

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.05.002

Cd^{2+} 胁迫对短程反硝化的影响与微生物群落变化

李 鸿^{1,2}, 张立秋^{1,2}, 张绍青¹, 李淑更^{2,3}, 薛嘉俊^{1,2}, 刘晓玲^{2,3},
姚海楠^{1,2}, 陈思宇^{2,3}

(1. 广州大学 土木工程学院, 广东 广州 510006; 2. 珠江三角洲水质安全与保护教育部重点实验室, 广东 广州 510006; 3. 广州大学 环境科学与工程学院, 广东 广州 510006)

摘 要: 接种城市污水厂二沉池污泥,以乙酸钠为碳源,通过合理控制 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和 $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 启动短程反硝化(PD),并考察了长期投加不同 Cd^{2+} 浓度的 PD 性能、胞外聚合物 EPS 和微生物群落变化。经过 84 d 的驯化成功启动 PD,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度和亚硝酸盐积累率(NAR)均处于较高水平,其最高值分别为 33.94 mg/L 和 81.24%,系统平均 NAR 为 71.99%。 Cd^{2+} 胁迫试验表明,与空白对照组 S1 相比,S2(2.5 mg/L)、S3(5 mg/L)和 S4(10 mg/L)均呈现不同程度的短程反硝化性能恶化趋势,到第 36 天 S2、S3 和 S4 平均 NAR 分别下降了 12.48%、14.59% 和 19.00%,但在高浓度 Cd^{2+} (5、10 mg/L)条件下,系统仍具有较高的 NAR。重金属对微生物活性的毒性抑制导致 S2 的 EPS 含量高于 S3 和 S4 的 EPS 含量,EPS 含量显著增加说明微生物通过分泌大量 EPS 来吸附 Cd^{2+} 。微生物高通量测序表明,变形菌门、拟杆菌门和绿弯菌门居 PD 系统主导地位,反应器 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累菌属 *Thauera* 的丰度表现为 S2(2.13%) > S3(0.28%) > S1(0.2%) > S4(0.1%),表明 10 mg/L 的 Cd^{2+} 不利于 *Thauera* 菌属生长, Cd^{2+} 浓度低于 5 mg/L 时 *Thauera* 菌属有生长的趋势。

关键词: 短程反硝化; 乙酸钠; Cd^{2+} 胁迫; 胞外聚合物(EPS); 微生物群落

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)05-0010-08

Effects of Cd^{2+} Stress on Partial Denitrification and Change of Microbial Community

LI Hong^{1,2}, ZHANG Li-qiu^{1,2}, ZHANG Shao-qing¹, LI Shu-geng^{2,3}, XUE Jia-jun^{1,2},
LIU Xiao-ling^{2,3}, YAO Hai-nan^{1,2}, CHEN Si-yu^{2,3}

(1. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 2. Key Laboratory for Water Quality and Conservation of the Pearl River Delta, Guangzhou 510006, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: Using the sludge from the secondary settling tank of the municipal wastewater treatment plant as the inoculation sludge and sodium acetate as the carbon source, partial denitrification (PD) was started through reasonable control of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ concentration and $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$, and the performance of partial denitrification with different concentrations of Cd^{2+} , the extracellular polymeric substances (EPS) and microbial community changes were investigated. The results showed that after 84 days of

domestication, partial denitrification could be successfully started, and the $\text{NO}_2^- - \text{N}$ concentration of the effluent and nitrite accumulation rate (NAR) were at a relatively high level, with the highest values of 33.94 mg/L and 81.24%, the average NAR was 71.99%. The Cd^{2+} stress test showed that compared with the blank control group S1, S2 (2.5 mg/L), S3 (5 mg/L) and S4 (10 mg/L) all showed different degrees of deterioration of partial denitrification performance. By the 36th day, the average NAR of S2, S3 and S4 decreased by 12.48%, 14.59% and 19.00% respectively. Under the condition of high concentration Cd^{2+} (5 mg/L and 10 mg/L), the system still had a higher NAR. The toxicity inhibition of heavy metals on microbial activity resulted in the EPS content of S2 being higher than that of S3 and S4. The significant increase in EPS content indicated that the microorganisms secreted a large amount of EPS to adsorb Cd^{2+} . High-throughput sequencing showed that *Proteobacteria*, *Bacteroidetes* and *Chloroflexi* were dominant in partial denitrification system, and the abundance of *Thauera* was S2 (2.13%) > S3 (0.28%) > S1 (0.2%) > S4 (0.1%), indicating that 10 mg/L of Cd^{2+} was not conducive to the growth of *Thauera*, and when the concentration of Cd^{2+} was lower than 5 mg/L, *Thauera* tended to grow.

