

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.19.006

铁碳微电解耦合生物反硝化对SDBS的降解及利用

金浩一^{1,2}, 刘文龙^{1,2}, 杨家奇^{1,2}, 刘志刚³, 李 军^{1,2}

(1. 浙江工业大学 环境学院, 浙江 杭州 310014; 2. 浙江省工业污染微生物控制技术重点实验室, 浙江 杭州 310014; 3. 宁波市水务环境集团股份有限公司, 浙江 宁波 315041)

摘 要: 十二烷基苯磺酸钠(SDBS)是一种常见的阴离子表面活性剂,难以通过单一生物处理法根除。利用单因素和连续流试验探究了铁碳微电解耦合生物反硝化对SDBS的降解、转化及利用过程,结果表明,铁碳填料对SDBS的降解符合一级反应动力学,受环境pH的影响较大,其中弱酸性条件下(pH=6)可取得最佳的SDBS降解效果,去除率和反应速率常数分别为91.52%和0.019 3 min⁻¹。铁碳微电解作用可显著提高SDBS污水的可生化性,BOD₅/COD由0.048提升至0.544,耦合反硝化滤池促进了生物反硝化的脱氮性能,相比于对照组,硝态氮去除率提高了约40%,同时显著提高了优势反硝化菌OLB14 (norank)的丰度。此外,基于液质联用技术提出了铁碳微电解降解SDBS的可能路径,即首先进行去甲基化反应,将SDBS的长链烷基氧化为短链烃或羧基,同时羟基自由基作用于苯环的邻位,实现磺酸基脱落并将苯环最终破坏而形成小分子酸或醇等物质,从而利于后续生物处理的正常进行。

关键词: 十二烷基苯磺酸钠; 铁碳微电解; 反硝化滤池; 菌群结构; 降解路径

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)19-0039-07

Degradation and Utilization of SDBS by Iron-Carbon Micro-electrolysis Coupled with Biological Denitrification

JIN Hao-yi^{1,2}, LIU Wen-long^{1,2}, YANG Jia-qi^{1,2}, LIU Zhi-gang³, LI Jun^{1,2}

(1. College of Environment, Zhejiang University of Technology, Hangzhou 310014, China;
2. Key Laboratory of Microbial Technology for Industrial Pollution Control of Zhejiang Province, Hangzhou 310014, China; 3. Ningbo Water & Environment Group Co. Ltd., Ningbo 315041, China)

Abstract: Sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) is a common anionic surfactant that is difficult to eradicate through a single biological treatment method. The degradation, transformation, and utilization process of SDBS by iron-carbon micro-electrolysis coupled with biological denitrification were investigated using single factor and continuous flow experiments. The results showed that the degradation of SDBS by iron-carbon fillers followed first-order reaction kinetics and was greatly affected by environmental pH. The best SDBS degradation effect was achieved under weakly acidic conditions (pH=6), with removal rates and reaction rate constants of 91.52% and 0.019 3 min⁻¹, respectively. The iron-carbon micro-electrolysis could significantly improve the biodegradability of SDBS wastewater, with BOD₅/

基金项目: 浙江省“领雁”研发攻关计划项目(2022C03075); 浙江省基础公益研究计划项目(Q21E080065); 宁波市水利科技项目(NSKA202403)

通信作者: 李军 E-mail: tanweilijun@zjut.edu.cn

COD increased from 0.048 to 0.544. Coupled with the denitrification filter, it promoted the performance of biological denitrification, with a nitrate removal rate increased by about 40% compared to the control group, and significantly increased the abundance of dominant denitrifying bacteria OLB14 (norank). In addition, a possible pathway for the degradation of SDBS by iron-carbon micro-electrolysis was proposed using liquid chromatography-mass spectrometry technology. Firstly, demethylation reaction was carried out to oxidize the long-chain alkyl group of SDBS into short-chain hydrocarbons or carboxyl groups. At the same time, hydroxyl radicals acted on the adjacent position of the benzene ring to achieve the detachment of sulfonic acid groups and ultimately destroy the benzene ring into small molecule acids or alcohols, which is conducive to the normal progress of subsequent biological treatment.

