

周大为. IASBR 联合芬顿法处理垃圾渗滤液的试验[J]. 净水技术, 2022, 41(2):87-94.

ZHOU D W. Experiment of combined IASBR-Fenton process for landfill leachate treatment [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(2):87-94.



扫我试试?

IASBR 联合芬顿法处理垃圾渗滤液的试验

周大为^{1,2}

(1. 中国电建集团中南勘测设计研究院有限公司, 湖南长沙 410083; 2. 中南大学冶金与环境学院, 湖南长沙 410083)

摘要 采用间歇曝气的 SBR (IASBR) 协同 Fenton 法对垃圾渗滤液进行处理, 并对生化出水和 Fenton 出水中的可溶性有机物 (DOM) 进行分析。结果表明, 在容积负荷为 $1.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 的情况下, IASBR 对 COD_{Cr} 和总氮的去除率分别为 64.00% 和 60.00%, Fenton 反应能将生化出水中 85.00% 的难降解物质去除。其中 DOM 各组分被生物降解的难易程度为 $\text{HPI} > \text{HPO-A} > \text{TPI-A} > \text{HPO-N} > \text{TPI-N}$, 被 Fenton 法去除的难易程度为 $\text{HPO-N} > \text{TPI-A} > \text{TPI-N} > \text{HPO-A} > \text{HPI}$ 。

关键词 垃圾渗滤液 间歇曝气 芬顿氧化 可溶性有机物 SBR 生化出水

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2022)02-0087-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.02.014

Experiment of Combined IASBR-Fenton Process for Landfill Leachate Treatment

ZHOU Dawei^{1,2}

(1. Power China Zhongnan Engineering Co., Ltd., Changsha 410083, China;

2. School of Metallurgy and Environment, Central South University, Changsha 410083, China)

Abstract Intermittent aeration SBR (IASBR) and Fenton method were used to treat landfill leachate, and the dissolved organic matter (DOM) in biochemical effluent and Fenton effluent were analyzed. Results showed that with a volume load of $1.2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the removal rates of COD_{Cr} and TN by IASBR were 64.00% and 60.00%, respectively. Fenton reaction could remove 85.00% of the hardly degradable substance of biochemical effluent. The difficulty degree of biodegradation of DOM components was $\text{HPI} > \text{HPO-A} > \text{TPI-A} > \text{HPO-N} > \text{TPI-N}$, and the difficulty degree of Fenton of DOM components was $\text{HPO-N} > \text{TPI-A} > \text{TPI-N} > \text{HPO-A} > \text{HPI}$.

Keywords landfill leachate intermittent aeration Fenton oxidation dissolved organic matter (DOM) SBR biochemical effluent

垃圾渗滤液由于有机物和氨氮含量高、水质变化大, 一直被视为水处理行业的重点和难点^[1], 处理方法主要有物化方法和生化方法。其中, 生化方法由于处理成本低、可循环利用且二次污染小, 一般作为垃圾渗滤液处理的核心工艺^[2-6], 但传统 AAO 池占地面积大, 且出水一般无法达到排放标准, 需要联合其他措施^[7-10] 做进一步处理。近年来, 应用广泛的膜处理技术如膜生物反应器 (MBR)、纳滤膜 (NF)、超滤膜 (UF) 和反渗透膜 (RO) 虽然可以使出

水达标, 但膜分离后的浓缩液属于二次污染物, 且膜容易被堵塞使通量下降, 清洗与更换能耗较高。

间歇曝气 SBR (intermittent aeration SBR, IASBR) 是 SBR 的一种改良工艺^[11-12], 该工艺省略闲置阶段, 反应阶段的运行状态也与 SBR 有所不同。对于推流式反应器, 底物浓度从进水端至出水端沿反应器长度逐渐降低, 反应推动力较大, 生化反应速率高于完全混合式反应器。但大部分推流式反应器存在返混现象, 影响了生化反应推动力的提高。而 IASBR 作为一种特殊的推流式反应器, 不会发生返混现象, 且 IASBR 构造简单、基建投资和运行费用低、运行方式灵活、能有效抑制丝状菌污泥膨胀, 具有良好的抗冲击负荷能力。

