

含氮杂环化合物冲击负荷对厌氧滤池-曝气生物滤池工艺处理焦化废水的影响

黄毅^{1,2} 刘思彤^{1,2,†}

1. 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055; 2. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871;

† 通信作者, E-mail: liusitong@iee.pku.edu.cn

摘要 采用生物强化及未生物强化厌氧滤池(AF)-曝气生物滤池(BAF)两套反应器处理焦化废水, 并研究外加杂环化合物咔唑、喹啉和吡啶对工艺处理效果的影响。结果表明: 未添加杂环化合物, 两套 AF-BAF 反应器系统厌氧段 COD 的去除率均为 35%, 厌氧出水可生化性从进水的 0.33 上升为 0.59; 添加 100 mg/L 咔唑后, 生物强化反应器厌氧段 COD 去除率仍维持在 35%, 出水可生化性变为 0.53, 未生物强化反应器厌氧段 COD 去除率降为 23%, 出水可生化性降为 0.45; 同时添加 100 mg/L 喹啉和 50 mg/L 吡啶, 生物强化反应器厌氧段 COD 的去除率降为 27%, 出水可生化性降为 0.48, 未生物强化反应器厌氧段 COD 去除率降为 12%, 出水可生化性降为 0.38。生物强化有效地提高了反应器对高浓度杂环化合物的耐冲击能力。高效液相色谱结果显示, 外加的咔唑、喹啉和吡啶在生物强化反应器厌氧段的去除率可达 83%, 91% 和 88%, 而在未生物强化反应器厌氧段的去除率仅为 57%, 66% 和 55%。气相色谱-质谱分析表明, 外加杂环化合物导致生物强化反应器厌氧出水烷烃与含苯环酯类物质种类的增加。研究结果揭示了高浓度杂环化合物咔唑、喹啉和吡啶负荷对 A/O 工艺处理焦化废水效果的影响。

关键词 焦化废水; 含氮杂环化合物; 可生化性; 生物强化; AF-BAF 工艺

中图分类号 X172

Effect of Nitrogenous Heterocyclic Compounds on Anaerobic Filter and Biological Aerated Filter for Treating Coking Wastewater

HUANG Yi^{1,2}, LIU Sitong^{1,2,†}

1. School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; † Corresponding author, E-mail: liusitong@iee.pku.edu.cn

Abstract Two Anaerobic Filter (AF)-Biological Aerated Filter (BAF) systems, one for bioaugmented system and another for control system, were set-up to treat coking wastewater, and the influence of the introduced nitrogenous heterocyclic compounds on the reactor performance was investigated. The results showed that the COD removal efficiency of AF in both bioaugmented and control system was 35% while the BOD₅/COD increased from 0.33 to 0.59 after the treatment of AF in both systems. When 100 mg/L carbazole was introduced to the influent, the COD removal efficiency of the bioaugmented AF remained 35% and BOD₅/COD of the bioaugmented AF effluent decreased to 0.53, while the COD removal efficiency of the control AF declined to 23% and BOD₅/COD of the control AF effluent dropped to 0.45. When 100 mg/L quinoline and 50 mg/L pyridine were introduced to the influent simultaneously, the COD removal efficiency of the bioaugmented AF decreased to 27% and BOD₅/COD of the bioaugmented AF effluent decreased to 0.48, while the COD removal efficiency of the control AF declined to 12% and BOD₅/COD of the control AF effluent decreased to 0.38. Moreover, the removal efficiencies of the introduced carbazole, quinolone and pyridine were 83%, 91% and 88% respectively after bioaugmented AF

国家自然科学基金(21261140336)资助

收稿日期: 2015-05-29; 修回日期: 2015-07-20; 网络出版日期: 2016-11-06

treatment, while the removal efficiencies of the introduced carbazole, quinolone and pyridine were 57%, 66% and 55% respectively after the control AF treatment. This indicated that the bioaugmented system was more effective to resist the impact of high concentration nitrogenous heterocyclic compounds. The GC-MS analysis of the bioaugmented AF effluent indicated that the introduction of nitrogenous heterocyclic compounds led to an increment of the alkane and benzoic esters in the AF effluent. This study revealed the impact of the high concentration of organic compounds on A/O system for treating coking wastewater.