Key words: partial denitrification; sodium acetate; cadmium stress; extracellular polymeric substances; microbial community

垃圾渗滤液是一种含高浓度氨氮、重金属离子和难降解有机物的废水,其中最常见重金属之一是来自电池、灰烬和染料等废物中的 Cd。Aucott 等^[1]发现,垃圾填埋时间在 4 年以内的城市垃圾填埋场渗滤液中的 Cd 浓度在 5 mg/L 以下,随填埋时间的增加可达 130 mg/L。肥料生产过程中往往会排放一些高浓度硝酸盐废水, Hutton 等^[2]对化肥中 Cd 进行风险评估时发现磷矿生产的肥料对土壤中 Cd 起主要作用,化肥 Cd 占可耕地和草地总 Cd 负荷的比例分别为 74% 和 44%。Davister^[3]得出磷肥对农业土壤的平均 Cd 输入量约为 2.5 g/(hm² · a)。Cd 是对人体毒害作用最大的重金属之一,生物法是目前应用最多的污水处理工艺,而高浓度的 Cd 会抑制微生物活性,降低处理效率。

短程反硝化(PD)是指异养反硝化菌以有机物为电子供体,还原 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 至 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的不完整生物反硝化过程^[4]。短程反硝化耦合厌氧氨氧化(Anammox)被认为是最节能的脱氮工艺(SAD),在 Anammox 过程中,总氮去除率会因出水含有 11% 左右的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 而降低,而 SAD 工艺中,在反硝化条件下将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,通过 Anammox 同时去除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,实现全部脱氮^[5-6]。虽然 PD 与 Anammox 工艺在处理城市污水和硝酸盐废水方面已被广泛报道^[7-12],然而尚未见研究人员开展重金属胁迫下短程反硝化系统的稳定性试验。因此,笔者研究了短程反硝化反应器的启动和 Cd^{2+}

胁迫对短程反硝化的影响,并基于高通量测序分析不同 Cd^{2+} 浓度下 PD 的微生物多样性,旨在为实际废水中重金属对短程反硝化的影响提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行工序

试验装置采用 ASBR 反应器,材质为有机玻璃,有效容积为 4 L,反应器上部配有磁力搅拌器,转速为 150 r/min,反应器壁每单位高程有取样口,方便水样采集,每天运行 4~6 个周期,每周进水 2 L,排水比为 50%。启动阶段 ASBR 的运行工序:进水 5 min,缺氧搅拌 120 min,沉淀 30 min,排水 5 min;启动成功后 ASBR 的运行工序:进水 5 min,缺氧搅拌 30 min,沉淀 30 min,排水 5 min。富集培养方法:通过不断缩短反应时间,达到将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原至 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的目的^[13]。

1.2 接种污泥与进水水质

富集培养污泥取自广州市沥滘污水处理厂的二沉池,泥样经过筛网过滤去除体积较大杂质,再用去离子水冲洗 3 遍后接种至反应器,接种污泥浓度为 2 700 mg/L。试验采用人工配水, KNO_3 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 CaCl_2 、 KH_2PO_4 分别为 50、0.1、0.3、0.05 mg/L,无水乙酸钠分别按照 C/N = 2、2.5、3 和 4 投加,以上药品采用分析纯。此外,采用 1 mol/L 的碳酸氢钠溶液调节进水 pH 值为 8.5 ± 0.2 。

1.3 Cd^{2+} 对 PD 的影响

通过设置不同浓度 Cd^{2+} 来探究 Cd^{2+} 胁迫条件

下PD系统稳定性与微生物群落变化情况。采用4个有效容积为1 L的厌氧瓶ASBR反应器进行平行试验,其中,S1为空白对照,不投加 Cd^{2+} ,S2~S4分别投加2.5、5和10 mg/L的 Cd^{2+} 。在瓶口橡胶塞上开有小孔,分别用于自动进出水、排气、取样。反应装置放在磁力搅拌器上,保持转速为150 r/min,接种污泥为驯化后的短程反硝化污泥,MLVSS/MLSS为0.80。每天运行4个周期,缺氧搅拌30 min,每天通过投加不同体积的 Cd^{2+} 母液(1 g/L),使各反应器 Cd^{2+} 浓度分别为2.5、5和10 mg/L,考虑到实际渗滤液的Anammox出水含较高浓度硝酸盐,将初始 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度设置为80 mg/L。