Key words: SDBS; iron-carbon micro-electrolysis; denitrification filter; microbial community structure; degradation pathway

十二烷基苯磺酸钠(SDBS)作为一种典型的阴离子表面活性剂,因成本低、性能好等优点,被广泛应用于生活及化工领域。但SDBS作为一种难降解有机物,无法通过单一的生物法得到根除。有研究表明,SDBS会对好氧反硝化^[1]及缺氧反硝化^[2]过程产生抑制作用,并且在厌(缺)氧条件下因缺少电子受体,导致污水处理厂(尤其是缺氧段)对SDBS的去除率相对较低。另外过高浓度的SDBS排放至水环境中,还会对水生植物、鱼类等产生毒害作用。

铁碳微电解技术在去除工业废水中难降解有机物方面发挥了重要作用,其原理是在水中形成无数微观原电池,对难降解有机物进行吸附和降解,进而提高污水可生化性。研究表明该技术易于与生物处理技术相结合,不仅可减弱水中毒性物质对于微生物的毒害作用,同时结合生物脱氮体系可降低微生物在反硝化过程中对碳源的依赖,缩短生物反硝化所需时间^[3]。当前,反硝化滤池作为深度脱氮单元,一般被设置在二级处理后,发挥着保障污水厂出水氮素达标的作用。然而,反硝化滤池对于难降解有机物的去除效果始终不佳,甚至某些残留的难降解有机物会对微生物产生抑制作用。

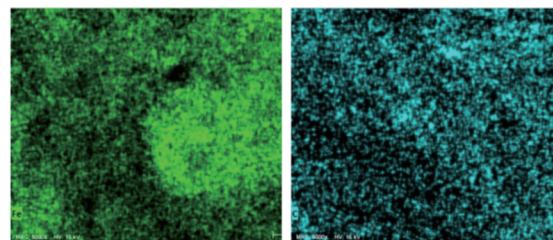
铁碳微电解耦合生物技术为难降解有机废水的低耗高效处理提供了一个可行的途径^[4],有学者研究发现铁碳填料可以改变反硝化滤池内部的菌群结构,诱导铁自养反硝化菌等生长,强化反硝化性能^[5]。然而,目前利用铁碳微电解耦合生物法处理SDBS废水的研究报道较少,特别是与反硝化滤池相耦合,铁碳微电解降解SDBS的最优条件及降解路径尚不清楚。因此,笔者以SDBS废水为研究

对象,通过单因素试验(铁碳投加量、SDBS浓度和初始pH)探究铁碳填料对SDBS废水的处理效果,构建连续流反硝化滤池证实铁碳微电解耦合生物反硝化的可行性,并利用液质联用技术探究了铁碳微电解对SDBS的降解产物及转化路径。

1 材料与方法

1.1 填料来源及特性

SDBS、硫酸、盐酸、氢氧化钠等药品均为分析纯,试验用水为去离子水。铁碳填料的平均粒径为6~8 mm,购自平顶山市炭诺环保材料有限公司。对预处理后的铁碳材料进行扫描电镜(SEM)表征,可以看到其表面存在孔隙,部分区域光滑且致密。能谱分析(EDS)显示,铁碳材料表面元素分布较为均匀,其中Fe和C元素的占比分别为46.31%和25.38%(见图1)。



a. Fe分布

b. C分布

图1 铁碳填料表面Fe和C分布

Fig.1 Distribution of Fe and C on the surface of iron-carbon filler

同时,利用X射线衍射(XRD)进一步分析了填料的化学成分,其晶型结构主要为 Fe^0 ($2\theta=44.67^\circ$),在 $2\theta=26.60^\circ$ 处出现了C的衍射峰,在 $2\theta=35.63^\circ$ 处出现了 Fe_2O_3 的晶面衍射峰。因此,填料的铁碳结构

良好且均匀,虽然表面有少量铁氧化物覆盖,但填料中丰富的单质Fe和C能够有效诱发微电解作用。

1.2 填料预处理及降解试验设计

在试验前将铁碳填料放入5%~10% NaOH溶液中浸泡30 min,以去除表面油污及杂质,而后用水反复冲洗,在使用前再用5%~10% H_2SO_4 进行活化处理,将铁碳表面氧化形成的致密氧化膜去除,浸泡约40 min后取出密封阴干,而后放入1 000 mg/L的SDBS溶液中,使其达到吸附饱和状态,排除因吸附作用导致COD浓度下降的干扰。