Key words coking wastewater; nitrogenous heterocyclic compounds; biodegradability; bioaugmentation; AF-BAF system

焦化废水是煤制焦炭、煤气净化及焦化产品回收过程中产生的副产物,因其水量大,成分复杂多变,含有高浓度的氨氮、酚、氰等有毒物质以及吡啶、萘、吡啶、喹啉等难降解的杂环及多环芳香族化合物,故如何有效地处理焦化废水已成为废水处理领域的难题^[1-3]。目前研究较多的焦化废水处理工艺有 SBR, A/O 工艺和 A/A/O 工艺等^[4]。这些工艺在 CN⁻、苯酚、杂环芳香烃的去除效果及机理方面取得可观的进展^[5-9],并发现 A/O 工艺或 A/A/O 工艺的厌氧段处理使大分子有机物降解为小分子有机物,降低了焦化废水的毒性,提高了焦化废水的可生化性,使得处理效果更加稳定。

对焦化废水中难降解有机物的研究目前集中在单一菌株对酚类、杂环化合物和多环芳香烃化合物(PAHs)等物质的生物强化降解效果与机理上^[8-12]。例如, Zhang 等^[13]发现,在 A/A/O 工艺中,喹啉的生物降解与 *Burkholderiaceae* 的生物强化有极大的相关性;柏耀辉等^[14]利用沸石作为生物固定化的载体,在生物滤池中用 *Pseudomonas* sp. BW003 和 *Paracoccus* sp. BW001 降解吡啶和喹啉,发现在 HRT 为 37.5 h,喹啉和吡啶浓度均为 100~130 mg/L 时,喹啉和吡啶的去除率都超过 90%,且新加入的强化菌并没有成为优势菌群。这些研究侧重于一种或几种难降解有机物的好氧生物降解特性,而对高浓度难降解有机物厌氧降解的报道还不多^[14-15]。本研究对处理焦化废水的厌氧滤池-曝气生物滤池(AF-BAF)生物强化反应器与未生物强化反应器进行研究,通过添加 3 种典型含氮杂环化合物(咔唑、喹啉和吡啶)来考察该生物强化 A/O 工艺与未生物强化 A/O 工艺在含氮杂环化合物高冲击负荷条件下的稳定性与处理效果。

1 材料与方法

1.1 废水水质

焦化废水原水取自山西大同煤炭实业的焦化废

水处理厂,原水的颜色为深棕色,伴有强烈的刺激性气味。原水未经过任何预处理,其中氨氮、酚类物质和油类物质含量均高于其他研究报道水质的含量^[16-17],水质特性如表 1 所示。由于原水缺少微生物生长所必须的磷元素,因此,在反应器进水中加入 0.05 g/L KH₂PO₄ 以补充磷元素,并加一定量 2 mol/L 的硫酸,调节 pH 为 7~8.5。

表 1 焦化废水水质
Table 1 Quality of coking wastewater

含量/(mg · L ⁻¹)				pH
COD	NH ₄ ⁺ -N	挥发酚	氰化物	
20000~35000	4300~6000	2700~4500	120~320	7.6~9.4

1.2 实验装置

启动两套 AF-BAF 反应器处理焦化废水。其中,一套作为生物强化反应器,生物强化反应器接种 B350 菌剂,菌剂以 0.1 g/L 的量加入生物强化厌氧滤池(AF),B350 菌剂购买自 BIO-SYSTEMS 公司(美国)。B350 菌剂已被证实可以高效降解石油类物质^[18];另一套作为对照试验反应器。两套反应器均加入 MLSS 为 7.6 g/L 的污泥 2.3 L,使得启动时反应器中的 MLSS 为 3.5 g/L。污泥取自大同煤炭实业的焦化废水处理厂。

AF-BAF(图 1)由一个厌氧生物滤池(AF,有效体积 5 L)和一个曝气生物滤池(BAF,有效体积 5 L)组成。反应器均由有机玻璃管制成,尺寸均为

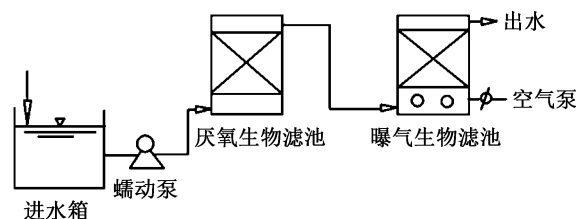


图 1 AF-BAF 组合工艺试验装置

Fig.1 Schematic diagram of the AF-BAF system

Φ100 mm × 700 mm。每个反应器侧壁不同位置处均设有取样口,并附加以加热套,以保持温度恒定。两个反应器均采用上流式进水,所装填料为一种专用的合成高分子载体^[17,19-20]。该填料可与微生物形成氢键、离子键和共价键,用于固定微生物,其结合力牢固,与常规生物膜技术相比,可以获得更多的生物量。

