

Pb 在 SBR 中的迁移行为及与活性污泥的相互作用

王 宇¹, 谢周云¹, 张 妮¹, 杨国靖^{1,2}, 徐佳杰¹, 唐 力¹, 夏静芬¹,
常岩航¹

(1. 浙江万里学院 生物与环境学院, 浙江 宁波 315100; 2. 湖南大学 环境科学与工程
学院, 湖南 长沙 410082)

摘 要: 以 SBR 中的活性污泥为研究对象, 采用好氧/缺氧运行模式, 考察了重金属 Pb(II) 在活性污泥系统中的迁移规律, 并结合扫描电镜 (SEM)、荧光原位杂交 (FISH) 等现代分子生物学技术对活性污泥的微观结构及生物相进行表征, 解析 Pb(II) 对活性污泥性能的影响及活性污泥对 Pb(II) 的去除机理。结果表明, 活性污泥对 Pb(II) 的去除途径主要为生物吸附, 且对低浓度 (1、5 mg/L) Pb(II) 的吸附效果较好。随着 Pb(II) 暴露浓度的升高, 活性污泥的沉降性能逐渐恶化, MLSS 逐渐下降, SVI 急剧上升, 同时系统的脱氮及有机物降解过程受到抑制, NH₄⁺-N、TN 及 COD 去除率显著下降, 功能菌群的丰度及多样性降低, 氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的丰度分别由对照组的 13.72% 和 17.61% 降至 Pb(II) 浓度为 20 mg/L 时的 2.41% 和 7.11%。此外, 活性污泥 EPS 中的羧基、羟基等负电官能团因其能与 Pb(II) 结合, 在 Pb(II) 的吸附去除过程中发挥了重要作用。

关键词: Pb(II); 活性污泥; 吸附; 迁移行为; 相互作用

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)21-0017-07

Migration Behavior of Pb in SBR and Its Interaction with Activated Sludge

WANG Yu¹, XIE Zhou-yun¹, ZHANG Ni¹, YANG Guo-jing^{1,2}, XU Jia-jie¹, TANG Li¹,
XIA Jing-fen¹, CHANG Yan-hang¹

(1. College of Biological and Environmental Sciences, Zhejiang Wanli University, Ningbo 315100,
China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082,
China)

Abstract: The migration and transformation of heavy metal Pb(II) in activated sludge in a SBR with aerobic/anoxic operation mode was investigated. Microstructure and biological phase of the activated sludge were characterized by scanning electron microscopy (SEM), fluorescence in situ hybridization (FISH) and other modern molecular biological techniques, and the effect of heavy metal Pb(II) on the performance of activated sludge and the mechanism of Pb(II) removal by activated sludge were analyzed. The results showed that Pb(II) was mainly removed by biosorption and good adsorption effect was achieved at low Pb(II) concentrations (1 mg/L and 5 mg/L). Settleability performance of the

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51408551); 浙江省基础公益研究计划项目(LY18E080001、2017C33023); 宁波市科技计划项目(2017C50026); 浙江省一流学科课题(CX2018017); 宁波市“环境科学与工程”一流学科课题

通信作者: 杨国靖 E-mail: guojing_yang@163.com

activated sludge deteriorated step by step, and MLSS gradually decreased and SVI increased sharply with the continuous increase of Pb(II) exposure concentration. Meanwhile, denitrification and organics degradation of the system was inhibited and the removal rates of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, TN and COD decreased significantly. The abundance and diversity of functional microbial communities decreased; AOB and NOB decreased from 13.72% and 17.61% in the control group to 2.41% and 7.11% in the experimental group [20 mg/L of Pb(II)]. In addition, the carboxyl, hydroxyl and other negative functional groups in extracellular polymeric substances of activated sludge played an important role in the adsorption and removal of Pb(II) due to their ability to bind to Pb(II).