试验采用250 mL试剂瓶,加入200 mL SDBS溶液和铁碳填料后在恒温摇床中反应,转速为240 r/min,温度为30 °C,反应时间为2 h。在一定间隔时间进行取样测定,考察铁碳投加量、初始pH和初始SDBS浓度对SDBS降解的影响。即:①在初始pH=7、SDBS浓度为75 mg/L条件下,分别投加60、90和120 g的铁碳填料,考察填料投加量的影响;②在铁碳填料投加量为120 g、pH=7条件下,设定SDBS初始浓度分别为30、75和120 mg/L,考察SDBS初始浓度对降解效果的影响;③在铁碳填料投加量为120 g、初始SDBS浓度为75 mg/L条件下,设定初始pH分别为6、7、8和9,考察其对SDBS降解效果的影响。

1.3 连续流试验装置及运行条件

反硝化滤池采用底部进水、顶部出水的连续流运行方式,有效容积为2.5 L,出水口设置三相分离器以避免絮体污泥流失。反应器的水力停留时间(HRT)为6 h,运行温度为25~30 °C。接种污泥采用污水处理厂剩余污泥,初始MLSS浓度约为2 800 mg/L,试验组和对照组分别采用铁碳填料和陶粒填料,填充比均为45%。采用人工配水,SDBS作为唯一碳源,SDBS和硝态氮(NO_3^- -N)浓度均控制在30 mg/L左右。反应器进水分为两股:SDBS与 NO_3^- -N以1:1比例进水。

1.4 反应动力学及水样测定

利用一级反应动力学方程考察铁碳填料降解SDBS的过程,探究降解速率和各因素之间的关系。水样经0.45 μm 的微孔滤膜过滤后,采用紫外分光光度法测定SDBS,通过配制不同浓度的SDBS溶液,在波长为224 nm处测定SDBS的吸光度,绘制标准曲线,相关度 R^2 为0.999。COD浓度采用重铬酸钾消解法测定,BOD₅采用连华科技生物化学需氧量测定仪进行分析, NO_3^- -N浓度采用麝香草酚分光光度

法测定。

1.5 高通量测序

采集反硝化滤池的泥样进行高通量测序,先通过冷冻干燥,再进行DNA提取,而后利用聚合酶链反应扩增细菌16S rDNA序列的片段区域,使用2%琼脂糖凝胶回收PCR产物并纯化,最后采用Illumina MiSeq PE300高通量测序平台进行上机测试。对结果相似度 $\geq 97\%$ 的序列进行Alpha多样性分析,统计属水平的群落及丰度。

1.6 液相色谱-质谱联用分析

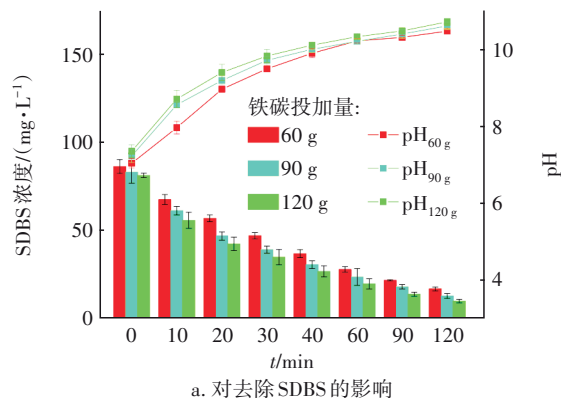
SDBS降解产物采用Ultimate 3000 UHPLC-Q Exactive液质联用仪测定,色谱柱为Waters Atlantis T3(100 mm $\times$ 3.0 mm,3.0 μm),进样量设为20 μL ,分析物采用5 mmol/L的甲酸铵水溶液和甲醇二元流动相梯度分离,梯度洗脱条件为20%甲酸铵水溶液、80%甲醇,流速为0.4 mL/min,柱温为30 °C。质谱选用Thermo Scientific Q Exactive质谱仪,离子源为HESI,一级扫描的分辨率为70 000,质荷比(m/z)为50~600。