AF 反应器的溶解氧(DO)控制在 0.3 mg/L 以下,BAF 的溶解氧控制在 4~6 mg/L。温度控制在 35 ± 2℃以模拟实际焦化废水处理厂的温度^[10]。

1.3 运行条件

生物强化反应器与对照反应器处理效果稳定后,用自来水把焦化废水原水 COD 浓度稀释至 2000~2200 mg/L,将进水改为稀释后的实际焦化废水。反应器运行分 3 个阶段:阶段 I (0~49 天),不添加杂环有机物;阶段 II (50~127 天),添加约 100 mg/L 的吡啶;阶段 III (128~191 天),停止添加吡啶,添加 100 mg/L 喹啉和 50 mg/L 的吡啶。

1.4 分析方法

1.4.1 水质指标检测

BOD₅, COD, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N 和挥发性酚类物质均采用标准方法^[21]测定。喹啉、吡啶和吡啶的浓度通过高效液相色谱仪(岛津 LC10ADvp, SPD10Avp UV-Vis Detector; Diamonsil C18 色谱柱, 250 mm × 4.6 mm, 5 μm)测定,其中,喹啉检测用流动相甲醇:水为 4:1,检测波长为 275 nm;吡啶检测用流动相甲醇:水为 1:1,检测波长为 254 nm;吡啶检测用流动相甲醇:水为 9:1,检测波长为 254 nm;流速均为 1 mL/min,进样体积为 10 μL。

1.4.2 气相色谱-质谱联仪(GC-MS)分析

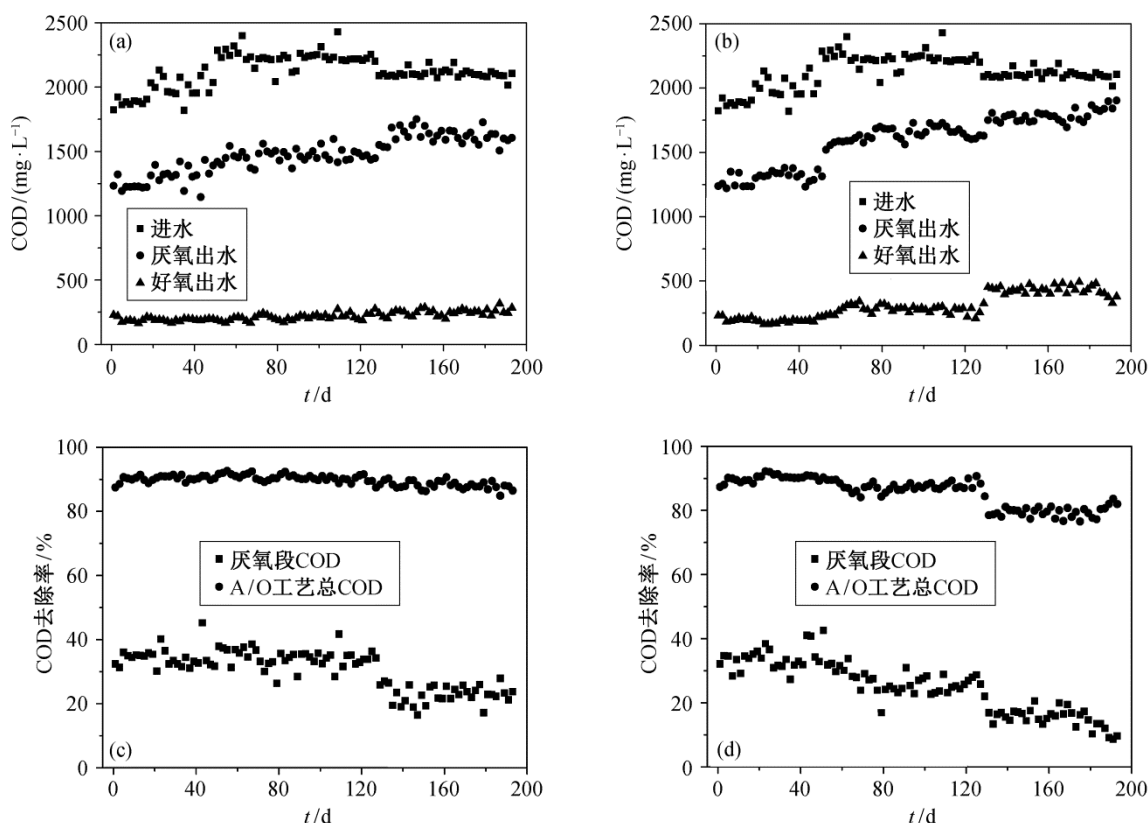
取适量水样分别在中性、碱性和酸性条件下用二氯甲烷萃取 3 次,将所有萃取的有机相合并后在 42℃的水浴中旋转蒸发浓缩,浓缩后的样品用二氯甲烷定容,然后进行 GC/MS 分析。GC-MS 分析采用的仪器为 Agilent GC 6890N/MSN 5975,分离柱为 HP-35 (30 m × 250 μm × 0.25 μm),载气为氦气,流量为 1 mL/min,进样器温度为 280℃,离子源温度为 230℃,炉温初始温度为 70℃,并以 3℃/min 的速度升温至 280℃,电子能量为 70 eV。有机物的分析采用 NIST05 (National Institute of Standards and Technology)质谱谱库检索,与标准质谱图对照的方法。