[收稿日期] 2020-12-14

[作者简介] 周大为(1995—), 男, 硕士, 研究方向为废水处理与利用, E-mail: 787384353@qq.com。

生化出水中的难降解物质可采取高级氧化进一步去除。Fenton 法是利用过氧化氢 (H_2O_2) 与二价铁离子 (Fe^{2+}) 反应生成氧化性极强的羟基自由基 ($\cdot OH$), $\cdot OH$ 能把难生物降解的大分子有机物氧化成可生物降解的小分子有机物, 保证生化处理效果, 并把部分有机物氧化成二氧化碳和水^[13-16]。同时, Fe^{2+} 可以被氧化成三价铁离子 (Fe^{3+}), 调节 pH 后, 生成氢氧化铁 [$Fe(OH)_3$], 有一定的絮凝和网捕作用, 经混凝沉淀后达到处理水的目的。

本试验采用生物法耦合 Fenton 氧化对垃圾渗滤液进行处理, 通过两级处理实现出水有机物达标排放。同时, 试验着重研究了生物降解和高级氧化过程中可溶性有机物 (DOM) 组分的变化情况。

1 材料与方法

1.1 试验用水

本试验所用渗滤液来自湖南省长沙市某生活垃圾填埋场, 水样主要指标如表 1 所示, 定期从该厂取回渗滤液原液, 试验期间为了维持渗滤液水质的稳定, 所有水样均保存在 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 的冰箱中。

表 1 试验所用渗滤液主要水质指标

Tab. 1 Main Indices of Landfill Leachate Used in Test

指标	数值	测定方法
$COD_{Cr}/(mg\cdot L^{-1})$	5 700.0~14 000.0	重铬酸钾滴定法
氨氮/ $(mg\cdot L^{-1})$	1 000~2 300	纳氏试剂分光光度法
$NO_2^- - N/(mg\cdot L^{-1})$	0.25~0.53	N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法
$NO_3^- - N/(mg\cdot L^{-1})$	0.26~1.67	紫外分光光度法
总氮/ $(mg\cdot L^{-1})$	2 600.00~3 000.00	碱性过硫酸钾紫外分光光度法
pH 值	6.5~7.4	pH 计

1.2 接种污泥

本试验所用接种污泥为长沙市某污水处理厂二沉池回流系统污泥, 呈黄褐色, 活性较好, SV_{30} 为 30%。

1.3 试验方法

1.3.1 IASBR 试验

生物反应器为间歇曝气 SBR 反应器, 有效容积为 15 L, 呈圆柱形。运行模式为进水-缺氧搅拌 2 h-好氧曝气 3 h-缺氧搅拌 1 h-好氧曝气 4 h-缺氧搅拌 1 h-好氧曝气 4 h-缺氧搅拌 1 h-好氧曝气 2

h-缺氧搅拌 6 h-排上清液后闲置。反应器运行参数为曝气阶段溶解氧含量在 $1.5\sim 2.5\text{ mg/L}$, 搅拌阶段转速为 150 r/min , pH 值控制在 $7.4\sim 8.3$, 温度维持在 $17\sim 25\text{ }^\circ\text{C}$, 泥龄控制在 20 d 左右。

1.3.2 Fenton 试验

根据前期试验成果, 取一定量的生化出水经过滤后置于烧杯中, 放置在恒温水浴锅中进行反应, 试验过程中利用 1 mol/L 的盐酸和 1 mol/L 的氢氧化钠溶液调节垃圾渗滤液的 pH。先将生化出水的 pH 值调节到 3.0, 然后在每 100 mL 水样中加入 4.5 mL 的 H_2O_2 作为催化剂, 加入七水合硫酸亚铁 ($FeSO_4\cdot 7H_2O$) 使 H_2O_2/Fe^{2+} 摩尔比为 3.0, 搅拌开启 Fenton 反应。反应 40 min 后停止搅拌, 调节水样 pH 值为 9.5, 静置沉淀后取上清液进行水样各项数据的测量。