2 结果与讨论

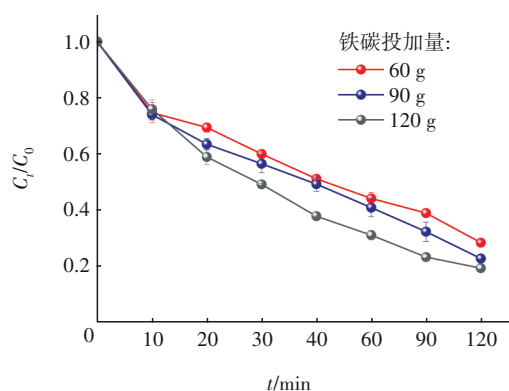
2.1 铁碳填料降解SDBS的单因素优化试验

2.1.1 铁碳填料投加量的影响

铁碳填料投加量对SDBS的降解效果影响显著,随着铁碳投加量的增加,SDBS与COD去除率不断提高,在投加量为120 g时达到最大值,分别为87.9%和80.7%(见图2)。这是因为提高铁碳投加量能够增加体系原电池数量,在反应过程中释放的[H]、 $\cdot OH$ 和 $\cdot O$ 相应增多,从而提高了对污染物的去除率。铁碳微电解阴极在释放[H]、 $\cdot OH$ 和 $\cdot O$ 的过程中会快速消耗 H^+ ,同时 Fe^{2+} 在氧化过程中也会产生碱度,从而导致反应体系的pH不断上升。



a. 对去除SDBS的影响



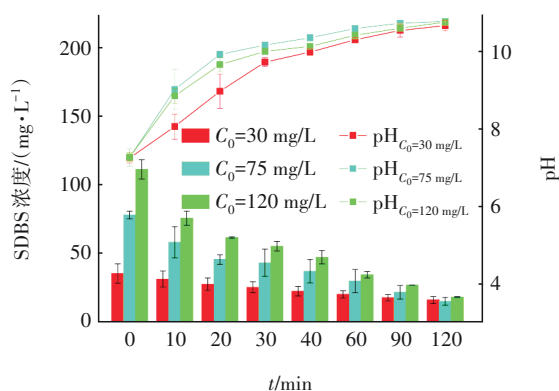
b. 对去除COD的影响

图2 铁碳填料投加量对去除SDBS和COD的影响

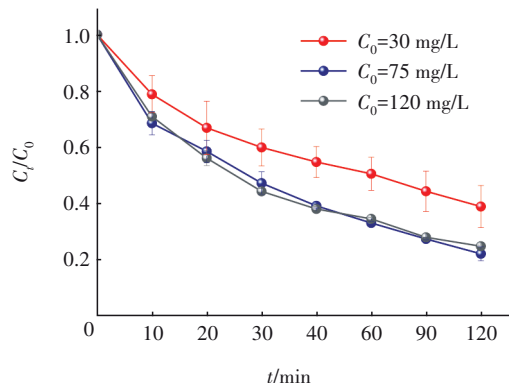
Fig.2 Effect of iron-carbon filler dosage on SDBS and COD removal

2.1.2 SDBS初始浓度的影响

不同SDBS初始浓度下的SDBS和COD去除效果见图3。



a. 对去除SDBS的影响



b. 对去除COD的影响

图3 初始SDBS浓度对去除SDBS和COD的影响

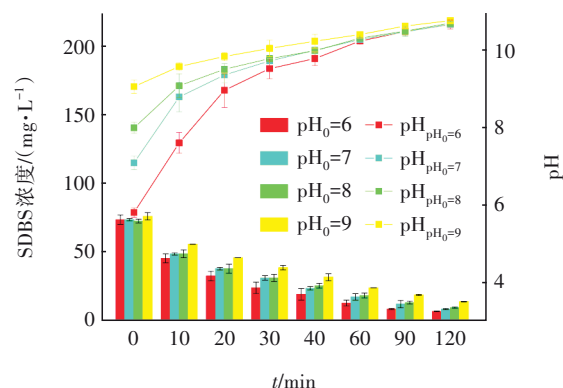
Fig.3 Effect of initial SDBS concentration on SDBS and COD removal