2 结果与讨论

2.1 AF-BAF 工艺对 COD 和氨氮的去除效率

图 2 显示两套 AF-BAF 反应器处理焦化废水的 COD 去除效果。在阶段 I,生物强化反应器 AF 出水 COD 去除率稳定在 35%,BAF 出水 COD 维持在 170~190 mg/L,未生物强化反应器与生物强化反应器的效果几乎相同。在阶段 II,加入吡啶,进水 COD 浓度有所升高,故生物强化反应器 AF 出水 COD 浓度也有所升高,但 AF 出水 COD 去除率没有太大变化,仍维持在 35%左右。未生物强化反应器 AF 出水 COD 浓度由原来的 1270~1310 mg/L 上升至 1580~1640 mg/L,AF 出水的 COD 去除率由原来的 35%降为 27%。由于未生物强化反应器 AF 内的菌群受到抑制,其 BAF 出水 COD 也增加了 80~100 mg/L 左右。在阶段 III,新加入 100 mg/L 的喹啉和 50 mg/L 的吡啶,生物强化反应器的 AF 出水 COD 浓度从原来的 1400~1480 mg/L 上升到 1600~1650 mg/L,其中一部分是由于新加的喹啉使进水 COD 高于阶段 II,另一部分是由于新加的喹啉与吡啶抑制了 AF 的菌群,使得处理性能下降。由于抑制作用,生物强化反应器 AF 出水的 COD 去除率由原来的 35%左右降为 22%~27%。这种抑制作用在两个多月的运行过程中始终未得到消除。生物强化 BAF 出水的 COD 浓度在阶段 III 维持不变。未生物强化 AF 出水 COD 浓度由阶段 II 的 1580~1640 mg/L 上升至 1750~1800 mg/L, COD 去除率降为 10%~12%,BAF 出水 COD 浓度在 350~480 mg/L 之间浮动。虽然未生物强化反应器在添加杂环化合物之后污染物去除效果有所恶化,但是反应器 COD 去除率波动并不是很大,出水 COD 浓度基本上维持在一个较窄的范围,这可能是由于反应器的 HRT 比较高,使得出水很稳定。

对于氨氮的去除(图 3),在阶段 I 时,生物强化与未生物强化 AF 出水的氨氮浓度均比进水高约 20~30 mg/L,新增的氨氮主要来自含氮化合物的降解;在阶段 II,生物强化 AF 出水氨氮浓度比进水增加了 60~70 mg/L,增加的量主要来自吡啶,而未生物强化 AF 出水氨氮浓度在这个阶段也有所增加,但是仅比进水氨氮浓度高约 30~40 mg/L;在阶段 III,生物强化 AF 出水氨氮浓度比进水增加了 60~120 mg/L,且波动很大,而未生物强化 AF 出



(a)生物强化反应器进出水 COD; (b)未生物强化出水 COD; (c)生物强化 AF 段 COD 去除率以及工艺总 COD 去除率; (d)未生物强化 AF 段 COD 去除率以及工艺总 COD 去除率