1.3.3 DOM 分离试验

DOM 是腐殖质、亲水性酸、蛋白质、脂质、碳水化合物、羧酸、氨基酸和碳氢化合物等物质的混合物, 它能通过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 的滤膜。根据文献^[17-18], 用 Amberlite XAD-8 和 Amberlite XAD-4 两种大孔树脂按以下步骤将 DOM 分离成亲水性物质 (HPI)、疏水性中性物质 (HPO-N)、过渡亲水性中性物质 (TPI-N)、疏水性酸性物质 (HPO-A) 和过渡亲水性酸性物质 (TPI-A) 5 种组分。水样在 DOM 分离前要进行预处理, 先通过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤掉水中的悬浮物和不溶性杂质, 再用 6 mol/L 的 HCl 溶液将水样的 pH 值调整到 2.0 左右。DOM 组分分离步骤如图 1 所示。

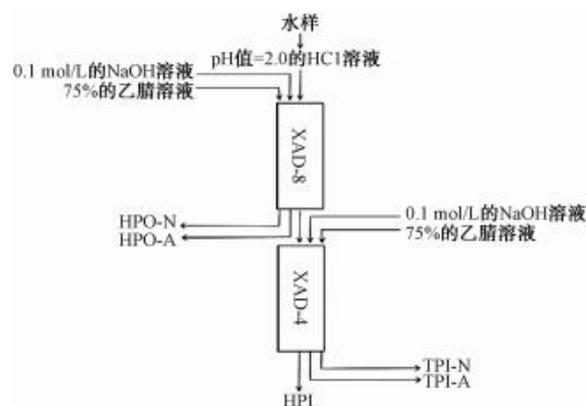


图 1 DOM 组分分离试验示意图

Fig. 1 Schematic Diagram of DOM Separation Experiment

2 结果与讨论

2.1 IASBR 对 COD_{Cr} 的处理效果

试验初期取 600 mL 的渗滤液进入反应器,加自来水稀释至指定液位后测得反应器内 COD_{Cr} 质量浓度为 250.0 mg/L 左右,待反应周期结束后排空上清液重新进一定量渗滤液并加水稀释至原液位。反应器启动并且稳定运行几天后开始逐步提升浓度,以 100 mL 渗滤液为提升梯度,增加进量后稳定运行 3~5 d 再继续加大进水有机物浓度。结果如图 2 所示,反应器经过 50 d 运行负荷的不断提升,进水 COD_{Cr} 质量浓度从 285.0 mg/L 提升到 1 515.0 mg/L,出水 COD_{Cr} 质量浓度在 92.1~724.0 mg/L, COD_{Cr} 的去除率在大多数试验阶段都保持在 60.00% 以上,剩余部分为难降解大分子物质,污泥质量浓度从反应初期的 3 000.0 mg/L 增长到 5 000.0 mg/L。每次增加负荷后维持相应水平运行几天,待去除率稳定后再继续增加负荷,当进水 COD_{Cr} 质量浓度增加到 1 300.0 mg/L 以上时去除率开始低于 60.00%,当达到 1 502.0 mg/L 时 COD_{Cr} 去除率为 54.71%,SV₃₀ 上升到 55%,污泥沉降性能较差,存在跑泥现象。纵观整个试验过程,进水有机负荷增长了约 5 倍,而污泥浓度只增长了 2 倍左右,说明经过近两个月的运行后污泥负荷得到增加,且反应器内交替曝气的模式使溶解氧平均含量较低,部分有机物被“饥饿”污泥吸附后用于反硝化碳源,使好氧异养菌生长缓慢,利于污泥减量。在现有条件和一个反应周期设定为 24 h 的前提下,反应器处理能力已接近负载上限,考虑去除率稳