1.4 分析方法

整个试验过程中每天取进、出水水样,经0.45 μm 滤纸过滤后进行分析。其中, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用麝香草酚分光光度法测定;COD采用标准重铬酸钾法测定,需要指出的是,由于残留 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 对COD的理论贡献值为1.14 g/g^[14],本研究中COD均为校正值;采用重量法测定MLSS和MLVSS;采用pH/Oxi 340i便携式分析仪测定DO和pH值。亚硝酸盐积累率(NAR)的计算方法见文献[15]。

1.5 EPS 分层提取与测定

采用热提取法^[16]提取松散附着型EPS(LB-EPS)和紧密附着型EPS(TB-EPS),具体步骤如下:在 Cd^{2+} 胁迫试验的第5、20、36天取适量泥水混合液于50 mL离心管,用PBS(20 mmol/L,pH值=7)缓冲液冲洗3次后,用预热至70℃的0.05%氯化钠溶液定容至原来刻度,在涡流仪中振荡1 min,在4 000g离心力下离心15 min,上清液经0.45 μm 滤膜过滤得LB-EPS;弃去离心管中剩余的上清液,再用0.05%的NaCl溶液定容至原来刻度,上下摇晃使沉淀物均匀分布于离心管中,置于60℃水浴锅30 min,每5 min摇晃一次,混合液在4 000g离心力下离心15 min,上清液经0.45 μm 滤膜过滤得到TB-EPS。提取后的LB-EPS和TB-EPS^[1]立即进行多糖(PS)、蛋白质(PN)的测定。其中,多糖采用硫酸-苯酚法测定,蛋白质采用改良型BCA法测定。

1.6 微生物高通量测序分析

在 Cd^{2+} 胁迫试验的第36天取少量污泥样品(编号分别为S1、S2、S3和S4)进行测序,测序方法

见文献[17]。

2 结果与讨论

2.1 PD系统启动与运行特性

ASBR的PD启动和运行特性见图1。PD驯化试验维持进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为50 mg/L,根据系统中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累和NAR变化情况,将整个运行分为2个阶段:驯化阶段(1~29 d)和富集培养阶段(30~84 d)。因废水处理系统微生物群落、环境条件和运行方式^[18]的不同,驯化阶段设置了不同的C/N。在C/N=2(1~11 d)和C/N=2.5(12~18 d)阶段,系统出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和COD平均浓度分别为22.88 mg/L和24.53 mg/L,COD去除率达77.34%,而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均积累量仅为8.81 mg/L,NAR变化较大,分析原因可能是接种污泥中短程反硝化菌处于劣势,全程反硝化菌优先利用有机物将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原为 N_2 。

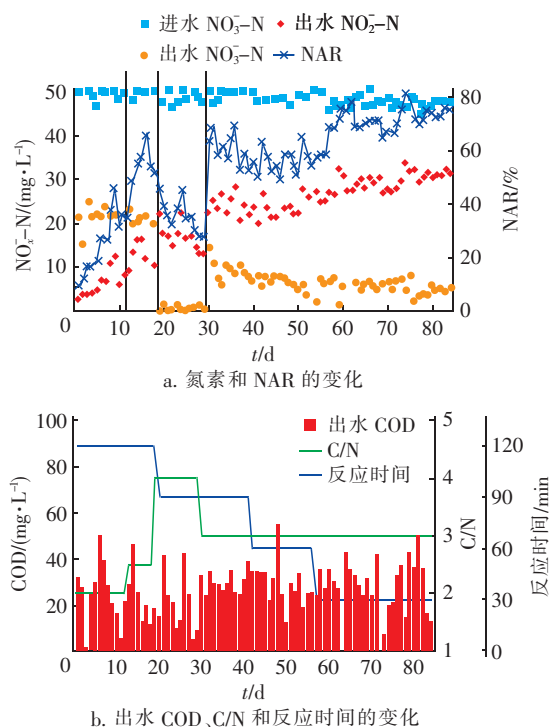


图1 短程反硝化ASBR反应器运行特性

Fig. 1 Operating characteristics of partial denitrification ASBR

为提高 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化率和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量,在19~29 d提高C/N=4,同时缩短缺氧搅拌时间至90 min,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均浓度为0.94 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累量却从第19天的22.37 mg/L下降到第29天的13.25 mg/L,这说明较高的C/N不利于