图 2 AF-BAF 对 COD 的去除效果
Fig. 2 COD removal in AF-BAF system

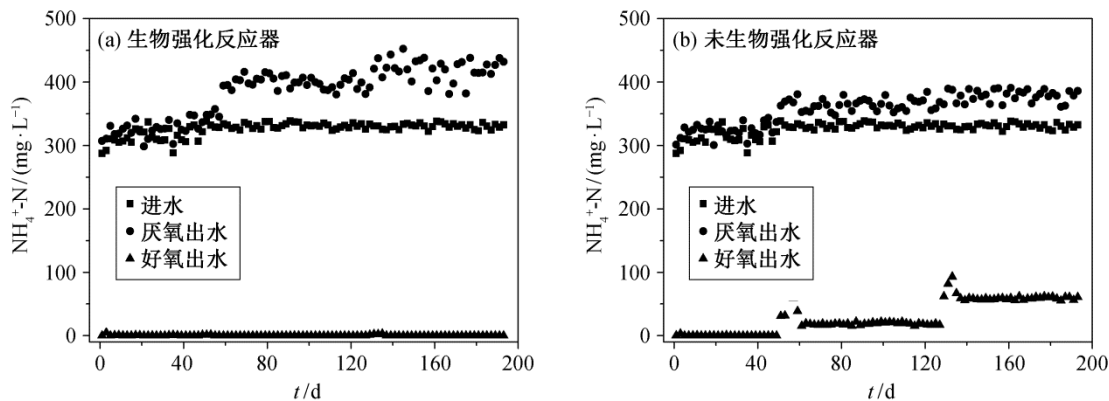


图 3 氨氮经过 AF-BAF 处理之后的变化
Fig. 3 Change of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration after the AF-BAF treatment

水氨氮浓度比进水仅增加了 40~50 mg/L。在 3 个阶段, 生物强化 BAF 出水氨氮浓度基本上维持在 0 mg/L。与生物强化反应器相比, 未生物强化反应器仅能部分降解新添加的杂环化合物。未降解的杂环化合物对未生物强化 BAF 内菌群的抑制作用

明显使得 BAF 出水氨氮浓度大幅度升高。

2.2 外加杂环化合物的去除性能及对焦化废水可生化性的影响

有机污染物浓度升高抑制了 AF 反应器里面的微生物群落的活性, 进而影响 AF 反应器的运行效

果。在阶段Ⅱ, 进水中加入 100 mg/L 左右的呋唑, 经生物强化反应器厌氧处理之后, AF 出水呋唑浓度为 15~17 mg/L, 去除率约为 83% (图 4); 而未经生物强化反应器的 AF 出水呋唑浓度为 45~50 mg/L, 去除率仅约为 57%。在阶段Ⅲ, 新加入 100 mg/L 的喹啉和 50 mg/L 的吡啶, 生物强化反应器 AF 出水喹啉浓度为 10~12 mg/L, 去除率约为 91%, 吡啶浓度为 6~8 mg/L, 去除率为 88% 左右。未生物强化反应器 AF 出水喹啉浓度为 34~37 mg/L, 去除率约为 66%; 未生物强化 AF 出水吡啶浓度为 21~24 mg/L, 吡啶的去除率为 55%。

在阶段Ⅰ, 经过厌氧酸化, 两组反应器 AF 出水的 BOD_5/COD 都由进水的 0.32~0.34 上升至 0.57~0.59, 如图 5 所示。在阶段Ⅱ, 生物强化反应器 AF 出水可生化性由阶段Ⅰ的 0.57~0.59 降为 0.50~0.53, 比对照组高 0.06~0.08。并且, 相对于未生物强化反应器, 生物强化反应器的 AF 出水 BOD_5/COD 更稳定。在阶段Ⅲ, 生物强化反应器的 AF 出水

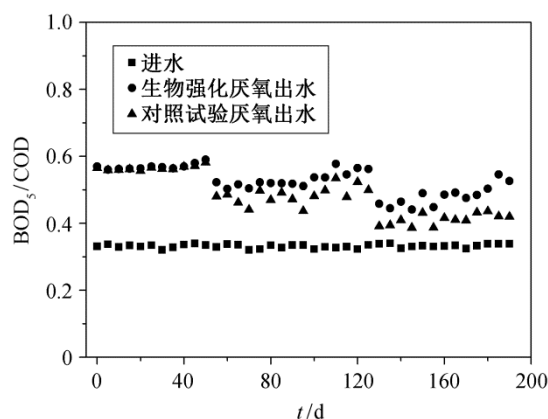


图 5 生物强化反应器与未生物强化反应器 AF 出水在不同阶段 BOD_5/COD 的变化

Fig. 5 Change of BOD_5/COD after AF treatment in three phase

BOD_5/COD 从 0.50~0.53 降为 0.43~0.48, 降幅与上一阶段相当。未生物强化反应器 AF 出水 BOD_5/COD 降为 0.38。显然, 生物强化提高了 AF 出水的可生化性。AF 出水较高的可生化性可为与其他工艺(如同时硝化反硝化等工艺)联合创造有利的条件。

