reactor under high salinity conditions [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2010, **51**(3): 167-171.
- [11] Sun C, Leiknes T, Weitzenbock J, et al. Salinity effect on a biofilm-MBR process for shipboard wastewater treatment [J]. *Separation and Purification Technology*, 2010, **72**(3): 380-387.
- [12] Cui Y W, Peng C Y, Peng Y Z, et al. Effects of salt on microbial populations and treatment performance in purifying saline sewage using the muct process [J]. *Clean-Soil Air Water*, 2009, **37**(8): 649-656.
- [13] Kernjerspersen J P, Henze M, Strube R. Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor [J]. *Water Research* 1994, **28**(5): 1253-1255.
- [14] Dahl C, Sund C, Kristensen G H, et al. Combined biological nitrification and denitrification of high-salinity wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 1997, **36**(2/3): 345-352.
- [15] Wu G, Guan Y, Zhan X. Effect of salinity on the activity, settling and microbial community of activated sludge in sequencing batch reactors treating synthetic saline wastewater [J]. *Water Science and Technology*, 2008, **58**(2): 351-358.
- [16] Chen G H, Wong M T, Okabe S, et al. Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration [J]. *Water Research*, 2003, **37**(13): 3125-3135.
- [17] Panswad T, Anan C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds [J]. *Water Research*, 1999, **33**(5): 1165-1172.
- [18] Magara Y, Nambu S, Uotosawa K. Biochemical and physical-properties of an activated-sludge on settling characteristics [J]. *Water Research*, 1976, **10**(1): 71-77.
- [19] Campos J L, Mosquera-Corral A, Sanchez M, et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit [J]. *Water Research*, 2002, **36**(10): 2555-2560.
- [20] Zhang S J, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Organic matter and concentrated nitrogen removal by shortcut nitrification and denitrification from mature municipal landfill leachate [J]. *Journal of Environmental Sciences-China*, 2007, **19**(6): 647-651.