当SDBS初始浓度为30 mg/L时,SDBS去除率最低,只有52.94%。随着SDBS初始浓度的提高,出

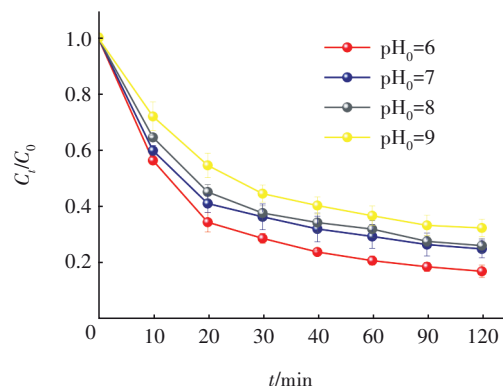
水SDBS浓度却相近。当SDBS初始浓度为75 mg/L时SDBS去除率提升至82.75%。因为提高SDBS初始浓度会导致溶液中SDBS分子增多,从而使铁碳微电解体系产生的 $\cdot\text{OH}$ 和 $\cdot\text{O}$ 与之发生碰撞的几率增加。而当SDBS初始浓度继续提高至120 mg/L时,SDBS去除率稳定在83.59%,并无明显提升。这可能是因为铁碳填料上的活性位点及产生的自由基有限,以致限制了反应的发生。

2.1.3 初始pH的影响

随着pH的提高,SDBS去除率逐渐降低(见图4),当初始pH为6时,SDBS去除效果达到最佳(90.47%),因为在酸性条件下铁碳微电解体系的电极电位更高,形成的微观原电池电位差大,并且 H^+ 浓度的增加,会进一步促进 $[\text{H}]$ 和 $\cdot\text{OH}$ 、 $\cdot\text{O}$ 等强氧化性基团的生成。



a. 对去除SDBS的影响



b. 对去除COD的影响

图4 初始pH对去除SDBS和COD的影响

Fig.4 Effect of initial pH on SDBS and COD removal

需要指出的是,在上述各单因素试验中,SDBS去除率普遍大于相应的COD去除率。例如当初始pH=6时,SDBS去除率达到90.47%,而COD去除率仅为83.26%;同样,在初始SDBS浓度为120 mg/L

时, SDBS去除率(83.59%)与COD的去除率(75.37%)也差异明显。产生这种现象的原因可能是自由基首先氧化SDBS分子中的长链烷烃,使之分解为短链小分子物质与其他苯系物,而苯系物作为氧化后的中间产物持续在水中积累,同时与一些没有被进一步氧化的的小分子有机物(如乙二酸或乙二醇)共同贡献COD^[6],由此导致SDBS去除率高于COD去除率,进而证实铁碳微电解可将SDBS降解转化为其他有机物,便于后续微生物的进一步利用。

2.1.4 最优条件及BOD₅/COD变化

通过上述单因素试验得到最优试验条件如下:铁碳投加量为120 g, SDBS初始浓度为75 mg/L, pH为6。在最优条件下进行SDBS降解试验,当反应时间为0、10、20、30、40、60、90、120 min时, SDBS浓度分别为77.80、44.22、32.15、23.80、18.78、13.48、8.55、6.63 mg/L, 相应的降解率为0、43.13%、58.66%、69.46%、75.92%、82.74%、89.04%、91.52%; COD浓度和降解率分别为185.95、121.83、84.20、62.65、47.84、37.24、27.73、20.53 mg/L和0、34.59%、54.77%、66.42%、74.44%、79.95%、85.04%、88.91%; pH分别为6.17、7.53、8.93、9.43、9.64、9.71、10.19、10.40。在最优条件下,铁碳微电解对SDBS的降解较为彻底,可使SDBS对微生物的影响最小。此外,出水BOD₅/COD得到显著提高,由原水的0.048提高到0.544,间接验证了铁碳微电解能够有效将SDBS转化为小分子有机物,可作为碳源供微生物利用。

2.1.5 反应动力学

对不同铁碳投加量(60、90、120 g)、SDBS初始浓度(35、70、120 mg/L)和初始pH(6、7、8、9)条件下,铁碳微电解降解SDBS的反应动力学进行拟合,结果表明SDBS的最高降解速率分别在投加量为120 g、初始SDBS浓度为120 mg/L和初始pH为6时获得,依次为0.016 9、0.017 7和0.018 8 min⁻¹。此外,在最优条件下SDBS的降解速率达到最大值,为0.019 3 min⁻¹。SDBS浓度的变化均符合拟一级反应动力学方程,在降解过程中,前5个时间点(0、10、20、30、40 min)呈现出更好的线性相关性,并且拟合后的反应速率常数更大,分别为0、0.026 9、0.027 9、0.033 0、0.034 7 min⁻¹。这表明在0~40 min内反应速率最快,随着反应的进行,因底物不足、铁碳填料