Key words: Pb(II); activated sludge; adsorption; migration behavior; interaction

在我国重金属 Pb 被广泛用于电镀、冶金等领域,并随生产废水排放,已成为工业废水中的主要污染物。另外,由于越来越多的污水处理厂倾向将生活污水和工业废水合并处理,导致高浓度重金属 Pb 长期存在于污水处理厂进水中,同时增加了以活性污泥工艺为主体的污水处理系统稳定运行的风险^[1-3]。胞外聚合物(EPS)是一种由微生物细胞分泌且大量存在于活性污泥絮体表面及内部的有机物质。已有研究表明,EPS 表面的羧基、羟基等负电官能团能够与带正电荷的金属离子形成有机金属配位体,从而有效吸附重金属,在维持活性污泥结构尤其是抵御有毒物质对细胞侵害的过程中起到了重要作用^[4-6]。废水中的重金属能通过活性污泥中 EPS 的吸附作用得以去除,但过量的重金属被活性污泥吸附后会影 响活性污泥性能进而影响污水处理效率。为此,笔者考察了活性污泥系统对 Pb(II) 的吸附作用,并结合光学显微镜及荧光原位杂交技术(FISH),对 Pb(II) 胁迫下活性污泥系统的污水处理效率和微生物群落结构变化进行研究,同时利用扫描电镜(SEM)、傅里叶红外光谱(FTIR)对活性污泥吸附 Pb(II) 的机理进行分析,以期为重 金属胁迫下活性污泥系统的稳定运行提供参考。

1 材料与方 法

1.1 接种污泥及试验进水

试验所用接种污泥取自宁波市江东区污水处理厂二沉池,MLSS 为 3 655 mg/L,SVI 为 108 mL/g,经驯化后投入使用。试验进水采用模拟污水,同时加入适当微量元素以保证微生物的生长和繁殖。主要组分为: $\text{C}_2\text{H}_3\text{NaO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (200 mg/L)、 NH_4Cl (25 mg/L)、 KH_2PO_4 (8 mg/L)、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (40 mg/L)、 NaHCO_3 (110 mg/L)、 CaCl_2 (30 mg/L)、 $\text{CuSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.03 mg/L)、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (1.5 mg/L)、

$\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0.1 mg/L)、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0.15 mg/L)、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.12 mg/L)。采用 PbCl_2 (分析纯) 配制 2 000 mg/L 的 Pb(II) 储备液以提供不同的 Pb(II) 暴露浓度。

1.2 试验装置及运行方法

试验在自制的 SBR 反应器中进行,如图 1 所示。SBR 反应器为 5 L 的有机玻璃圆柱体,底部呈圆锥形,以好氧/缺氧模式运行,每天运行 3 个周期,同时结合沉降时间的调控,每天定量排泥,污泥龄控制在 20 d 左右。反应器的运行模式如下:5 min 进水→240 min 好氧→180 min 缺氧→30 min 沉淀→5 min 排水。好氧阶段采用空气压缩泵曝气,缺氧阶段采用机械搅拌。平行设置 5 个相同的 SBR 反应器,分别记为 $R_0 \sim R_4$,其中, R_0 为空白对照,进水阶段向另外 4 个反应器投加定量的 Pb(II) 储备液,使 Pb(II) 初始浓度分别为 1、5、10、20 mg/L。

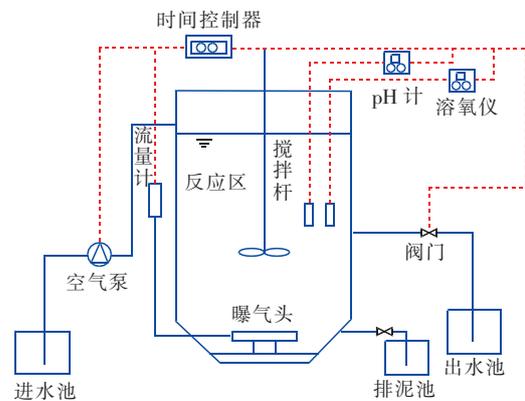


图 1 试验装置

Fig. 1 Diagram of experimental setup

1.3 分析项目和方 法

COD:微波消解-重铬酸钾法; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$:纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$:酚二磺酸分光光度法;TN:过

硫酸钾氧化-紫外分光光度法;pH值、DO:国家标准方法;SV、SVI、MLSS、MLVSS:重量法;蛋白质:改良型BCA蛋白质测定试剂盒;糖原:苯酚-硫酸法;污泥外观形态:显微镜观察;微生物生长情况、结构、特异性:SEM和FISH分析;EPS:热处理提取法。