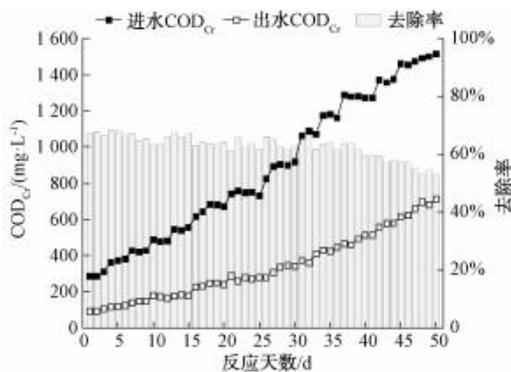


图 2 IASBR 对 COD_{Cr} 去除效果

Fig. 2 COD_{Cr} Removal Performance of IASBR

定正常的前提下将系统最高进水有机负荷定为 1.2 kg/(m³·d)。

2.2 IASBR 典型周期内各污染物变化趋势

图 3 为反应器稳定运行期间污染物变化的典型周期,进水 COD_{Cr} 质量浓度为 918.0 mg/L,去除率为 62.75%;氨氮质量浓度为 188 mg/L,去除率为 99.59%;总氮质量浓度为 201.00 mg/L,去除率为 62.09%。进水 2 h 后的缺氧搅拌中 COD_{Cr} 浓度略有下降,部分有机物被污泥吸附,质量浓度降至 883.0 mg/L。在交替曝气搅拌工序中 COD_{Cr} 先被快速降解随后氨氮浓度缓慢下降,到第 3 个曝气环节中 COD_{Cr} 浓度趋于稳定后,氨氮开始快速被氧化为 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N,氨氧化过程先慢后快是由于在底物和曝气一定的条件下硝化细菌的竞争力弱于异养微生物,氧气有限时硝化作用进行并不理想。图 4 表明 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 浓度都呈现先增加后减少的趋势,说明存在全程反硝化和短程反硝化两种脱氮途径。总氮浓度在全周期呈下降趋势,好氧曝气时也存在一定程度的降解,表明反硝化作用在微氧环境中也能发生。交替曝气和搅拌工序结束后系统内残余的有机物含量为 351 mg/L,6 h 的缺氧搅拌后剩余有机物含量为 342 mg/L, COD_{Cr} 浓度变化不大,而总氮含量在此期间从 129.26 mg/L 下降到 76.20 mg/L,表明此阶段反硝化作用的电子供体大部分来源于污泥本身,可大致归于内源反硝化。经测算,交替工序中各途径的反硝化作用对总氮脱除贡献约占 35.69%,长时间缺氧搅拌中内源反硝化对脱氮贡献约为 26.40%。

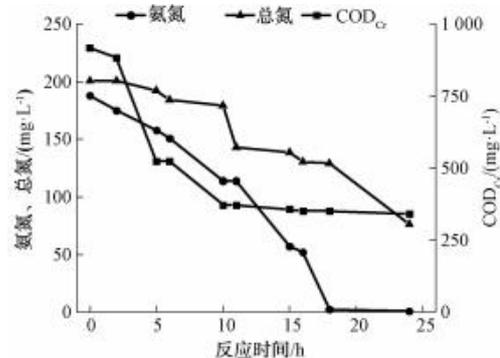


图 3 典型周期内 COD_{Cr}、氨氮和总氮变化

Fig. 3 Changes of COD_{Cr}, Ammonia Nitrogen and TN of IASBR within Typical Period

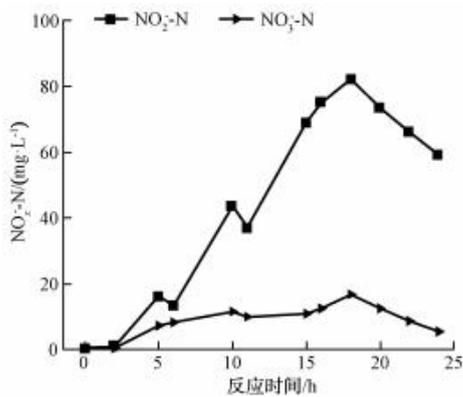
图4 典型周期内 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 变化