消耗和pH上升, SDBS的降解速率逐渐下降。

2.2 铁碳微电解耦合生物反硝化对SDBS的降解

2.2.1 去除效果对比

装置共连续运行22 d,在进水COD为46.78~100.33 mg/L的条件下,铁碳填料反应器出水COD保持在4.31~15.56 mg/L,平均浓度为11.47 mg/L,平均去除率为70.87%;陶粒填料反应器出水COD保持在8.81~21.38 mg/L,平均浓度为16.14 mg/L,平均去除率为59.17%。这说明铁碳填料和陶粒填料均对SDBS具有一定的去除效果,但铁碳填料在微电解作用下可以取得更好的COD去除效果。

此外,铁碳填料反应器的反硝化性能也更优。在进水NO₃⁻-N为21.24~22.56 mg/L的条件下,铁碳填料反应器出水NO₃⁻-N保持在0.91~3.12 mg/L,平均浓度为2.02 mg/L,平均去除率为81.45%,最高可达91.73%;陶粒填料反应器出水NO₃⁻-N保持在4.96~6.69 mg/L,平均浓度为5.85 mg/L,平均去除率为46.27%,最高去除率只有53.58%。与常规反硝化滤池的反硝化速率为6.88 mg/(L·h)^[7]相比,对照组陶粒滤池的反硝化速率明显降低,仅为1.97 mg/(L·h),这是由于SDBS对反硝化菌存在明显的抑制作用^[2],而试验组铁碳反应器的平均反硝化速率提升至2.45 mg/(L·h)。说明陶粒反应器对COD的去除无法减轻SDBS对反硝化菌的毒害作用,其中微生物不能有效利用水中的碳源,而填充铁碳填料能够将SDBS降解转化为小分子有机物,在改善污水可生化性的同时,还削弱了SDBS对反硝化菌的抑制作用,提高了生物反硝化性能。

2.2.2 菌群结构分析

铁碳与陶粒反硝化滤池在属水平上的核心菌群结构对比见图5。OLB14(norank)为铁碳反硝化滤池中的主要菌属,其丰度可达20%,被认为是该反应器实现反硝化的关键菌属。OLB14(norank)(5.8%)和Denitratisoma(7.24%)为陶粒反应器中优势的反硝化菌属,然而两者丰度之和却不及铁碳反应器中OLB14(norank)菌属的丰度,由此可解释铁碳反应器中的微生物脱氮能力强于陶粒反应器的原因,并且陶粒反应器中具有降解芳香烃功能的菌属相对较少,表明其对COD的去除以陶粒和微生物的拦截吸附作用为主;而铁碳填料除吸附作用外,对SDBS还存在明显的降解作用。这是由于试验组中SM1A02(11.3%)菌种具有降解芳香族化合

物的能力,且在 Fe^{3+} 的刺激下其丰度会增加。由此说明SM1A02菌能够利用铁碳微电解未及时分解完全的芳香烃物质作为碳源进行新陈代谢,同时铁碳微电解SDBS所释放出的 Fe^{3+} 能够促进SM1A02菌种的富集与生长,表明铁碳微电解对系统的微生物群落结构产生了显著的影响,促进了SDBS及其氧化产物等苯系物的进一步降解,有助于减轻对微生物的毒害作用,提高了微生物对SDBS的利用效率。

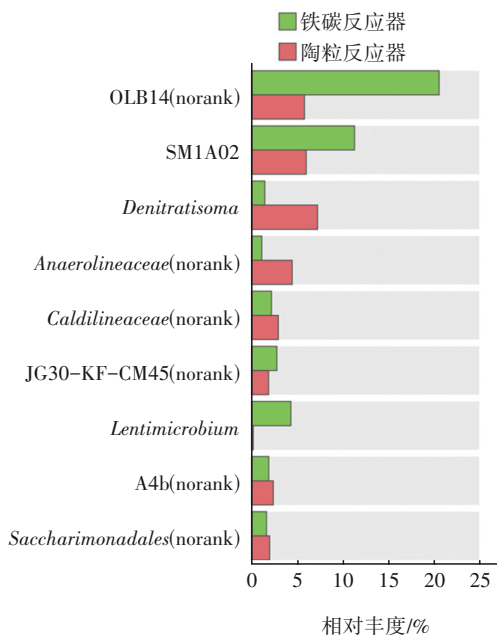


图5 铁碳及陶粒反应器在属水平的核心菌群结构对比

Fig.5 Comparison of core microbial community structure at the genus level in iron-carbon and ceramsite reactors

