



推荐阅读:

[广西城市污水处理厂污泥产生及处置现状分析](#)

[平顶山市煤矿区土壤重金属污染程度评价](#)

[基于灰色关联分析法的宜昌市空气质量影响因素分析](#)

[废旧锂离子电池流向及管理现状调研](#)

[生物法处理气态污染物的研究现状与应用前景](#)

[环境敏感区农村生活污水处理工艺设计案例分析](#)

[氨法脱硫+低温 SCR 脱硝工艺在焦炉烟气净化中的应用](#)

[反渗透双膜工艺处理印染废水研究进展](#)

[重金属污染土壤修复技术研究进展](#)

[基于 SARIMA 模型的二氧化氮时间序列预测研究](#)

[碳基功能材料在土壤修复中的应用](#)

[虾蟹壳对水中刚果红吸附性能的研究](#)

[农村生活垃圾生物质热解和燃烧气相数值模拟](#)

[基于灰色 GM\(1, 1\)模型的成都市大气污染物浓度预测](#)

[江苏省非道路移动源大气污染排放清单研究](#)

[欧盟 15 国污水污泥产生量与处理处置方法对比](#)

[基于 Hydrus-1D 的粉煤灰堆场 Cr\(VI\) 在包气带中迁移规律的研究](#)

[工业废水活性炭深度处理的研究](#)



移动扫码阅读

隆楚月,崔雨晨,张海云,等.电强化 SBR 工艺处理苯酚废水及群落动态解析[J].能源环境保护,2019,33(5):17-22.

LONG Chuyue, CUI Yuchen, ZHANG Haiyun, et al. Enhanced treatment of phenol wastewater by electricity-assisted SBR process and community dynamics analysis[J]. Energy Environmental Protection, 2019, 33(5): 17-22.

## 电强化 SBR 工艺处理苯酚废水及群落动态解析

隆楚月,崔雨晨,张海云,时胜男\*

(辽宁师范大学 生命科学学院,辽宁 大连 116081)

**摘要:**为了提高苯酚废水的处理效率,构建电强化 SBR 体系(简称 E-SBR 体系),考察了 E-SBR 体系在施加电压和去除电压后对苯酚和 COD 的降解效率,利用高通量测序揭示了微生物群落的动态变化规律。结果表明,E-SBR 体系施加电压和去除电压后对苯酚和 COD 的降解效率均显著高于单独的电极体系与单独的 SBR 体系之和,生物降解和电极降解间存在耦合协同效应。相比于单独 SBR 体系而言,E-SBR 体系微生物群落的多样性和丰富度增强。*Bacillus*、*Pseudomonas*、*Rhizobium* 以及 *Sphingomonas* 为 E-SBR 体系中优势菌,其含量显著高于单独 SBR 体系,施加电场促进了优势菌的生长并且提高了处理效率。

**关键词:**苯酚;COD;E-SBR 体系;苯酚羟化酶;高通量测序

中图分类号:X703

文献标志码:A

文章编号:1006-8759(2019)05-0017-06

### Enhanced treatment of phenol wastewater by electricity-assisted SBR process and community dynamics analysis

LONG Chuyue, CUI Yuchen, ZHANG Haiyun, SHI Shengnan\*

(Liaoning Normal University, School of Life Science, Dalian 116081, China)

**Abstract:** An electricity-assisted sequencing batch reactor (designated as E-SBR) was built to improve the treatment performance of phenol wastewater in this study. The degradation rates of phenol and COD in E-SBR with and without voltage were investigated, respectively. Illumina high-throughput sequencing analysis was used to reveal the dynamic changes of microbial community. The results indicated that the degradation of phenol and COD by the E-SBR with and without voltage were significantly higher than the sum of a single electrode system and SBR system. This confirmed a coupling effect between biodegradation and electro-catalytic degradation process. The diversity and richness of the microbial community in the E-SBR system was enhanced compared with the single SBR system. *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium* and *Sphingomonas* were the dominant genus in the E-SBR. Their contents were higher than those of single SBR system, which indicates that electrical stimulation could promote the growth of these dominant genus and then enhance the treatment performance of E-SBR.