Fig. 4 Changes of NO_2^- -N and NO_3^- -N of IASBR within Typical Period

2.3 Fenton 法去除生化出水难降解有机物效果

图5为Fenton法处理生化出水时有机物的去除效果,生化出水中有机物质量浓度为338~493 mg/L, Fenton处理运行15 d后出水质量浓度维持在80 mg/L以下,去除率稳定在85.00%左右,表现出良好稳定的去除效果。酸性环境条件有利于Fenton反应的进行和 $\cdot\text{OH}$ 的产生,并且最优的pH值在3.0左右。 H_2O_2 在催化剂 Fe^{2+} 作用下分解产生 $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{OH}$ 会进攻大分子难降解物质,使其发生断链和开环反应分解为小分子物质。此外,高价水合铁具有很强的氧化活性,其作为活性中间体的作用甚至超过 $\cdot\text{OH}$,能够直接氧化、络合降解有机物, Fenton试剂在处理废水时会发生化学反应产生铁水络合物,这种络合物具有的絮凝沉淀功能也能去除一部分 COD_{Cr} 。

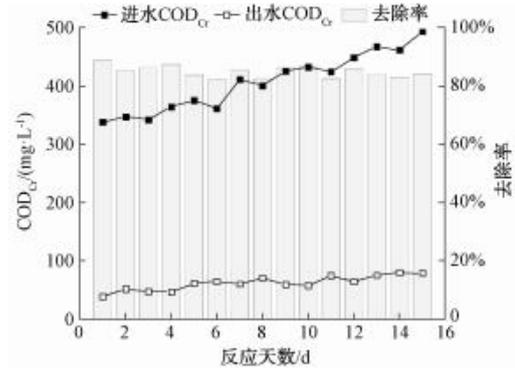
图5 Fenton 法对 COD_{Cr} 去除效果

Fig. 5 Removal Performance of COD_{Cr} by Fenton Method

2.4 DOM 组分变化

由图6(a)和(b)可知,在渗滤液DOM中过渡亲水性物质(TPI)占据优势地位(47.50%),其次是疏水性物质(HPO)(40.80%),HPI含量最低(11.70%),与酸性物质相比,中性物质占据优势,说明渗滤液中的羟基和多糖的含量高于腐殖质和羧酸。经过IASBR生物降解后HPI组分和HPO-A组分占比增加,说明这两者较难降解且有其他物质的转化。TPI-A、HPO-N和TPI-N组分占比均有不同程度下降,总的来看,中性物质经IASBR反应后占比由59.65%下降到17.93%,酸性物质由28.65%上升到45.70%,表明微生物在自身的生命活动中优先利用中性物质。由图6(b)和(c)可知,经过Fenton氧化,HPI、HPO-A组分占比下降,表明这两者容易在Fenton氧化中被矿化去除。TPI-A、HPO-N和TPI-N组分比例均有上升,表明这三类物质较难被Fenton法氧化去除。