2.3 铁碳填料降解SDBS的产物及路径

为了明晰铁碳微电解降解SDBS的机理,在最佳运行条件下采用液质联用技术分析了反应前及反应后的水样,基于所检测到的中间产物,提出铁碳填料降解SDBS的可能路径。SDBS在溶液中解离形成 SDB^- 与 Na^+ ,其分子会在ESI模式下失去一个氢后带一个单位负离子,则初始溶液中SDBS的 m/z 为325.18。铁碳微电解降解SDBS的过程可分为两个阶段:烷基链的缩短与苯环的裂解。反应120 min后检测到 m/z 为325.18和311.17的质谱峰,说明SDBS的降解是从烷基链缩短开始的,确定 m/z 为311.17是SDBS去甲基化的产物,且与处理前相比, m/z 为325.18的质谱峰强度明显下降,进一步证明了铁碳微电解对SDBS的降解效果。而检测到 m/z 为384.25的质谱峰是由于SDBS被降解后所产生的甲醇和甲酸与其本身发生酯化,结合生成相应的酯

化产物^[8];同时,在 m/z 为271.16处出现了具有较高强度的质谱峰,它是SDBS在反应过程中的中间产物,由氧化烷基链上的 α -C或 β -C所生成。在烷基链氧化的过程中, $\cdot\text{OH}$ 将其逐渐氧化为酸,最后酸脱落,实现烷基链的缩短。

此外,还需说明的是在降解中间产物的苯环邻位上带有酚羟基,这是由于 $\cdot\text{OH}$ 更倾向于攻击烷基的邻位与磺酸基的间位。烷基链被氧化后, $\cdot\text{OH}$ 开始裂解苯环,有报道证明微生物酶及纳米铁在水中的类芬顿反应能够越过烷基的氧化直接导向苯环裂解^[9],而此降解路径更偏向逐步氧化是因为苯环表现出的稳定结构和高键能及其他物质的易氧化性,导致 $\cdot\text{OH}$ 对苯环的氧化反应更倾向于被中途生成的中间产物拦截。有研究者提出 $\cdot\text{OH}$ 会陆续攻击SDBS中苯环的邻间位,裂环形成携带二羧酸的物质,因为SDBS的HOMO轨道主要集中在苯环及磺酸基团上,导致这些官能团更易发生氧化和脱硫反应^[9]。然而,由于苯的碳环相对稳定,以致SDBS上的磺酸基团优先受 $\cdot\text{OH}$ 攻击脱落,磺酸基脱落后会形成硫酸根。而处理后 m/z 为112.98的质谱峰强度很高,可见在SDBS降解的过程中,还能够产生短链硫醇。除此之外,乙二醇、乙二酸及烯烃类物质也被检测到。

SDBS在降解过程中首先进行去甲基化反应,将大分子中的长链烷基氧化为短链烃或羧基,在不断去甲基化的同时, $\cdot\text{OH}$ 作用于苯环的邻位,实现磺酸基脱落并将苯环最终破坏成小分子酸或醇等物质,具体降解路径如图6所示。

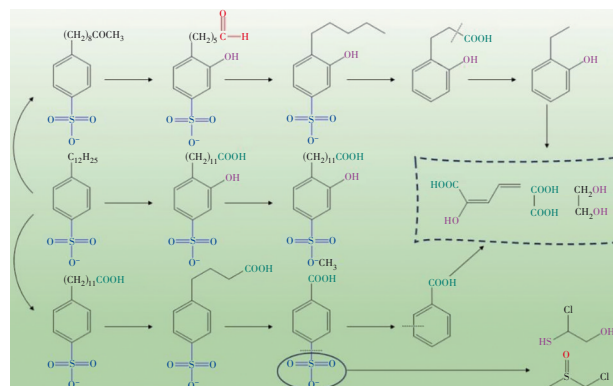


图6 铁碳降解SDBS路径示意

Fig.6 Degradation pathway of SDBS by iron-carbon micro-electrolysis

该路径与紫外降解路径^[10]不同的是,紫外辐射

降解SDBS的体系相对简单,没有发生其他类型反应,以致降解产物形式单一,中间产物主要来源于SDBS分子上烷烃链的氧化。而铁碳微电解所产生的亚铁离子诱导强化 $\cdot\text{OH}$ 的活性,更快速地降解SDBS,使其中间产物多样化,如短链硫醇、烯酸等。