**Key words:** Phenol; COD; E-SBR; Phenol hydroxylase; Illumina high-throughput sequencing

## 0 引言

苯酚是造纸、炼焦、塑料、纺织等工业废水中

常见的有机污染物,具有毒性强和难降解等特性,易在环境中积累,甚至产生三致效应(致畸、致癌和致突变),已被各国环保部门列为优先控制的污

收稿日期:2019-04-23

基金项目:国家自然科学基金(No.51508259),大学生创新创业训练计划项目(No.201810165145)

第一作者简介:隆楚月(1998-),女,山西晋中人,本科,主要从事水污染治理研究。E-mail:longchuyue1998@163.com

通讯作者简介:时胜男(1984-),女,辽宁大连人,博士,副教授,研究方向为水污染治理及微生物代谢分析。E-mail:shishengnan013@163.com

染物,是重点监测和治理的对象之一<sup>[1]</sup>。近年来,序批式活性污泥法(SBR)因其集进水、调节、反应、沉淀于一池,具有占地面积小、耐冲击负荷、反应推力大、运行灵活及有效抑制污泥膨胀等优点而备受青睐,广泛应用于含酚废水的处理<sup>[2]</sup>。王艳芬等采用生物强化 SBR 工艺处理苯酚废水,可在 6 h 内完全降解 960 mg/L 的苯酚<sup>[3]</sup>。徐伟辉等采用 SBR 工艺处理含酚废水,当进水苯酚浓度在 150~400 mg/L 时,经 18~24 h 的反应,苯酚去除率高达 96.7%<sup>[4]</sup>。目前,国内外研究者主要致力于如何提高 SBR 对含酚废水的处理效率。

近年来,电强化生物技术的迅猛发展已引起越来越多的关注。电强化生物技术的原理主要是将电化学反应与生物降解有机结合以提高微生物的降解能力<sup>[5]</sup>。电强化生物技术广泛用于染料和酚类等废水处理,可显著提高废水的处理效率。然而,目前研究主要集中在厌氧条件下电强化生物反应处理各种废水,而在好氧条件下有关电强化 SBR 反应处理有机废水的报道仍十分有限,且缺乏系统研究<sup>[6]</sup>。

为了进一步提高苯酚废水的处理效率,本研究构建新型电强化 SBR 体系(以下简称 E-SBR 体系)。考察该 E-SBR 体系对苯酚和 COD 的降解效率以及去除电压后该 E-SBR 体系对苯酚和 COD 的降解效率。同时,通过对苯酚羟化酶活性的检测以及高通量测序技术初步揭示生物降解与电催化降解间的耦合协同机制。

## 1 材料与方 法

### 1.1 污泥来源及进水水质

反应器活性污泥(AS)取自大连市春柳河污水处理厂二沉池。进水水质为:(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 2.0 g/L, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 2.0 g/L, Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 1.3 g/L, 苯酚根据具体实验需要进行添加。

### 1.2 反应体系的构建及运行参数

反应器示意图如图 1 所示,反应器容积 1.2 L,曝气量为 0.2 L/min。E-SBR 体系(Reactor 1, R1):以不锈钢网为阴极(7 cm×3 cm),石墨板为阳极(7 cm×3 cm),将其置于反应器内部并通过导线连接到直流稳压电源(电压 1.0 V);SBR 体系(Reactor 2, R2)与 R1 相同,但无电压;电极体系(Reactor 3, R3)与 R1 相同,但不添加 AS。反应器运行周期为 24 h,包括进水 2 h,反应 18 h,沉淀 2 h,出水 2 h,运行过程中不排泥。反应器运行 50 d,在第 41 d 时,去除 R1 两极电压。每日定时取