2 结果与分析

2.1 活性污泥系统对Pb(II)的去除效果

通过对系统同一周期内进出水中Pb(II)浓度的检测发现,Pb(II)在各反应器中均有所去除。当Pb(II)暴露浓度为1 mg/L时,系统对Pb(II)有较好的适应性,对Pb(II)的去除率达到92.04%;当Pb(II)暴露浓度持续提升至10和20 mg/L时,系统出水中的Pb(II)浓度分别为(2.645 ± 0.080)、(6.331 ± 0.232) mg/L,去除率降至70%左右。这表明活性污泥系统对Pb(II)具有一定的去除能力,

表1 污水处理系统中Pb(II)的质量平衡

Tab.1 Mass balance of Pb(II) in sewage treatment system

项目	进水/(mg·L ⁻¹)	出水/(mg·L ⁻¹)	水相中的减少量/mg	泥相中的增加量/mg	迁移率/%
R ₁	1	0.082 ± 0.020	4.590 ± 0.001	4.447 ± 0.003	96.677 ± 1.000
R ₂	5	0.791 ± 0.024	21.045 ± 0.002	19.448 ± 0.002	92.410 ± 1.206
R ₃	10	2.645 ± 0.080	36.775 ± 0.004	33.140 ± 0.006	90.115 ± 0.877
R ₄	20	6.331 ± 0.232	68.345 ± 0.012	67.476 ± 0.014	98.728 ± 0.389

2.2 Pb(II)对活性污泥性能的影响

2.2.1 Pb(II)对活性污泥浓度和沉降性能的影响

在系统运行条件一致的情况下,对不同Pb(II)暴露浓度反应器的污泥浓度、沉降性能、除污效能以及微生物群落进行了为期60 d的连续监测,考察期间可分为3个阶段:冲击阶段I(0~13 d)、适应阶段II(14~35 d)和稳定运行阶段III(36~60 d)。在Pb(II)投加初期,MLSS为3 655 mg/L,SVI为108 mL/g,活性污泥沉降性能良好。随着Pb(II)暴露浓度的升高,各反应器MLSS均下降,SVI呈逐步上升趋势,尤其在冲击阶段末期,MLSS显著降低,R₃和R₄反应器的MLSS分别降至3 350、3 300 mg/L(见图2),与此同时,SVI升至130、135 mL/g。上述现象表明,Pb(II)短期暴露对SBR系统内微生物产生毒害作用,不仅抑制了微生物活性,而且降低了微生物对环境的适应能力,进而导致污泥浓度下降、沉降性能恶化。随运行时间的推移,在Pb(II)暴露14 d后,SVI值趋于稳定,说明各反应器开始逐步适应Pb(II)暴露环境。经过22 d的适应调整,系统进入稳定运行阶段III,各反应器的污泥浓度及沉降

但去除量有限。

为更好地了解Pb(II)在活性污泥系统中的去除途径,对各反应器中的Pb(II)进行质量平衡计算,如表1所示(结果为3次试验的平均值)。可知,Pb(II)在水相中的减少量(DL)和泥相中的增加量(IS)与Pb(II)暴露浓度呈正相关,且Pb(II)在各反应器水相中的减少量和泥相中的增加量近似相等,迁移率(IS/DL)均在90%以上,表明水相中的Pb(II)主要迁移到了泥相中,污水中的Pb(II)主要通过活性污泥的吸附作用被去除。当系统在低Pb(II)暴露浓度(≤10 mg/L)下时,出水Pb(II)浓度较低,而当进水Pb(II)浓度达到20 mg/L时,出水Pb(II)浓度较高,为(6.331 ± 0.232) mg/L,说明活性污泥系统对Pb(II)有一定的吸附作用,但高浓度的Pb(II)在活性污泥系统中较难去除。