3 结论

① 在铁碳填料投加量为120 g、初始SDBS浓度为75 mg/L和初始pH为6条件下,铁碳微电解对SDBS的去除率达到91.52%, BOD_5/COD 由0.048提升至0.544,污水可生化性得到明显提高。

② 铁碳微电解不仅削弱了SDBS对生物滤池中反硝化的抑制作用,而且将SDBS分解为小分子物质供微生物利用,相比于对照组的53.58%,其对 NO_3^--N 的去除率最高可达91.73%,同时富集了如OLB14 (norank)与SM1A02等功能微生物。

③ 提出了铁碳微电解降解SDBS的可能路径,在降解中依次发生去甲基化、 $\cdot\text{OH}$ 攻击苯环的邻位及脱落磺酸基等反应,最终破坏苯环而形成小分子酸或醇等小分子物质。

参考文献:

- [1] YIN C, LI Y, ZHANG T Y, *et al.* Effects of exposure to anionic surfactants (SDBS and SDS) on nitrogen removal of aerobic denitrifier [J]. *Water Environment Research*, 2020, 92(12): 2129–2139.
- [2] TENG X D, HUANG X, DONG W Y, *et al.* New insights into the inhibition performance and mechanisms of sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) on nitrogen removal in activated sludge-biofilm system [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 67: 106198.
- [3] DENG S H, LI D S, YANG X, *et al.* Biological denitrification process based on the Fe(0)-carbon micro-electrolysis for simultaneous ammonia and nitrate removal from low organic carbon water under a microaerobic condition [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 219: 677–686.
- [4] 徐冠宇, 赵红梅, 张振兴, 等. 铁碳微电解及其耦合生物脱氮的研究进展 [J]. *中国给水排水*, 2024, 40(22): 29–39.
- XU Guanyu, ZHAO Hongmei, ZHANG Zhenxing, *et al.* Research progress of iron-carbon micro-electrolysis and its coupling biological denitrification [J]. *China Water & Wastewater*, 2024, 40(22): 29–39 (in Chinese).
- [5] WANG P C, HE Y, ZHOU G M. Iron-based mixotrophic denitrification for enhancing nitrate removal from municipal secondary effluent: performance, microbial community dynamics, and economic feasibility [J]. *Bioresource Technology*, 2024, 406: 130989.
- [6] LIN X Q, KONG W M, LIN X. Degradation of high-concentration *p*-nitrophenol by fenton oxidation [J]. *Water Science and Technology*, 2020, 81(10): 2260–2269.
- [7] WANG S S, CHENG H Y, ZHANG H, *et al.* Sulfur autotrophic denitrification filter and heterotrophic denitrification filter: comparison on denitrification performance, hydrodynamic characteristics and operating cost [J]. *Environmental Research*, 2021, 197: 111029.
- [8] LI H, YANG Y, GAO J, *et al.* Degradation of sodium dodecyl benzene sulfonate by vacuum ultraviolet irradiation [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 34: 101172.
- [9] WANG H, WANG X, WANG M, *et al.* Degradation and transformation of linear alkyl-benzene sulfonates (LAS) in integrated constructed wetland-microbial fuel cell systems [J]. *Chemosphere*, 2023, 321: 138135.
- [10] DAI Y, YANG Y, LI X, *et al.* Degradation of sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) and high efficiency treatment of real grey water by TiO_2 -loaded stainless steel mesh under VUV irradiation [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 64: 105698.

作者简介:金浩一(2000–),男,浙江温州人,硕士研究生,主要研究方向为市政污水处理技术,包括活性污泥、短程反硝化、厌氧氨氧化等。

E-mail:871372085@qq.com

收稿日期:2025-03-04

修回日期:2025-03-28

(编辑:李德强)