样,测定苯酚及 COD 降解率。

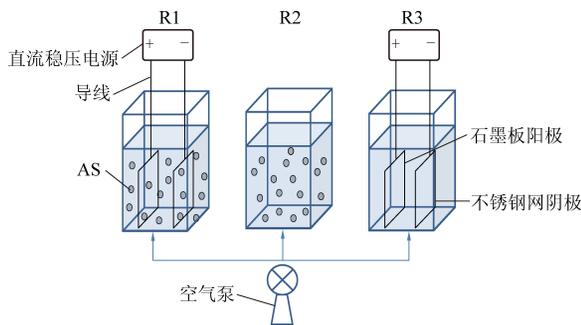


图 1 反应器示意图

### 1.3 分析方法

苯酚浓度通过 METASH UV-5800 紫外-可见分光光度计(中国,上海)在其特征峰吸收峰 269 nm 下进行测定,采用重铬酸钾法测定 COD<sup>[7]</sup>。苯酚羟化酶活性的测定方法参见文献<sup>[8]</sup>。

### 1.4 DNA 的提取及高通量测序分析

取 R1、R2 反应器第 35 d 的活性污泥及 AS 样品,采用 E.Z.N.A. Soil DNA Kit 提取各样品 DNA,以提取的污泥基因组 DNA 为模板,对各样品的 16S rRNA 基因中 V3-V4 区序列进行 PCR 扩增,扩增引物为 341F 和 805R。PCR 反应体系及扩增条件参见文献<sup>[6]</sup>。最终将扩增产物利用 Illumina Miseq 测序平台进行高通量测序。测序结束后,首先,利用 FLASH 工具进行双末端序列拼接,去除低质量的序列。随后,利用 UCHIME 工具对测序结果进行嵌合体检测,并且利用 CD-HIT 程序进行可操作分类单元(OTU)的划分(相似性 >97%)。利用 RDP Classifier 进行各 OTU 的序列比对及分类划分(置信阈值为 50%)。利用 Mothur 程序进行 Alpha 多样性指数测定,包括稀疏曲线、Chao1 值分析等。利用 Canoco 4.5 工具在 OTU 水平对各群落组成进行降趋势分析(DCA)。

## 2 结果与讨论

### 2.1 3 个体系对苯酚和 COD 的降解率

不同电压(0~2.0 V)对 E-SBR 体系苯酚降解率的影响如图 2a 所示,当电压从 0 V 升高至 1.0 V 时,苯酚降解率随电压升高逐渐升高,18 h 时,由 65.20% 升高至 80.90%。相比之下,当电压由 1.0 V 升高至 2.0 V 时,该体系的苯酚降解率随着电压的升高逐渐降低。当电压达到 2.0 V 时,苯酚降解率最低(41.80%)。不同电压对 E-SBR 体系 COD 降解率的影响如图 2b 所示,随着电压的升高,COD 的降解效率与上述苯酚降解结果一致。综上