$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累,合理控制初始 C/N 对实现 PD 尤为重要^[19]。据文献报道^[20], $\text{C}/\text{N} = 3$ 时能实现较好的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累,故将 C/N 降至 3。30 ~ 56 d 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 基本维持在 10.74 mg/L 以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均积累量为 23.89 mg/L, NAR 在 50.11% ~ 69.74% 之间波动,此时系统短程反硝化性能得以提高;57 ~ 84 d,系统的 COD 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除特性得以稳定维持,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均浓度为 5.93 mg/L,出水 COD 平均浓度为 28.06 mg/L,剩余部分可能是 PD 过程产生的一些溶解性微生物代谢产物^[16,21],且系统出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度和 NAR 均处于较高水平,最高值分别为 33.94 mg/L 和 81.24%。说明已成功启动 PD 反应器。

2.2 不同 Cd^{2+} 浓度下 PD 性能分析

Cd^{2+} 浓度为 0、2.5、5 和 10 mg/L 条件下 ASBR 反应器性能见图 2。0 ~ 5 d 进水中未投加 Cd^{2+} ,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度和 NAR 变化趋势大致相同,并没有显著变化($P > 0.05$)。从第 6 天开始,反应器分别投加 0、2.5、5 和 10 mg/L 的 Cd^{2+} ,与投加 Cd^{2+} 的反应器相比, S1 反应器较稳定,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在 10.5 mg/L 以下,9 ~ 36 d 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度为 30.44 mg/L。考虑到温度^[22]和高负荷进水基质^[17,23]会导致 PD 的活性下降,第 8 天将进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 降至 60 mg/L。S1 反应器经历适应期后出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 较稳定, S2、S3、S4 反应器性能恶化,且 Cd^{2+} 浓度越高,脱氮除碳性能越差,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别在第 18、15、16 天降至 24.17、9.81、4.71 mg/L,污泥不断吸收 Cd^{2+} 达到饱和后导致 S3 和 S4 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度出现波谷。有趣的是,在第 18 天 S3 和 S4 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别上升到 17.12、13.57 mg/L,这是由于微生物产生大量的 EPS,其与 Cd^{2+} 结合并吸附在污泥表面,减轻了 Cd^{2+} 对微生物的毒性^[24],但 18 ~ 36 d 的出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度仍低于 S1。出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均浓度随着 Cd^{2+} 浓度的增加而增加,到第 36 天, S2、S3 和 S4 的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率降至 68.30%、60.97% 和 56.53%,相比 S1,平均 NAR 分别下降 12.48%、14.59% 和 19.00%,COD 去除效果不如对照组 S1。由此可见,与对照组 S1 相比, S2、S3 和 S4 均呈现不同程度的短程反硝化性能恶化趋势,但高浓度 Cd^{2+} (5、10 mg/L) 条件下系统仍具有较高的 NAR。