性逐步稳定。综合分析表明,Pb(II)短期暴露会对活性污泥系统的稳定运行造成冲击,随着暴露时间的延长系统会产生一定耐受适应性,但暴露浓度越高则系统所受影响越大。

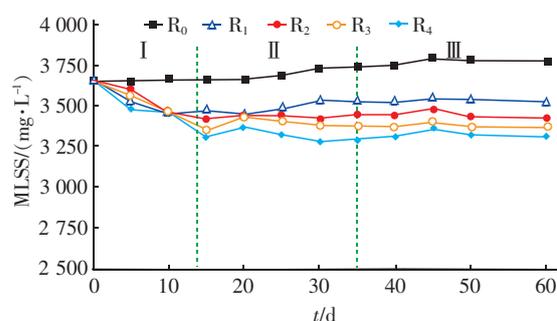


图2 不同Pb(II)暴露浓度对活性污泥MLSS的影响

Fig.2 Effect of different exposure concentrations of Pb(II) on MLSS of activated sludge

2.2.2 Pb(II)对系统处理效果的影响

投加Pb(II)后各反应器出水水质的变化如图3所示。可以看出,Pb(II)对出水水质指标的影响程度与Pb(II)在污水中的暴露浓度成正比。在冲击阶段,R₁~R₄反应器出水NH₄⁺-N、TN及COD

浓度呈快速上升趋势,且随 Pb(II) 暴露浓度的提升而急剧增加,运行至第 13 天,对照组 R₀ 的出水 TN 和 COD 浓度分别为 8 和 24 mg/L,而反应器 R₂ 和 R₄ 的出水 TN 浓度分别升至 13 和 16 mg/L、出水 COD 浓度分别升至 63 和 92 mg/L;而后随着运行时间的增加,各出水水质指标趋于稳定。由此表明, Pb(II) 的存在对系统中的活性污泥造成了毒性抑制作用,使系统对 NH₄⁺-N、TN 及 COD 的去除受到阻碍,但活性污泥具有一定耐受性,可以逐步适应 Pb(II) 的毒性作用,并对其产生抵御能力。

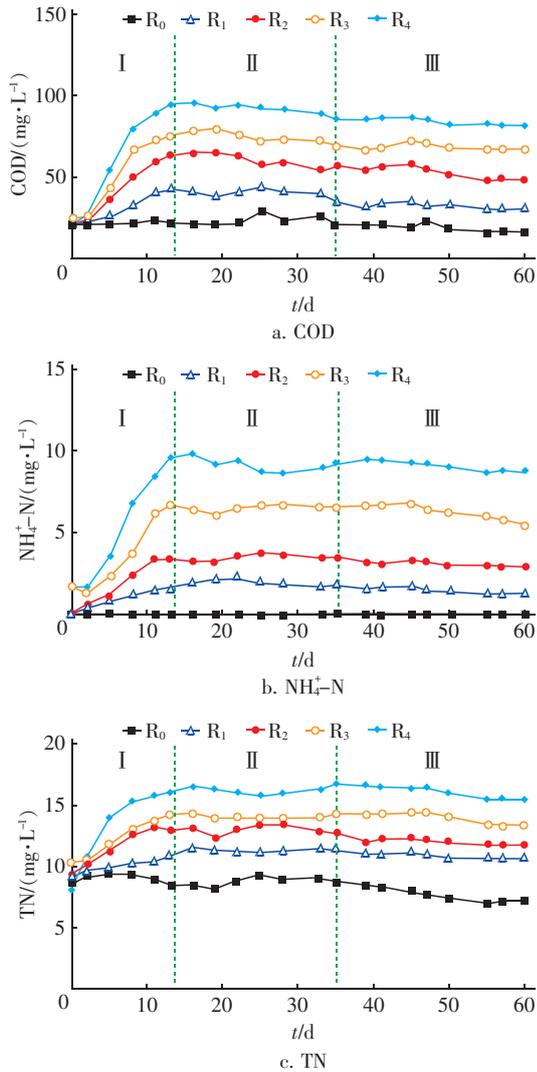


图 3 不同 Pb(II) 暴露浓度对出水 NH₄⁺-N、TN 及 COD 浓度的影响

Fig. 3 Effect of different exposure concentrations of Pb(II) on effluent NH₄⁺-N, TN and COD concentrations