所述,施加适当的电压会促进 E-SBR 体系对苯酚和 COD 的降解效率,反之则产生抑制作用。此

外,过高的电压导致高能耗。因此,本研究选择 1.0 V 作为反应器长期运行的最适电压。

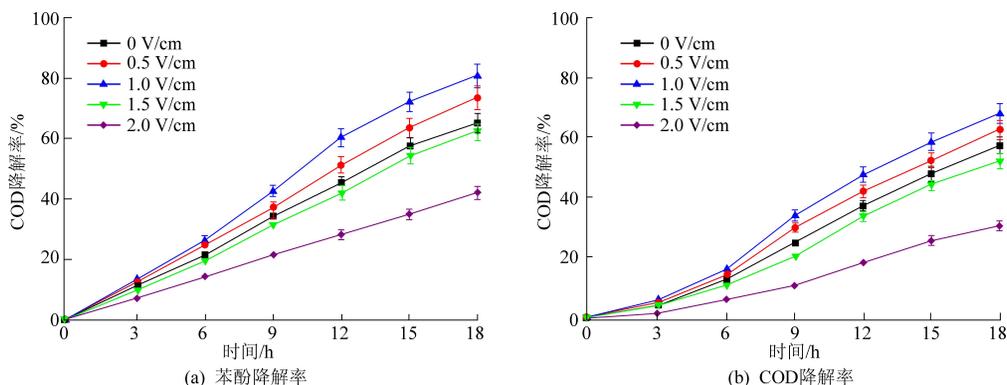


图 2 电压对 E-SBR 体系苯酚(a)和 COD(b)降解率的影响

3 个体系连续运行对苯酚的降解情况如图 3a 所示,第 1 次冲击负荷时—即进水苯酚浓度为 200 mg/L,R1 和 R2 对苯酚的降解率均逐渐增大,分别由 77.2 %增至 95.2 %和 69.2 %增至 85.6 %。第 2 次冲击负荷和第 3 次冲击负荷时(进水苯酚浓度 300 mg/L 和 500 mg/L),R1 和 R2 对苯酚的降解率均逐渐增大与第 1 次冲击负荷一致(300 mg/L:91.6 %增至 100.0 %、81.6 %增至 90.0 %和 500 mg/L:90.4 %增至 97.9 %、79.5 %增至 87.5 %)。但当第 4 次提高冲击负荷(进水苯酚浓度 700 mg/L)时,R1 和 R2 对苯酚的降解率均在反应初期略有浮动,随后逐渐增加,经过 13 d 运

行后,均运行稳定,R1 和 R2 对苯酚降解率分别为 100.0 %和为 87 %。3 个体系对 COD 的降解率如图 3b 所示,随着进水苯酚浓度的增加,COD 的降解效率与上述苯酚降解结果一致。在反应器整个运行期间,R3 对苯酚和 COD 的降解率均较低。以上结果表明,反应器长期运行过程中,R1 对苯酚和 COD 的降解效率均最高,显著大于 R2 与 R3 降解率之和( $R1 > R2 + R3$ ),说明施加适当的电场可显著提高 E-SBR 体系对苯酚和 COD 的降解效率。表明 E-SBR 体系中电化学反应与生物降解之间存在耦合协同作用。

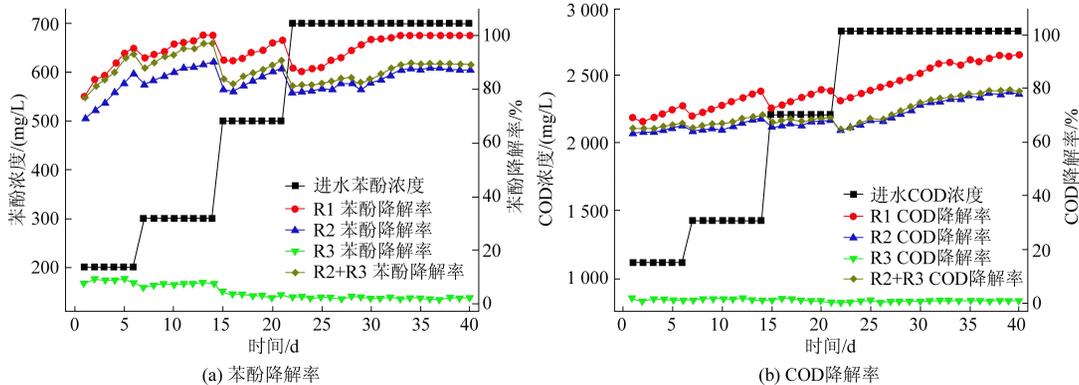


图 3 三个体系对苯酚(a)和 COD(b)的降解率

## 2.2 去除电压后苯酚和 COD 的降解率

为了检测 R1 在长期运行后去除电压是否仍可保持较高的降解效率,在第 41 d 时去掉 R1 两极的电压。如图 4 所示,去除电压后,R1 中苯酚和 COD 降解率分别减少 3.2 % (95.2 %降至 92.0 %)和 2.5 % (89.5 %降至 87 %),高于 R3 中苯酚和 COD 降解率(1.8 %和 0.8 %)。此外,R1 中苯酚和 COD 的降解效率仍高于 R2 与 R3 降

解率之和( $87.0 \% + 1.8 \% = 88.8 \% , 78 \% + 0.8 \% = 78.8 \%$ )。Zhang 等有关电强化厌氧生物反应器处理偶氮颜料废水的研究发现,在去除电压后,电强化体系的降解效率降低,仍高于单独的电极体系与单独的 SBR 体系之和,与本实验研究结果一致<sup>[5]</sup>。进一步证实了 E-SBR 体系中生物降解与电催化降解间存在耦合协同效应。