生化出水中各组分含量为 $\text{HPO} > \text{HPI} > \text{TPI}$,

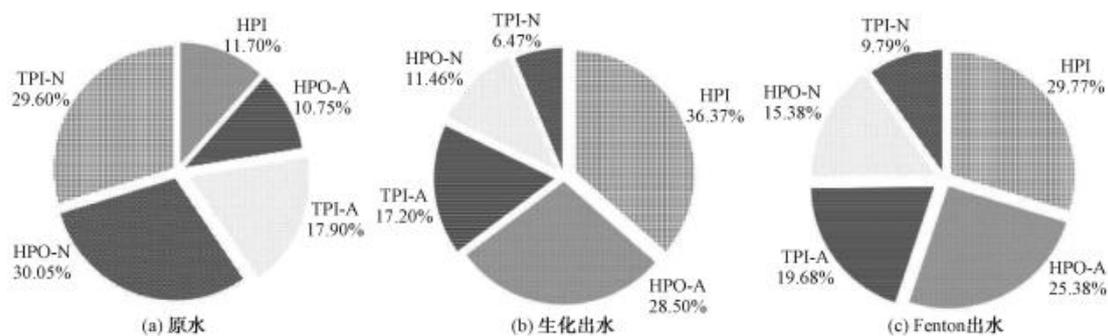


图6 DOM 组分占比

Fig. 6 Proportion of DOM Components

Fenton 氧化后则变为 $HPO > TPI \approx HPI$, 从相对占比的变化来看, HPO 由 39.96% 略微上升到 40.76%, HPI 由 36.37% 降低到 29.77%, TPI 由 23.67% 上升到 29.47%, 表明在 Fenton 过程中有部分 HPI 和 HPO 被反应转化为 TPI。此外, 由于污水厂中各种消毒副产物(DBPs)很容易从 HPO 中产生, 因此, 有效去除垃圾渗滤液中的 HPO 对保证水安全具有重要意义。

2.5 DOM 组分 UV_{254} 变化

UV_{254} 常用来表征垃圾渗滤液中碳碳双键、碳氧双键、含苯环类物质及腐植酸类等大分子有机物的变化情况。由表 2 可知, 原水中 UV_{254} 为 $TPI-N > HPO-N > HPO-A > TPI-A > HPI$, 表明 TPI 的芳香性较为明显, 其中 TPI-N 的 UV_{254} 最高。经生化处理后, HPI 和 HPO-A 组分的 UV_{254} 有所上升, 变化趋势与图 6 中变化情况相似, 这可能是在生化过程中溶解性微生物产物的释放导致 UV_{254} 的升高, 而 TPI-N 和 HPO-N 组分的 UV_{254} 有所降低, 变化趋势与相应组分占比变化一致, 其结果也表明微生物在生命活动和自身繁殖中优先利用中性物质, 与前文结论一致。

表 2 DOM 的 5 种组分的 UV_{254} 变化
Tab. 2 Change of UV_{254} of Five Components of DOM

DOM 组分	原水	生化出水	Fenton 出水
HPI	0.018 7	0.025 4	0.011 9
TPI-A	0.046 9	0.053 0	0.013 0
HPO-A	0.168 4	0.230 0	0.140 0
TPI-N	0.550 0	0.540 0	0.275 0
HPO-N	0.290 0	0.104 0	0.101 0

Fenton 氧化后紫外吸收数据显示 HPI 组分中的芳香性物质得到一定程度的去除, 这与图 6 的占比变化结果一致, HPO-A 组分的 UV_{254} 与占比变化的趋势一致, 都有所降低, 表明该组分中所含有的苯环类及含有碳碳不饱和键、碳氧双键的有机物浓度下降。HPI 和 HPO-A 两种组分 UV_{254} 的变化表明其易被 Fenton 氧化去除。TPI-A 组分 UV_{254} 值下降, 与图 6 占比上升的趋势不同, 表明在高级氧化过程中有其他非 TPI-A 类物质转化为 TPI-A 类物质, 但芳香性得到一定程度的降低。HPO-N 组分在 Fenton 氧化后占比有所上升, 而 UV_{254} 变化不大, 表明生化出水中的 HPO-N 组分结构较为稳定较难被氧化分解。TPI-N 的 UV_{254} 有一定程度的降低, 表明

在氧化过程中, 该组分中存在大分子复杂物质分解为简单分子或者是缩聚腐殖质结构转化为非腐殖质和弱芳香族物质, 但也难以得到有效去除。

2.6 DOM 荧光光谱变化

根据 Chen 等^[19]所述渗滤液的 DOM EEFM 的分区可划分为 5 个区域, 其中区 I 与类酪氨酸类蛋白质类物质有关, 其激发波长(E_x)和发射波长(E_m)分别为 200~250、280~330 nm; 区 II 与类色氨酸类蛋白质类物质有关, 其 E_x 和 E_m 分别为 200~250、330~380 nm; 区 III 与类富里酸类物质有关, 其 E_x 和 E_m 分别为 200~250、380~550 nm; 区 IV 与可溶性微生物产物有关, 其 E_x 和 E_m 分别为 >250、280~380 nm; 区 V 与类胡敏酸类物质有关, 其 E_x 和 E_m 分别为 >250、380~550 nm。渗滤液原水、生化出水及 Fenton 出水中 DOM 各个组分 EEFM 图谱如图 7~图 9 所示。