图 4 为 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 及 COD 浓度在典型周期内的变化。

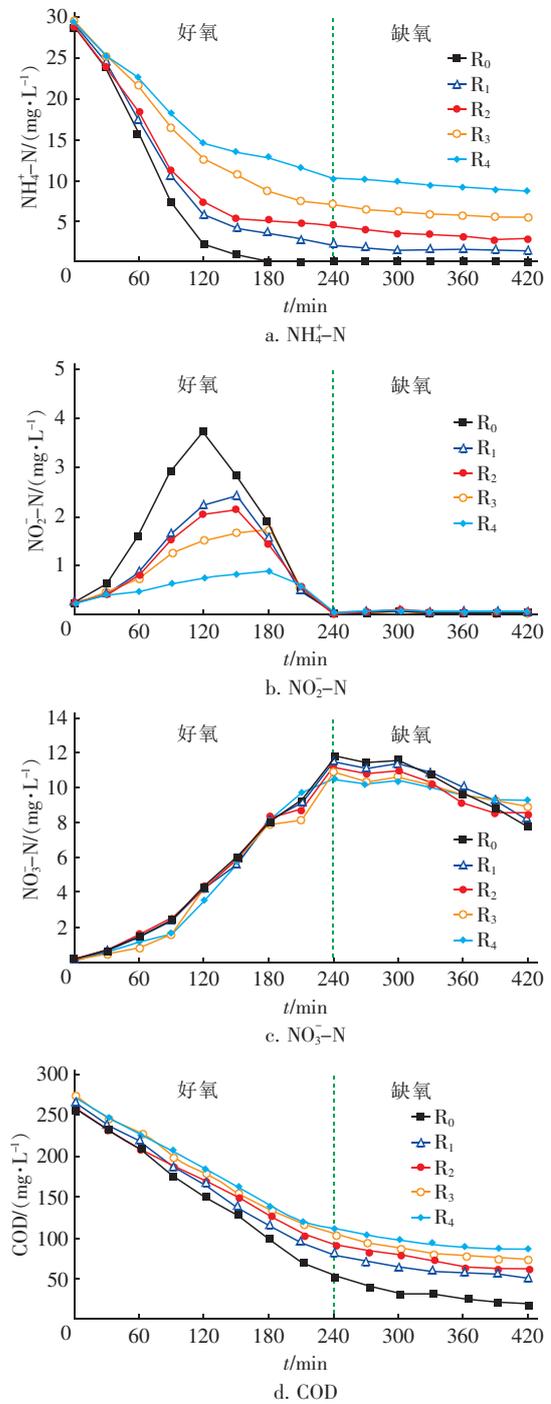


图 4 典型周期内 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 及 COD 浓度的变化

Fig. 4 Variation of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N and COD concentrations in a typical cycle

由图 4 可以看出, 在好氧阶段, 各反应器的 NH₄⁺-N 浓度在氨氧化菌(AOB)的作用下逐渐降低, 而且 NH₄⁺-N 去除率和 Pb(II) 浓度成反比, 在 Pb(II) 暴露浓度达到 20 mg/L 时, NH₄⁺-N 去除率

仅为64.3%。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度变化在好氧120 min时较为明显,当Pb(II)暴露浓度分别为0、1、5、10、20 mg/L时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累浓度分别为3.75、2.30、2.11、1.52、0.75 mg/L,说明Pb(II)的存在抑制了 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的转化过程,且抑制作用随着Pb(II)暴露浓度的升高而逐渐增强。而后随曝气时间的延长,亚硝酸盐氧化菌(NO_B)将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 氧化成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。在好氧段末期, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度趋于零,其转化生成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的反应速率与Pb(II)暴露浓度呈负相关。COD去除率也大幅度下降,投加Pb(II)的反应器出水COD均高于50 mg/L。在缺氧阶段,各水质指标都呈下降趋势,除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 有所积累外其余均维持在较低水平。由此表明,Pb(II)的加入使系统脱氮过程受阻,抑制了硝化菌及反硝化菌的生理代谢功能,最终导致 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率骤降及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累。同时Pb(II)使系统降解有机物的能力恶化,原因可能是Pb(II)损伤了活性污泥中微生物的活性,降低了其氧化能力,致使微生物对有机物的利用能力严重受损。