2.3 焦化废水有机物在生物强化 AF 的降解特性

为了分析 3 个阶段中生物强化作用对焦化废水中不同难降解有机物的降解特性, 本研究用 GC-MS 分析生物强化 AF 的进出水中有有机物的组成成分。阶段Ⅰ取第 25 天水样分析, 阶段Ⅱ取第 81 天水样分析, 阶段Ⅲ取第 155 天水样分析。结果如表 2 所示。

在阶段Ⅰ, 没有外加杂环化合物, 焦化废水经过生物强化 AF 后, 易降解苯酚得到高效降解, 一些 PAHs (如蒽、萘、菲等) 经由厌氧酸化后有部分降解, 同时也有一些杂环化合物如胸腺嘧啶、苄基吡啶等物质生成。在阶段Ⅱ, 外加杂环化合物呋唑明显致使一些烷烃类物质 (如二十烷、二十一烷、二十八烷以) 及含苯环的酯类化合物 (如 1,2 苯二甲酸异丁酯和苯甲酸三甲基硅酯) 生成。在阶段Ⅲ, 外加喹啉和吡啶并没有导致生物强化反应器 AF 出水有机物的种类比阶段Ⅱ增加, 并且, 生物强化反应器 AF 出水的烷烃浓度并没有显著升高, 但是外加喹啉与吡啶导致含苯酯类物质浓度的显著上升。

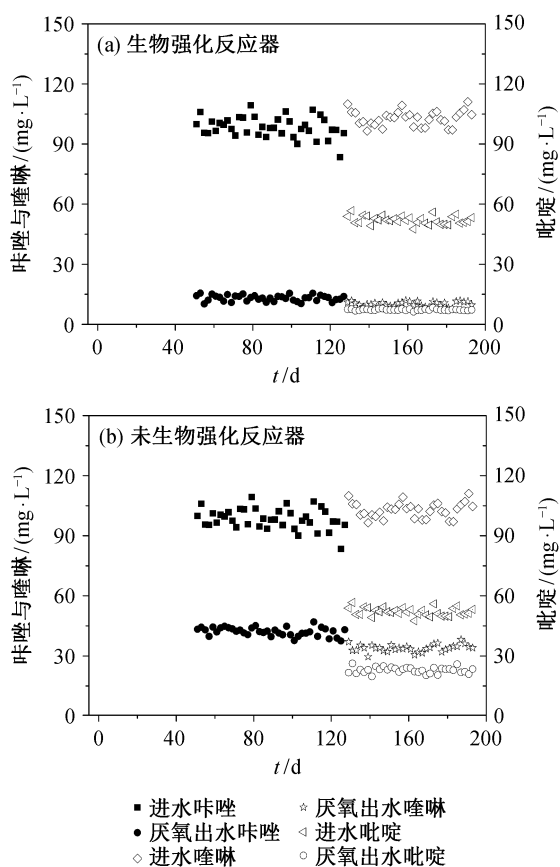


图 4 新添加的含氮杂环有机物在 AF 的去除情况

Fig. 4 Removal efficiency of introduced compounds in AF

表 2 3 个阶段生物强化 AF 进水和厌氧出水的主要有机物
Table 2 Main compounds in the effluent of bioaugmented AF by GC-MS analysis %