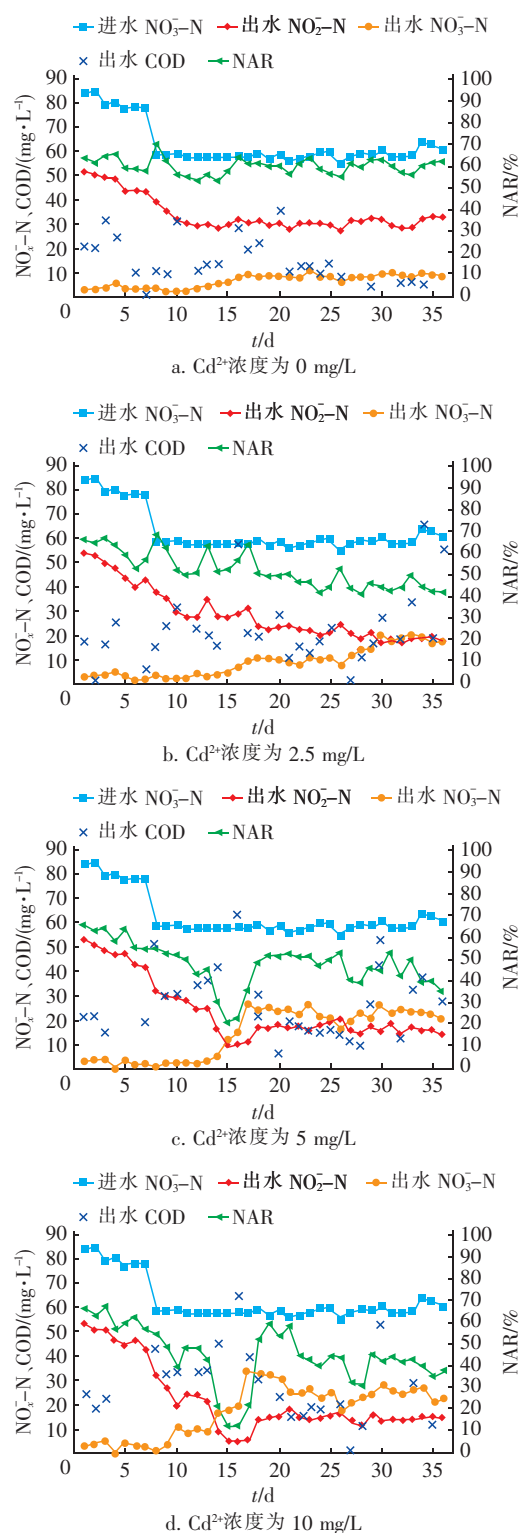


图 2 不同 Cd^{2+} 浓度胁迫条件下 ASBR 反应器性能

Fig. 2 Performance of ASBR under different Cd^{2+} concentration stress conditions

2.3 不同 Cd^{2+} 浓度下 PD 系统 EPS 变化

EPS 的主要成分是 PN 和 PS,在保护微生物免

受不利环境条件影响方面发挥着重要的作用^[25]。Sepehri 等^[26]指出微生物也可利用 EPS 来维持自身的生长。不同 Cd^{2+} 浓度胁迫条件下 PD 系统 EPS 含量的变化见图 3。在本次试验过程中 PN 含量始终高于 PS 含量,在未投加 Cd^{2+} 的第 5 天,4 个反应器中 EPS 含量变化不大,分别为 (101.66 ± 14.05) 、 (95.34 ± 24.67) 、 (115.59 ± 10.57) 和 (106.63 ± 22.99) mg/gVSS ,且随着运行时间的延长,对照组 S1 的 EPS 含量较稳定 ($P > 0.05$)。

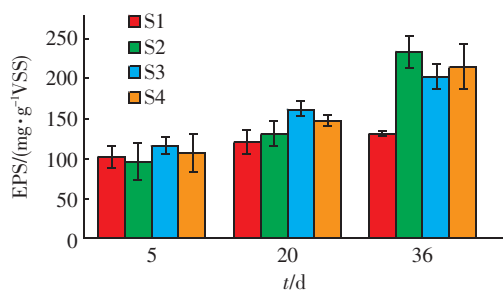


图3 不同 Cd^{2+} 浓度胁迫条件下 PD 系统 EPS 含量的变化

Fig. 3 Changes of EPS content in PD system under different Cd^{2+} concentration stress conditions

当进水中加入不同浓度的 Cd^{2+} 后,污泥中 EPS 含量增加幅度明显高于对照组,运行至第 36 天, EPS 含量分别增加至 (233.40 ± 20.31) 、 (202.06 ± 15.57) 和 (214.33 ± 28.85) mg/gVSS ,相比第 5 天,分别增加了 144.81%、74.81% 和 101.00% ($P < 0.05$),这也解释了 S3 和 S4 在第 18 天出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 再次上升的现象。此外,Wang 等人^[27]认为 EPS 所含的一些外酶能与重金属离子结合并抑制其迁移,增加 Cd^{2+} 浓度可能会诱导细菌细胞产生更多的外酶,导致 EPS 含量升高。EPS 大分子可以增强基因表达的稳定性,进而增强细菌的聚集能力,提高细菌对重金属的耐受性,EPS 含量的增加可视作微生物细胞对 Cd^{2+} 毒性的一种自我防御反应。Xu 等人^[28]在研究 Cd^{2+} 对 Anammox 影响的 EPS 含量变化时发现, Cd^{2+} 为 5 mg/L 时的 EPS 含量比 2 mg/L 的 EPS 含量低 25%,可能是重金属毒性抑制了微生物活性,导致 EPS 分泌减少,这与本研究在第 36 天 S3 和 S4 的 EPS 含量低于 S2 的现象一致。

2.4 不同 Cd^{2+} 浓度下 PD 系统微生物群落组成

2.4.1 物种多样性与门水平微生物群落结构

不同 Cd^{2+} 浓度下 ASBR 反应器运行至第 36 天时污泥样品的物种多样性指数见表 1。所有样品的 Coverage 值均在 0.95 以上,表明样本的文库覆盖率