2.2.3 Pb(II)对微生物群落的影响

采用光学显微镜观测活性污泥生物相在不同Pb(II)暴露浓度下的变化情况。结果发现,对照组的活性污泥絮体微生物菌种丰富多样,菌胶团形态规整、结构密实;随着Pb(II)暴露浓度的增加,微生物种类和菌胶团数量逐渐减少,絮体越来越松散,说明Pb(II)改变了活性污泥中微生物群落的多样性,同时降低了活性污泥的絮凝性,这与2.2.1节中随着Pb(II)暴露浓度的增加活性污泥浓度减少、沉降性变差的结果一致。

利用FISH技术对不同Pb(II)暴露浓度下的活性污泥菌群进行定性分析,结果如图5所示。图中AOB和NOB采用红色荧光标记,绿色代表总细菌(EUB),EUB和AOB以及EUB和NOB的杂交结果显示为黄色。杂交结果显示,随着Pb(II)暴露浓度的增加,AOB和NOB在总细菌中的占比均有所降低,且Pb(II)对AOB的抑制作用强于NOB,同时抑制强度随Pb(II)暴露浓度的增加而增强,其中AOB在EUB中的占比由对照组的13.72%下降至Pb(II)暴露浓度为20 mg/L时的2.41%,NOB在EUB中的占比由对照组的17.61%降至Pb(II)暴露浓度为20 mg/L时的7.11%,这与2.2.2节中典型周期内的各氮素变化规律一致。

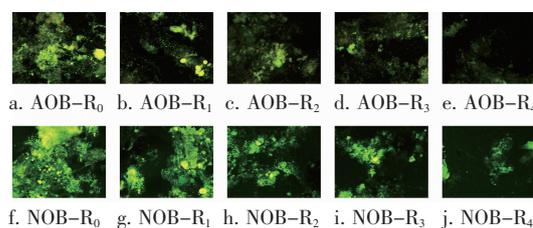


图5 不同Pb(II)暴露浓度对活性污泥菌群的影响(200×)

Fig.5 Effect of different exposure concentrations of Pb(II) on microflora of activated sludge(200×)

2.3 活性污泥对Pb(II)的去除机制

2.3.1 EPS对Pb(II)的吸附

EPS作为微生物抵抗外界不良环境的保护膜,其独特的网状空隙结构在受到重金属冲击时能够发挥重要作用,不仅能够在细胞外部形成保护膜以有效阻隔重金属,而且可通过静电作用、离子交换等方式吸附重金属^[7-8]。EPS中的多糖(PS)和蛋白质(PN)含有可提供吸附位点的羧基、羟基等负电官能团,因此EPS中PS和PN的相对比例在活性污泥吸附Pb(II)的过程中具有重要意义^[9-10]。图6为不同反应器运行60 d后活性污泥中EPS组分及含量的变化。当Pb(II)暴露浓度低于10 mg/L时,PS和PN分泌受到抑制;当Pb(II)暴露浓度达到20 mg/L时,抑制作用转为促进作用,即R₄反应器内PS和PN含量分别增加至(26.93 ± 2.54)、(225 ± 5.87) mg/gMLSS,这与2.1节各反应器的Pb(II)迁移率变化趋势一致。分析原因可能是,随着Pb(II)浓度的增加,微生物的内部结构遭到破坏,微生物为维持自身正常的新陈代谢活动,会诱导分泌更多的EPS进行自我调节并抵抗Pb(II)的毒害作用。