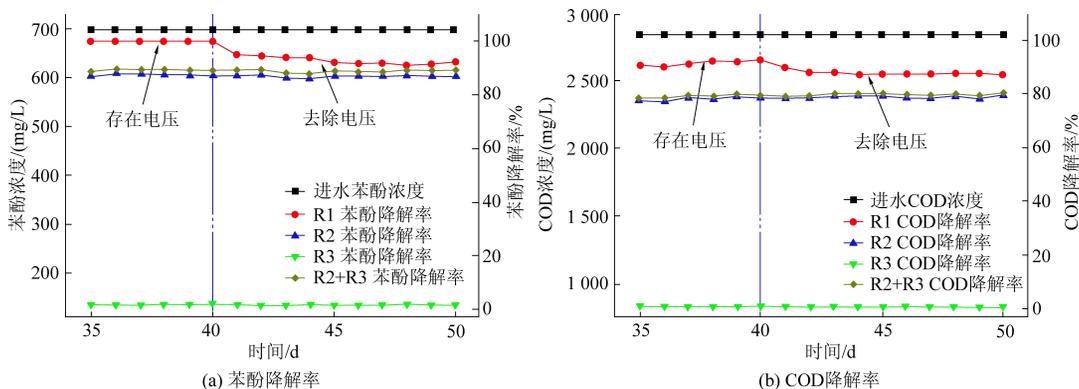


图4 三个体系去除电压后对苯酚(a)和COD(b)的降解率

### 2.3 苯酚羟化酶活性检测

苯酚羟化酶是苯酚降解过程中的关键酶,其活性可以反映出微生物对苯酚的代谢能力。分别取 R1 和 R2 第 40 d 和 50 d 的活性污泥及 AS 样品检测其苯酚羟化酶活性。如图 5 所示,与 AS (0.1220 U/mg) 相比,反应器长期运行过程中(第 40 d),R1 (0.3212 U/mg) 和 R2 (0.2356 U/mg) 中苯酚羟化酶活性均有所提高,这与苯酚和 COD 降解实验研究结果一致。说明反应器长期运行过程中苯酚和 COD 的冲击负荷会促进苯酚羟化酶活性。此外,R1 中苯酚羟化酶活性大于 R2,说明施加电场进一步提高苯酚羟化酶活性。去除电压后(第 50 d) R1 中苯酚羟化酶活性降低,由 0.3212 U/mg 降至 0.2812 U/mg,但仍高于 R2 中苯酚羟化酶活性(0.2356 U/mg)。据报道,电极与微生物之间的相互作用可能促进电子转移速率,进而促进苯酚羟化酶的活性。与此同时,电场的作用可能激发了苯酚羟化酶更多的活性位点或是增大了活性位点催化作用的范围,提高了苯酚的降解效率<sup>[5]</sup>。进一步证明生物降解与电催化降解间的耦合协同效应。

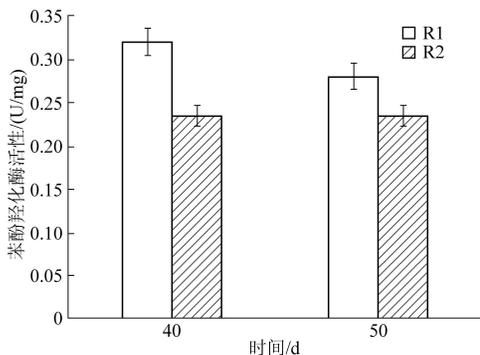


图5 R1 和 R2 中苯酚羟化酶活性

### 2.4 毒性检测

为了进一步研究反应体系对苯酚废水的降解效果,对进水及经 3 个反应体系处理后出水进行

急性毒性分析。如图 6 所示,进水的 IR 值为 98.60%,说明进水水质具有剧毒。经 3 个反应体系处理后的出水 IR 值:R1 最低(12.3%),其次是 R2(35.60%),最后是 R3(95.6%)。R2 的出水 IR 值低于 R3,主要是由于 R2 对苯酚和 COD 的高效降解。R1 的出水 IR 值低于 R2,进一步说明 E-SBR 体系对苯酚和 COD 的降解效率显著高于单独的 SBR 体系。