根据原水和生化出水的 EEFM 图谱结果显示, 未分离的原水水样中有两个较强的主峰, 分别位于区 III 的 $E_m/E_x = 450/250$ 区域和区 V 的 $E_m/E_x = 410/325$ 区域, 说明该渗滤液主要含类富里酸类物质和类胡敏酸类物质。其中区 III 主峰峰强度为 255.0, 区 V 的主峰峰强度为 125.0, 表明类富里酸类物质含量明显高于类胡敏酸类物质。经 IASBR 处理后, 出水中区 III 和区 V 两个主峰的荧光面积和荧光强度均有所减弱, 其中类富里酸类物质荧光强度从 255.0 降到 55.0 左右, 类胡敏酸类物质荧光强度从 125.0 降到 29.0 左右, 说明生化处理可以有效地对渗滤液中类富里酸类物质和类胡敏酸类物质进行降解, 且对类富里酸类物质有较强的降解能力。在生化出水的 EEFM 荧光光谱等高线图中, 整体峰型与原水相比变化不大且没有新的峰出现, 说明微生物的新陈代谢产物属于类富里酸类物质和类胡敏酸类物质, 或者是反应周期结束后泥水分离效果较好, 出水中不含或含少量污泥絮体。EEFM 图谱显示生化出水经 Fenton 氧化后, 渗滤液中区 III 和区 V 两个主峰的荧光面积和荧光强度均有所减弱, 其中类富里酸类物质荧光强度从 55.0 降到 1.0 左右, 类胡敏酸类物质荧光强度从 29.0 降到了 0.4 左右。Fenton 氧化可以有效地对渗滤液中类富里酸类物质和类胡敏酸类物质进行降解, 且和生化降解一样对类富里酸类物质有较强的氧化能力。