高,它表征了本次测序的真实性。Shannon 指数用来估算样品中物种的多样性,其值越大表明物种多样性越高。由表 1 可知 S2、S3 和 S4 的物种多样性比 S1 高,S1 反应器性能较稳定,EPS 含量无显著变化,说明 S1 中微生物更专一。 Cd^{2+} 存在下反应器性能下降,低浓度 Cd^{2+} (2.5 mg/L) 的 EPS 含量高于高浓度 Cd^{2+} (5、10 mg/L),且 S3 和 S4 的 Chao 值均小于 S1 和 S2,表明低浓度 Cd^{2+} 能够增加微生物多样性,而高浓度 Cd^{2+} 会降低微生物多样性。

表 1 不同 Cd^{2+} 浓度下 ASBR 反应器样品中物种多样性指数

Tab. 1 Microbial diversity index in ASBR reactor with different Cd^{2+} concentrations

样品	Shannon	Chao	Coverage
S1	1.66	503.51	0.99
S2	4.01	591.16	0.99
S3	2.46	455.29	0.99
S4	1.74	437.34	0.99

样品在门水平的微生物群落结构如图 4 所示(微生物相对丰度 $> 1.0\%$)。不同 Cd^{2+} 浓度的污泥样品检测出 5 个主要菌门,分别为变形菌门 (*Proteobacteria*)、绿弯菌门 (*Chloroflexi*)、拟杆菌门 (*Bacteroidetes*)、放线菌门 (*Actinobacteria*)、*Patescibacteria* 菌门。按门水平相对丰度高低排序,S1 反应器主要菌门分别为变形菌门 (78.38%)、拟杆菌门 (9.04%)、绿弯菌门 (6.36%);S2 主要菌门依次是变形菌门 (60.25%)、拟杆菌门 (15.31%)、绿弯菌门 (14.34%)、放线菌门 (4.45%);S3 和 S4 反应器内变形菌门和绿弯菌门构成了超过 90% 的门水平微生物群落。

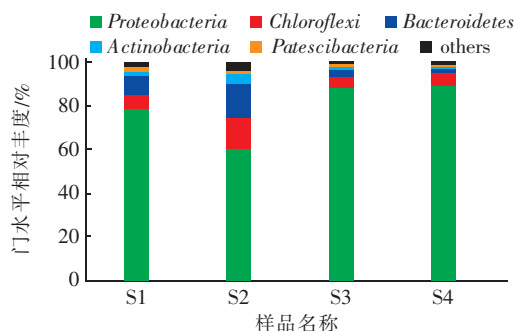


图4 不同 Cd^{2+} 浓度下 ASBR 反应器门水平微生物群落结构

Fig. 4 Microbial community structure at the phylum level of ASBR reactor with different Cd^{2+} concentrations

高丰度的变形菌门被认为是 PD 系统高效 NAR 的保证^[22],本研究反应器内变形菌门丰度排序为

S4 (89.14%) > S3 (87.66%) > S1 (78.38%) > S2 (60.25%), 说明 Cd^{2+} 胁迫下短期抑制了微生物活性, 但各反应器仍具有较强的反硝化能力。

2.4.2 属水平微生物群落结构

不同 Cd^{2+} 浓度下 ASBR 反应器运行至第 36 天时污泥样品属水平微生物群落结构见图 5 (微生物相对丰度 > 1.0%)。S1 中 *Acinetobacter* 丰度高达 73.98%, 是 S1 中绝对优势菌属, 其次分别是 OLB8 (4.29%) 和 *norank_f_norank_o_SBR1031* (3.16%); S2 中 *Pseudoxanthomonas* (23.93%) 相对丰度最高, 然后是 *Flavobacterium* (9.03%)、*norank_f_norank_o_SBR1031* (7.11%)、*Acinetobacter* (3.83%)、*Azospira* (3.5%)、*Thauera* (2.13%) 等; S3 中优势菌属是 *Pseudoxanthomonas* (52.91%)、*Azospira* (19.50%)、*norank_f_norank_o_SBR1031* (3.91%) 和 *Flavobacterium* (1.07%); S4 中有 *Pseudoxanthomonas* (70.32%)、*Azospira* (9.44%) 等。S1 中 *Acinetobacter* 属于变形菌门, 张星星等^[29]发现 PD-SBR 反应器中 *Acinetobacter* 丰度达 40.6%, 推测其在 PD 系统具有很重要角色。PD 系统 NO_2^- -N 积累菌属 *Thauera* 丰度排序为 S2 (2.13%) > S3 (0.28%) > S1 (0.2%) > S4 (0.1%), 表明 10 mg/L 的 Cd^{2+} 不利于 *Thauera* 生长, Cd^{2+} 在 5 mg/L 以下时 *Thauera* 有生长的趋势。*Pseudoxanthomonas* 丰度随 Cd^{2+} 浓度增加而升高, Meng 等人^[30]认为其可进行硝酸盐反硝化和邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯 (DEHP) 的降解, 这为 SAD 处理含 DEHP 的垃圾渗滤液和含 Cd 硝酸盐废水提供了一种思路。