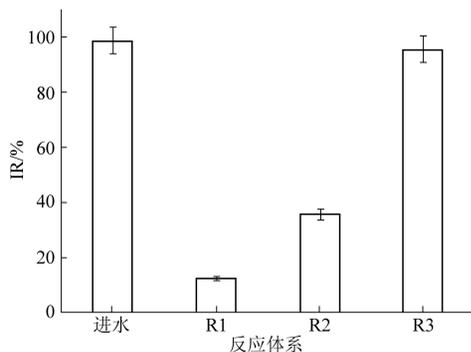


图6 三个体系进水和出水急性毒性分析

### 2.5 微生物群落分析

#### 2.5.1 微生物群落丰富度和多样性分析

为了揭示电压对微生物群落的多样性的影响,取 R1 和 R2 反应器 35 d 的活性污泥及 AS 样品,进行 Illumina Miseq 测序分析。在去除低质量序列和嵌合体之后,各样品的序列数均大于 14 033。根据相似性大于 97% 划分,可得到 1 986-2 847 个 OTUs。如图 7 所示,稀疏曲线均未达到平衡(尤其是 AS 和 R2),说明样品仍有部分未达到饱和。各样品 Alpha 多样性分析结果如表 1 所示,Shannon 指数反映微生物种群多样性,Shannon 指数越高微生物种群多样性越丰富。Shannon 分析表明,相对于 AS 体系(4.39 H)而言,R1 (5.70 H)与 R2(4.81 H)体系中微生物种群多样性均提高,R1 增幅最明显。此外,Chao1 和 OTU 值反映微生物种群丰富度,Chao1 和 OTU 值越高

代表微生物群落丰富度越高。如表 1 所示,R1 的 Chao1 和 OTU 值最高分别为 7 424.93 和 2 847,其次是 R2(6 040.22 和 2 178),最后是 AS(4 404.25 和 1 986)。说明随着进水苯酚浓度的提高,R1、R2 中微生物群落多样性和丰富度有所提高。此外,R1 中微生物群落多样性和丰富度高于 R2,表明施加 1.0 V 的电压会提高微生物群落的多样性和丰富度。据报道,中等强度的电流会促进微生物的生长,提高微生物的代谢能力<sup>[9]</sup>。Jiang 等关于电强化 MBR 体系处理焦化废水的研究同样发现,随着进水苯酚、吡啶、喹啉浓度的增加,微生物群落多样性和丰富度逐渐增加,且在电强化 MBR 体系中微生物群落多样性和丰富度进一步提高<sup>[10]</sup>。

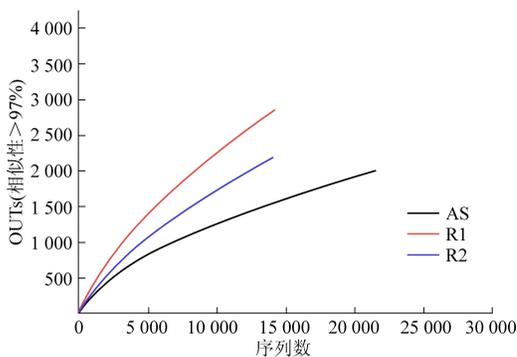


图 7 微生物群落结构稀疏曲线

表 1 Alpha 多样性分析

Groups	Shannon Index (H)	Chao1	OTU
AS	4.39	4404.25	1986
R1	5.70	7424.93	2847
R2	4.81	6040.22	2178

### 2.5.2 微生物群落组成分析

为了获取反应体系内更为全面和准确的微生物群落组成特征,从属水平对各序列进行分类地位鉴定。如图 8 所示,AS 的主要菌属为 *Pseudomonas* (11.49%),其次是 *Bacillus* (10.28%)、*Comamonas* (5.07%) 和 *Sphingomonas* (4.33%)。据报道,*Pseudomonas*、*Bacillus*、*Comamonas* 以及 *Sphingomonas* 这些菌属均可以降解酚类化合物<sup>[10]</sup>。在 R2 (3.39%) 中 *Pseudomonas* 菌属的相对丰度低于 AS,而 R1 (16.50%) 中上述菌属的相对丰度高于 AS,说明苯酚和 COD 的冲击负荷抑制 *Pseudomonas* 菌属的生长,电压促进该菌属的生长。R1 和 R2 中 *Sphingomonas* 菌属的相对丰度分别为 3.37% 和 0.01%,均低于 AS 的相对丰度 (4.33%),说明苯酚和 COD 的冲击负荷抑制