有机物	进水	出水			有机物	进水	出水		
		阶段 I	阶段 II	阶段 III			阶段 I	阶段 II	阶段 III
甲苯酚	50.67	31.44	31.38	30.62	苯酚	4.96	0.76	0.78	0.87
乙苯酚	0.97	0.67	0.69	0.76	三甲基苯酚	1.51	1.41	1.41	1.43
二甲苯酚	19.77	11.45	11.79	12.97	异丁基苯酚	0.82	0.71	1.65	1.78
1-乙基-4-甲氧基苯酚	0.46	0.34	0.34	0.34	6-甲基-2-乙基苯酚	0.82	0.67	0.69	0.92
苯胺	3.17	2.89	2.97	3.20	2-苯并呋喃醇	0.53	0.46	0.47	0.50
萘烯	0.43	0.38	0.39	0.35	十六烷	0.41	0.21	0.34	0.42
吡啶	1.06	0.23	0.24	0.21	茚醇	0.41	0.54	0.43	0.61
邻苯二甲酸	0.38	0.46	0.94	0.52	二乙基苯酚	0.45	0.21	0.23	0.23
4-甲基硫茱	0.35	0.23	0.21	0.26	异丙基硫茱酮	0.32	0.27	0.32	0.43
茱萸	0.26	0.24	0.25	0.27	苯并菲	0.24	0.22	0.23	0.25
茱	0.04	0.03	0.03	0.03	呋唑	0.02	0.00	0.80	0.00
2-甲基-9-H-茱	0.08	0.06	0.06	0.07	1,6-二甲基-4-异丙基茱	0.19	0.08	0.02	0.34
茱	0.07	0.06	0.06	0.07	甲基呋唑	0.14	0.09	0.10	0.11
联苯酚	0.13	0.01	0.01	0.01	苯氧基苯酚	0.15	0.11	0.12	0.12
萘醇	0.10	0.06	0.06	0.07	二甲基萘	0.08	0.05	0.45	0.89
柠檬酸三乙酯	0.78	0.96	0.99	1.09	二苯基乙炔	0.08	0.05	0.05	0.06
菲	0.06	0.04	0.04	0.05	二甲基茱	0.04	0.03	0.05	0.07
联苯二酚	0.19	0.13	0.13	0.15	甲基苯胺	1.45	1.33	1.37	1.67
茱基苯酚	0.17	0.09	0.09	0.10	2-己酮	0.00	0.61	0.68	0.69
2-甲基氮杂胸腺嘧啶	0.00	0.21	0.22	0.24	4-甲基-3-苯基吡唑	0.00	0.56	0.57	0.58
茱基吡啶	0.00	0.07	0.07	0.08	乙酰苯	0.00	0.32	0.34	0.33
二十五烷	0.00	0.30	0.31	0.34	2-甲基安息香酸	0.00	0.26	0.28	0.29
对二甲苯	0.00	0.08	0.08	0.09	环己酮	0.00	0.00	0.54	0.34
N,N-二甲基-4-硝基苯胺	0.00	0.00	0.34	0.45	苯甲酸三甲硅酯	0.00	0.00	0.23	0.98
二十八烷	0.00	0.00	3.30	3.50	十八烷	0.00	0.00	0.45	0.67
2,5-二甲酰呋喃	0.00	0.00	1.20	1.30	1,2-苯二甲酸异丁酯	0.00	0.00	1.34	3.12
二十烷	0.00	0.00	1.20	1.30	喹啉	0.00	0.00	0.00	3.40
苯乙酮	0.00	0.00	0.32	0.43	吡啶	0.00	0.00	0.00	1.30
氮胸腺嘧啶	0.00	0.00	0.10	3.10	其他	0.23	40.62	25.26	12.40
二十一烷	0.00	0.00	3.76	3.23					

3 结论

焦化废水过 AF-BAF 处理之后, 生物强化与未生物强化反应器 AF 出水 COD 去除率均为 35%, 可生化性均由进水的 0.33 增加到 0.59, 总的 COD 去除率约为 91%, 好氧出水 COD 浓度为 170~190 mg/L。外加 100 mg/L 的杂环化合物呋唑之后, 生

物强化反应器 AF 出水 COD 去除率不变, 可生化性降低 0.08, 未生物强化反应器 AF 出水 COD 去除率下降 8%左右, 可生化性下降 0.14; 外加 100 mg/L 喹啉和 50 mg/L 吡啶之后, 生物强化反应器 AF 出水 COD 去除率降低 8%, 可生化性降低 0.08; 未生物强化反应器 AF 出水 COD 去除率降低 15%, 可生化性降低 0.10。通过 GC-MS 分析, 外加杂环

化合物使得生物强化反应器 AF 出水烷烃和含苯环酯类化合物种类增多。本研究揭示了高浓度有机物冲击对 A/O 处理焦化废水效果的影响,指出生物强化能有效地提高反应器对高浓度杂环化合物的耐冲击能力,为进一步研究高浓度有机物冲击对微生物群落结构变迁奠定了基础。