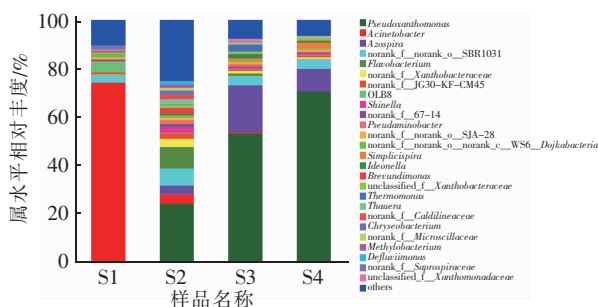


图 5 不同 Cd^{2+} 浓度下 ASBR 反应器属水平微生物群落结构

Fig. 5 Microbial community structure at the genus level of

ASBR reactor with different Cd^{2+} concentrations

3 结论

① 接种城市污水厂二沉池污泥, 通过控制

NO_3^- -N 浓度为 50 mg/L 和 C/N = 3, 经过 84 d 的驯化后成功启动 PD, 出水 NO_2^- -N 浓度和 NAR 均处于较高水平, 其最高值分别为 33.94 mg/L 和 81.24%, 长期运行时平均 NAR 为 71.99%。

② 投加 Cd^{2+} 浓度为 2.5、5 和 10 mg/L 的 PD 系统, 相比 S1, 到第 36 天, S2、S3 和 S4 的 NO_3^- -N 去除率下降到 68.30%、60.97% 和 56.53%, 平均 NAR 分别下降了 12.48%、14.59% 和 19.00%, 高浓度 Cd^{2+} (5、10 mg/L) 条件下, 系统仍具有较高的 NAR。重金属对微生物活性的毒性抑制导致 S2 的 EPS 含量高于 S3 和 S4, EPS 含量显著增加说明微生物通过分泌大量 EPS 来吸附 Cd^{2+} 。

③ 变形菌门、拟杆菌门和绿弯菌门居 PD 系统主导地位, PD 系统 NO_2^- -N 积累菌属 *Thauera* 的丰度排序为 S2 (2.13%) > S3 (0.28%) > S1 (0.2%) > S4 (0.1%), 表明 10 mg/L 的 Cd^{2+} 不利于 *Thauera* 菌属生长, Cd^{2+} 在 5 mg/L 以下时 *Thauera* 有生长的趋势。*Pseudoxanthomonas* 丰度随 Cd^{2+} 浓度增加而升高, 有助于渗滤液和含 Cd 硝酸盐废水中 DEHP 的降解。

参考文献:

- [1] AUCOTT M. The Fate of Heavy Metals in Landfills: A Review [M]. New Jersey: New Jersey Department of Environmental Protection, 2006.
- [2] DE MEEUS C, EDULJEE G H, HUTTON M. Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilisers. I [J]. Science of the Total Environment, 2002, 291: 167-187.
- [3] DAVISTER A. Studies and research on processes for the elimination of cadmium from phosphoric acid [C] // IOMC. OECD Proceedings—Fertilizers as a Source of Cadmium. Paris: IOMC, 1996: 153-167.
- [4] CAO S B, WANG S Y, PENG Y Z, et al. Achieving partial denitrification with sludge fermentation liquid as carbon source: the effect of seeding sludge [J]. Bioresource Technology, 2013, 149: 570-574.
- [5] TAKEKAWA M, PARK G, SODA S, et al. Simultaneous anammox and denitrification (SAD) process in sequencing batch reactors [J]. Bioresource Technology, 2014, 174: 159-166.
- [6] ZHANG F Z, LI X Y, PENG Y Z, et al. Simultaneous ammonium oxidation denitrifying (SAD) in an innovative three-stage process for energy-efficient mature landfill