*Sphingomonas* 菌属的生长,而施加电压对减弱其抑制作用。此外,R1 和 R2 中 *Comamonas*、*Bacillus* 以及 *Rhizobium* 菌属的相对丰度均高于 AS,且 *Burkholderia* 菌属仅存在于 R1 和 R2,说明苯酚和 COD 的冲击负荷促进上述菌属的生长。

相对于 R2 而言,R1 中 *Bacillus*、*Pseudomonas*、*Rhizobium* 以及 *Sphingomonas* 菌属的相对丰度分别为 17.76%、16.50%、10.76% 和 3.37%,均高于 R2 (14.87%、6.35%、5.29% 和 3.39%)。表明电压会促进上述菌属的生长,进而苯酚和 COD 降解效率升高。以上研究表明适当的电场增强微生物群落的多样性和丰富度,促进优势降解菌株 (*Bacillus*、*Pseudomonas*、*Rhizobium* 以及 *Sphingomonas*) 的富集,进而提高苯酚的降解效率。

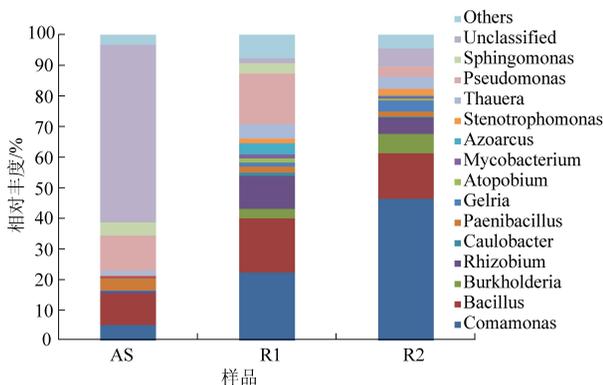


图 8 AS、R1 和 R2 群落相对丰度

## 3 结论

(1) 为了提高苯酚废水的处理效率,本研究构建电强化 SBR 体系(简称 E-SBR 体系)。E-SBR 体系施加电压和去除电压后对苯酚和 COD 的降解效率均显著高于单独的电极体系与单独的 SBR 体系之和。

(2) 苯酚羟化酶活性的检测表明,反应器长期运行过程中苯酚和 COD 的冲击负荷会促进苯酚羟化酶活性,施加电压进一步提高苯酚羟化酶活性 (R1: 0.3212 U/mg > R2: 0.2356 U/mg > AS: 0.1220 U/mg)。

(3) 高通量测序分析表明,施加电压可增强微生物群落的多样性 (Shannon 值从 4.39 H 增加到 5.70 H) 和丰富度 (Chao1 值和 OTU 值分别从 4 404.25 和 1 986 增加到 7 424.93 和 2 847),促进微生物群落动态变化。

(4) 苯酚羟化酶活性的检测和高通量测序分析揭示,生物降解和电极降解间的耦合协同作用,主要归因于施加适当的电压不但提高了苯酚羟化

酶的活性,而且增强了微生物群落的多样性和丰富度,促进优势降解菌株 *Bacillus* (相对丰度由 14.87 % 增加到 17.76 %)、*Pseudomonas* (相对丰度由 6.35 % 增加到 16.50 %)、*Rhizobium* (相对丰度由 5.29 % 增加到 10.76 %) 以及 *Sphingomonas* (相对丰度由 3.37 % 增加到 3.39 %) 的生长。

## 参考文献

- [1] 金相灿. 有机化合物污染化学[M]. 北京: 清华大学出版社, 1990.
- [2] 张杰, 李小明, 杨麒, 等. 采用 AOA 模式在 SBR 中实现同步脱氮除磷[J]. 给水排水, 2007, 23(17): 19-21.
- [3] 王艳芬, 王海磊, 刘国生, 等. 序批式反应器生物强化处理苯酚废水的研究[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(5): 42-46.
- [4] 徐伟辉, 严叶卫. 含酚废水处理工艺综述[J]. 上海船舶运输科学研究所学报, 2005, 28(1): 54-56.
- [5] Zhang J, Zhang Y, Quan X, et al. An anaerobic reactor packed

with a pair of Fe-graphite plate electrodes for bioaugmentation of azo dye wastewater treatment [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2012, 63: 31-37.