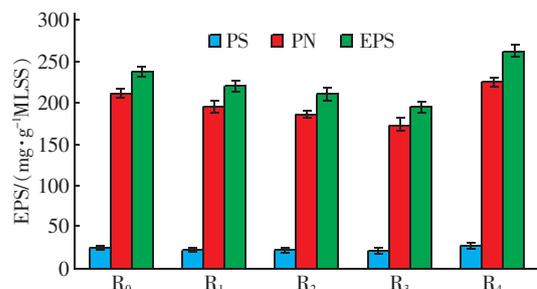


图6 EPS组分及含量的变化情况

Fig.6 Change of EPS component and content

2.3.2 扫描电镜分析

SEM可以从微观角度清楚观察活性污泥吸附不同浓度Pb(II)后形态结构的变化。从图7可以

看出,活性污泥微生物形态在未投加 Pb(II) 时呈球形和短杆状,胞体较为饱满。随 Pb(II) 暴露浓度的提升,污泥絮体结构遭到破坏,微生物相互粘附的轮廓逐渐模糊,这将导致微生物间的传质和活性受到抑制。菌体表面出现小型缺口,表明微生物细胞出现破裂。当暴露浓度达到 20 mg/L 时,已无法正常观测污泥菌体的正常形态,同时污泥絮体表面出现含 Pb(II) 的白色沉淀,这可能是微生物分泌于胞外的 EPS 对 Pb(II) 吸附作用的结果。

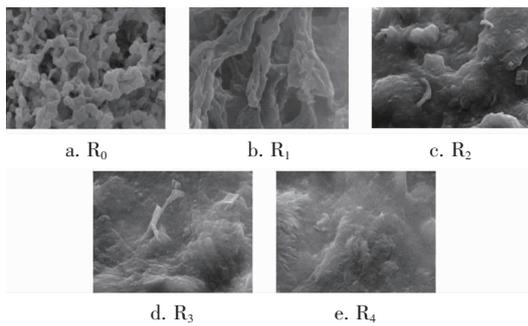


图7 活性污泥吸附不同浓度 Pb(II) 后的微观形态变化(5 000 ×)

Fig. 7 Morphology changes of activated sludge after adsorption of different concentrations of Pb(II) (5 000 ×)

2.3.3 傅里叶红外光谱分析

为进一步探明活性污泥对 Pb(II) 的吸附机制,采用 FTIR 对吸附 Pb(II) 前后的活性污泥进行分析,结果见图 8。

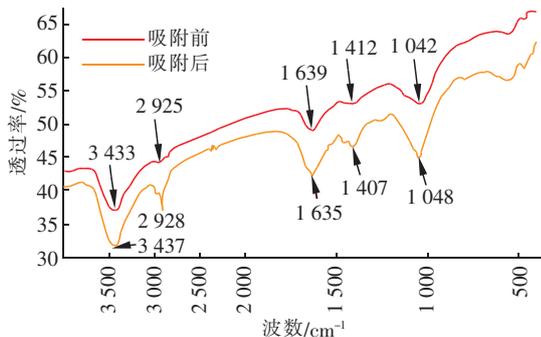


图8 活性污泥吸附 Pb(II) 前后的 FTIR 图谱

Fig. 8 FTIR spectra of activated sludge before and after adsorption of Pb(II)

由图 8 可以看出,活性污泥吸附 Pb(II) 前后,官能团对应的特征峰发生了明显变化。其中,2 925 cm^{-1} 处的吸收峰在吸附 Pb(II) 后振动尤为明显,这表明有机物基团参与了活性污泥吸附 Pb(II) 的过程。N—H 伸缩振动特征峰从 3 433 cm^{-1} 迁移至

3 437 cm^{-1} , N—H 弯曲振动特征峰(酰胺 II 峰)从 1 639 cm^{-1} 迁移至 1 635 cm^{-1} , 这表明 N—H 基团参与了活性污泥吸附 Pb(II) 的过程。此外,1 407 和 1 048 cm^{-1} 处的宽峰分别来自羧基中 C—O 和伯醇中 C—O 的伸缩振动^[11-12], 且吸附 Pb(II) 后两特征峰有所增强,说明活性污泥表面 EPS 中的羧基和羟基在吸附 Pb(II) 时发挥了重要作用。

3 结论

① 活性污泥主要通过吸附作用去除污水中的重金属 Pb(II), 且对低浓度(1、5 mg/L)的 Pb(II) 吸附去除效果较好,去除率达到 80% 以上。

② 随着进水 Pb(II) 浓度的不断升高,活性污泥的沉降性能变差,难以固液分离,脱氮及有机物降解过程受到抑制,污水处理效率降低。

③ 对活性污泥的微观结构和生物相观察表明,Pb(II) 会破坏活性污泥的菌胶团结构,影响微生物的正常生命活动,且随 Pb(II) 暴露浓度的升高,AOB 和 NOB 所占比例均出现明显下降,这与反应器出水水质恶化的现象一致。