- leachate treatment with external sludge reduction [J]. *Water Research*, 2020, 169: 115156.
- [7] CAO S B, DU R, PENG Y Z, *et al.* Novel two stage partial denitrification (PD) - Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362: 107 - 115.
- [8] ZHANG M, WANG S Y, JI B, *et al.* Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: partial nitrification - anammox versus partial denitrification - anammox [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 393 - 401.
- [9] MA B, WEI Y, PENG Y Z, *et al.* Recent advances in controlling denitrification for achieving denitrification/anammox in mainstream wastewater treatment plants [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 299: 122697.
- [10] DU R, CAO S B, PENG Y Z, *et al.* Performance of partial denitrification (PD) - ANAMMOX process in simultaneously treating nitrate and low C/N domestic wastewater at low temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219: 420 - 429.
- [11] DU R, CAO S B, ZHANG H Y, *et al.* Step-feeding organic carbon enhances high-strength nitrate and ammonia removal via DEAMOX process [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 360: 501 - 510.
- [12] DU R, CAO S B, LI B K, *et al.* Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters [J]. *Water Research*, 2017, 108: 46 - 56.
- [13] 董晓莹, 彭党聪. 不同碳氮比下污水反硝化过程中亚硝氮积累的特性研究 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37 (9): 3349 - 3355.
- DONG Xiaoying, PENG Dangcong. Nitrite accumulation in denitrification with different C/N ratios [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37 (9): 3349 - 3355 (in Chinese).
- [14] QIAN W T, MA B, LI X Y, *et al.* Long-term effect of pH on denitrification: high pH benefits achieving partial-denitrification [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 278: 444 - 449.
- [15] 王淑莹, 操沈彬, 彭永臻, 等. 污泥发酵液为碳源的反硝化过程亚硝酸盐积累 [J]. *北京工业大学学报*, 2014, 40 (5): 743 - 750.
- WANG Shuying, CAO Shenbin, PENG Yongzhen, *et al.* Nitrite accumulation during the denitrification process with sludge fermentation liquid as carbon source [J]. *Journal of Beijing University of Technology*, 2014, 40 (5): 743 - 750 (in Chinese).
- [16] 操沈彬. 基于短程反硝化的厌氧氨氧化脱氮工艺与菌群特性 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2018.
- CAO Shenbin. Nitrogen Removal via Anammox Process Based on Partial-denitrification and Microbial Characteristics [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018 (in Chinese).
- [17] DU R, CAO S B, ZHANG H Y, *et al.* Formation of partial-denitrification (PD) granular sludge from low-strength nitrate wastewater: the influence of loading rates [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121273.
- [18] GONG L X, HUO M X, YANG Q, *et al.* Performance of heterotrophic partial denitrification under feast-famine condition of electron donor; a case study using acetate as external carbon source [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 133: 263 - 269.
- [19] 毕春雪, 于德爽, 杜世明, 等. 乙酸钠作为碳源不同污泥源短程反硝化过程亚硝酸盐积累特性 [J]. *环境科学*, 2019, 40 (2): 783 - 790.
- BI Chunxue, YU Deshuang, DU Shiming, *et al.* Nitrite accumulation characteristics of partial denitrification in different sludge sources using sodium acetate as carbon source [J]. *Environmental Science*, 2019, 40 (2): 783 - 790 (in Chinese).
- [20] CAO S B, DU R, ZHANG H Y, *et al.* Understanding the granulation of partial denitrification sludge for nitrite production [J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 124389.
- [21] NI B J, RITTMANN B E, FANG F, *et al.* Long-term formation of microbial products in a sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 2010, 44: 3787 - 3796.
- [22] 田夏迪, 茹临锋, 吕心涛, 等. 短程反硝化工艺的研究进展与展望 [J]. *中国给水排水*, 2020, 36 (2): 7 - 15.
- TIAN Xiadi, RU Linfeng, LÜ Xintao, *et al.* Research progress and prospect of partial denitrification process [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36 (2): 7 - 15 (in Chinese).
- [23] CAO S B, PENG Y Z, DU R, *et al.* Characterization of partial-denitrification (PD) granular sludge producing nitrite: effect of loading rates and particle size [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 671: 510 - 518.
- [24] LIU X T, YIN H, TANG S Y, *et al.* Effects of single and

(下转第25页)