- [6] 季翔宇, 徐进, 刘佳鑫, 等. 电强化磁固定化菌株 *Cupriavidus* sp. JS 耦合体系治理含苯酚废水[J]. 环境污染与防治, 2018, 40(3): 247-251.
- [7] 原国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 211-213.
- [8] Wang H, Chen Z, Miao J, et al. A novel approach for mitigation of membrane fouling: Concomitant use of flocculant and magnetic powder[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 209: 318-325.
- [9] Wang Y, Qin J, Zhou S, et al. Identification of the function of extracellular polymeric substances (EPS) in denitrifying phosphorus removal sludge in the presence of copper ion [J]. *Water Research*, 2015, 73: 252-264.
- [10] Jiang B, Du C, Shi S, et al. Enhanced treatment performance of coking wastewater and reduced membrane fouling using a novel EMBR [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 229: 39-45.

(上接第 5 页)

Science and Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2010 (No.9): 1134.

- [37] ZHOU D, CANG L, ALSHAWABKEH A N, et al. Pilot-scale electrokinetic treatment of a Cu contaminated red soil [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(6): 964-971.
- [38] GIANNIS A, GIDARAKOS E. Washing enhanced electrokinetic remediation for removal cadmium from real contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, 123(1-3): 165-175.
- [39] LÓPEZ VIZCAÍNO R, YUSTRES A, ASENSIO L, et al. Enhanced electrokinetic remediation of polluted soils by anolyte pH conditioning [J]. *Chemosphere*, 2018, 199: 477-485.
- [40] KIM D, JO S, YOO J, et al. Ex situ pilot scale electrokinetic restoration of saline soil using pulsed current. [J]. *Separation and Purification Technology*, 2013: 282-288.
- [41] ALSHAWABKEH A N, YEUNG A T. Practical Aspects of In-Situ Electrokinetic Extraction [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1999(1): 27-35.
- [42] REDDY K R, CAMESELLE C. Electrochemical Remediation Technologies for Polluted Soils Sediments and Groundwater [M]. 2009.
- [43] VIRKUTYT J, SILLANPAA M, LATOSTENMAA P. Electrokinetic soil remediation-critical overview [J]. *Sci Total Environ*, 2002, 289(1-3): 97-121.

- [44] SUN T R, OTTOSEN L M, JENSEN P E, et al. Effect of pulse current on acidification and removal of Cu, Cd, and As during suspended electro-dialytic soil remediation [J]. *Electrochimica Acta*, 2013: 187-193.
- [45] VILLEN-GUZMAN M, GARCIA-RUBIO A, PAZ-GARCIA J M, et al. The use of ethylenediaminetetraacetic acid as enhancing agent for the remediation of a lead polluted soil. [J]. *Electrochimica Acta*, 2015: 82-89.
- [46] ZHOU M, ZHU S, LIU F, et al. Pulse-enhanced electrokinetic remediation of fluorine-contaminated soil [J]. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 2014(11): 2008-2013.
- [47] JEONA E, RYUA S, BAEKAB K. Application of solar-cells in the electrokinetic remediation of As-contaminated soil. [J]. *Electrochimica Acta*, 2015: 160-166.
- [48] 仲洋洋. 电力修复 Pb 污染土壤的实验研究 [D]. 中国矿业大学, 2015.
- [49] JIH-HSING C, CHENG-DI D, SHAN-YI S. The lead contaminated land treated by the circulation-enhanced electrokinetics and phytoremediation in field scale. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018: 894-898.
- [50] LIU G L G, LI X L X, WANG J W J, et al. Medium-scale ex suit electrokinetic remediation of Cd and Zn polluted soil enhanced by EDTA, tartaric acid, citric acid and acetic acid, 2017 [C]. 1348-1356.