④ EPS 中的羧基、羟基等负电官能团能够与 Pb(II) 结合,在吸附 Pb(II) 的过程中发挥了重要作用。在高浓度 Pb(II) 冲击下,EPS 含量会有所增加,并在细胞外部形成保护膜以有效阻隔 Pb(II),当 Pb(II) 暴露浓度达到 20 mg/L 时,则会刺激微生物分泌 EPS,含量增至 $(262.43 \pm 7.89) \text{ mg/gMLSS}$ 。

参考文献:

- [1] 霍培书,管越强,周可新,等. 重金属离子对活性污泥处理污水的影响[J]. 环境工程学报,2010,4(10): 2173-2178.
Huo Peishu, Guan Yueqiang, Zhou Kexin, et al. Effect of heavy metal ions on wastewater treatment with activated sludge [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2010, 4(10): 2173-2178 (in Chinese).
- [2] 刘亚纳,郭旭明,周鸣,等. 洛阳城市污水处理厂污泥中重金属形态及潜在生态风险评价[J]. 环境工程学报,2017,11(2): 1217-1222.
Liu Yana, Guo Xuming, Zhou Ming, et al. Heavy metal speciation and its potential ecological risk assessment in sewage sludge of Luoyang [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(2): 1217-1222 (in Chinese).
- [3] Zhou Y, Xia S, Nguyen B T, et al. Interactions between

- metal ions and the biopolymer in activated sludge: quantification and effects of system pH value[J]. *Front Environ Sci Eng*, 2017, 11(1): 7.
- [4] Mohite B V, Koli S H, Patil S V. Heavy metal stress and its consequences on exopolysaccharide (EPS)-producing *Pantoea agglomerans* [J]. *Appl Biochem Biotechnol*, 2018, 186(1): 199 – 216.
- [5] Ding P, Song W, Yang Z, *et al.* Influence of Zn(II) stress-induction on component variation and sorption performance of extracellular polymeric substances (EPS) from *Bacillus vallismortis* [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2018, 41(6): 781 – 791.
- [6] Mohite B V, Koli S H, Narkhede C P, *et al.* Prospective of microbial exopolysaccharide for heavy metal exclusion [J]. *Appl Biochem Biotechnol*, 2017, 183(2): 582 – 600.
- [7] Wei D, Wang Y, Wang X, *et al.* Toxicity assessment of 4-chlorophenol to aerobic granular sludge and its interaction with extracellular polymeric substances[J]. *J Hazard Mater*, 2015, 289(5): 101 – 107.
- [8] 慕亚南. 自然水体生物膜及其胞外聚合物对 Cu^{2+} 的吸附研究[D]. 无锡: 江南大学, 2016.
Mu Yanan. Adsorption of Cu^{2+} by Natural Biofilms Associated with Extracellular Polymeric Substances (EPS) [D]. Wuxi: Jiangnan University, 2016 (in Chinese).
- [9] Yin Y, Hu Y, Xiong F. Sorption of Cu(II) and Cd(II) by extracellular polymeric substances (EPS) from *Aspergillus fumigatus* [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2011, 65(7): 1012 – 1018.
- [10] Song J S, Maeng M, Lee K, *et al.* The role of extracellular polymeric substances in reducing copper inhibition to nitrification in activated sludge [J]. *Biotechnol Bioprocess Eng*, 2016, 21(5): 683 – 688.
- [11] Zhu L, Qi H Y, Lü M L, *et al.* Component analysis of extracellular polymeric substances (EPS) during aerobic sludge granulation using FTIR and 3D-EEM technologies [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 124(3): 455 – 459.
- [12] 翁诗甫. 傅里叶变换红外光谱分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2010.
Weng Shifu. Fourier Transform Infrared Spectroscopy Analysis [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2010 (in Chinese).



作者简介: 王宇(1995 -), 女, 安徽黄山人, 硕士研究生, 主要从事水污染控制方面的研究。

E-mail: wayu197@163.com

收稿日期: 2019-07-07

强化水资源监管,

落实最严格水资源管理制度