参考文献

- [1] 何苗, 张晓健. 焦化废水中芳香族有机物及杂环化合物在活性污泥法处理中的去除特性. 中国给水排水, 1997, 13(1): 14-17
- [2] Qian Yi, Wen Yibo, Zhang Huiming. Efficacy of pre-treatment methods in the activated sludge removal of refractory compounds in coke-plant wastewater. Water Research, 1994, 28(3): 701-707
- [3] Ghose M K. Complete physico-chemical treatment for coke plant effluents. Water Research, 2002, 36(5): 1127-1134
- [4] Zhu X, Tian J, Liu C, et al. Composition and dynamics of microbial community in a zeolite biofilter-membrane bioreactor treating coking wastewater. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, 97(19): 8767-8775
- [5] Kaiser J P, Feng Y, Bollag J M. Microbial metabolism of pyridine, quinoline, acridine, and their derivatives under aerobic and anaerobic conditions. Microbiological Reviews, 1996, 60(3): 483-498
- [6] Bai Y, Sun Q, Zhao C, et al. Simultaneous biodegradation of pyridine and quinoline by two mixed bacterial strains. Applied Microbiology and Biotechnology, 2009, 82(5): 963-973
- [7] Bai Y, Sun Q, Xing R, et al. Removal of pyridine and quinoline by bio-zeolite composed of mixed degrading bacteria and modified zeolite. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181(1): 916-922
- [8] Bai Y, Sun Q, Zhao C, et al. Microbial degradation and metabolic pathway of pyridine by a *Paracoccus* sp. strain BW001. Biodegradation, 2008, 19(6): 915-926
- [9] Bai Y, Sun Q, Zhao C, et al. Bioaugmentation treatment for coking wastewater containing pyridine and quinoline in a sequencing batch reactor. Applied Microbiology and Biotechnology, 2010, 87(5): 1943-1951
- [10] Zhang H, Logan B E, Regan J M, et al. Molecular assessment of inoculated and indigenous bacteria in biofilms from a pilot-scale perchlorate-reducing bioreactor. Microbial Ecology, 2005, 49(3): 388-398
- [11] Li Y M, Gu G W, Zhao J F, et al. Treatment of coke-plant wastewater by biofilm systems for removal of organic compounds and nitrogen. Chemosphere, 2003, 52(6): 997-1005
- [12] Park D, Lee D S, Kim Y M, et al. Bioaugmentation of cyanide-degrading microorganisms in a full-scale cokes wastewater treatment facility. Bioresource Technology, 2008, 99(6): 2092-2096
- [13] Zhang W, Wei C, Chai X, et al. The behaviors and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coking wastewater treatment plant. Chemosphere, 2012, 88(2): 174-182
- [14] Zhao C, Wen D, Zhang Y, et al. Experimental and mathematical methodology on the optimization of bacterial consortium for the simultaneous degradation of three nitrogen heterocyclic compounds. Environmental Science and Technology, 2012, 46(11): 6205-6213
- [15] Mohan S V, Rao N C, Prasad K K, et al. Bioaugmentation of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor (AnSBBR) with immobilized sulphate reducing bacteria (SRB) for the treatment of sulphate bearing chemical wastewater. Process Biochemistry, 2005, 40(8): 2849-2857
- [16] Bai Y, Sun Q, Xing R, et al. Analysis of denitrifier community in a bioaugmented sequencing batch reactor for the treatment of coking wastewater containing pyridine and quinoline. Applied Microbiology and Biotechnology, 2011, 90(4): 1485-1492
- [17] 叶正芳, 倪晋仁. 一种制备聚氨酯基生物固定化载体的工艺[P]. 中国专利: 200410062577.1, 2005-03-02
- [18] 叶正芳, 卓仁禧. 曝气生物流化床(ABFB)处理煤气化废水的研究. 中国环境科学, 2002, 22(1): 32-35
- [19] Vázquez I, Rodríguez J, Marañón E, et al. Simultaneous removal of phenol, ammonium and thiocyanate from coke wastewater by aerobic biodegradation. Journal of Hazardous Materials, 2006, 137(3): 1773-1780
- [20] 叶正芳, 倪晋仁. 污水处理的固定化微生物与游离微生物性能的比较. 应用基础与工程科学学报, 2002, 10(4): 325-331
- [21] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002