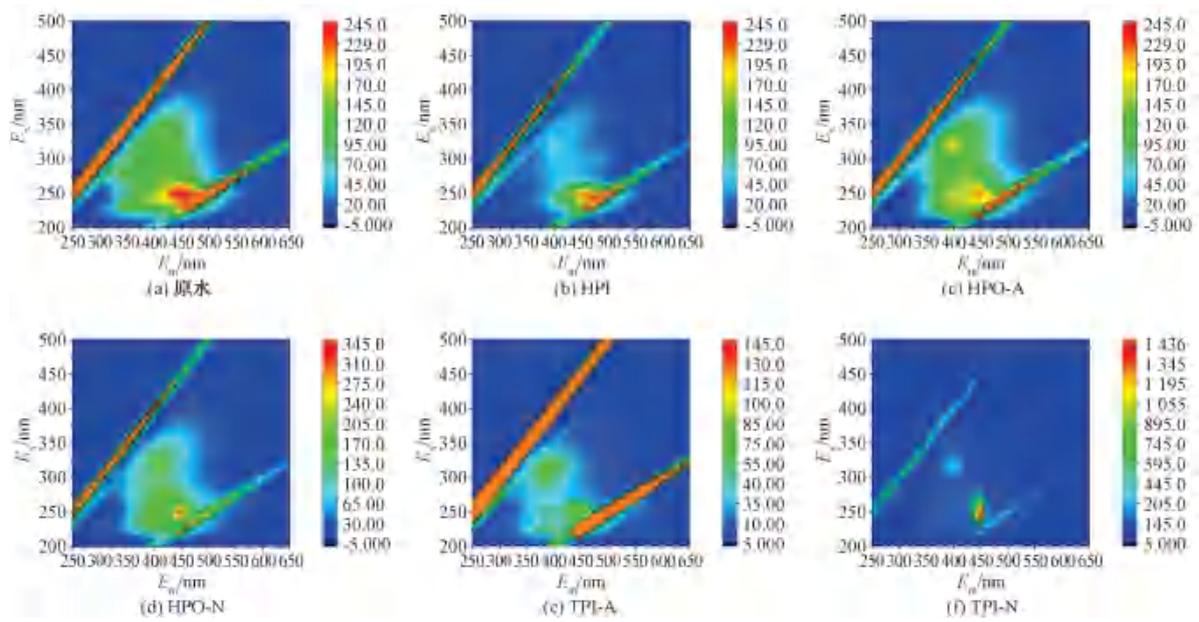


图 7 渗滤液原水三维荧光光谱

Fig. 7 Three-Dimensional Fluorescence Spectrum of Raw Leachate

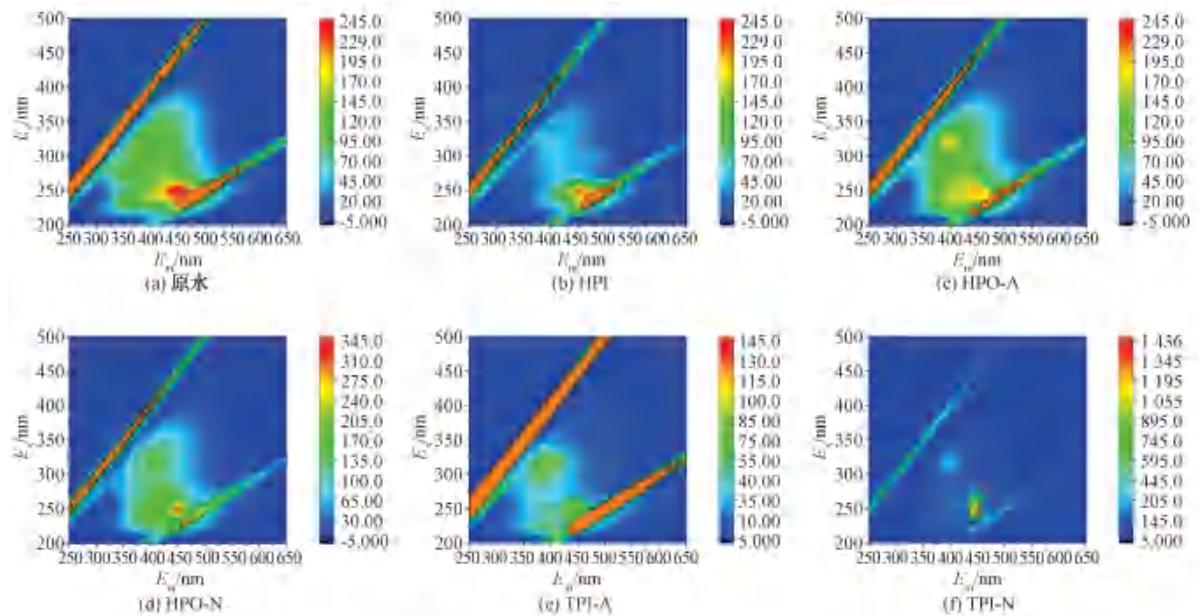


图 8 渗滤液经生化处理后三维荧光光谱

Fig. 8 Three-Dimensional Fluorescence Spectrum of Leachate after Biochemical Process

渗滤液原液经过 IASBR 生物处理后各组分的荧光峰面积和强度都有所降低,其中 HPO-N 的类富里酸类物质荧光强度从 310.0 降到 36.0,类胡敏酸类物质荧光强度从 135.0 降到 27.9;TPI-N 的两个荧光峰也分别从 1 345.0 降到 715.0、从 265 降到 75.0。结合 DOM 中各组分比例和 UV_{254} 的变化,说明此渗滤液中 HPI 最难被微生物降解,其次是 TPI-A 和 HPO-A, HPO-N 和 TPI-N 的去除效果最

佳。生化出水经 Fenton 氧化后各组分的荧光峰面积和强度有所降低。其中 HPI 和 HPO-A 的荧光峰强度降低幅度最大,前者 III 区从 95.0 降到 7.5,后者的两个荧光峰强度也分别从 165.0 降到 40.0,从 131.0 降到 25.0。结果与前文推测一致,在生化出水中 HPO-N 组分最难被 Fenton 氧化,其次是 TPI-A 和 TPI-N,而 HPO-A 比较容易被氧化,HPI 组分最易被氧化。

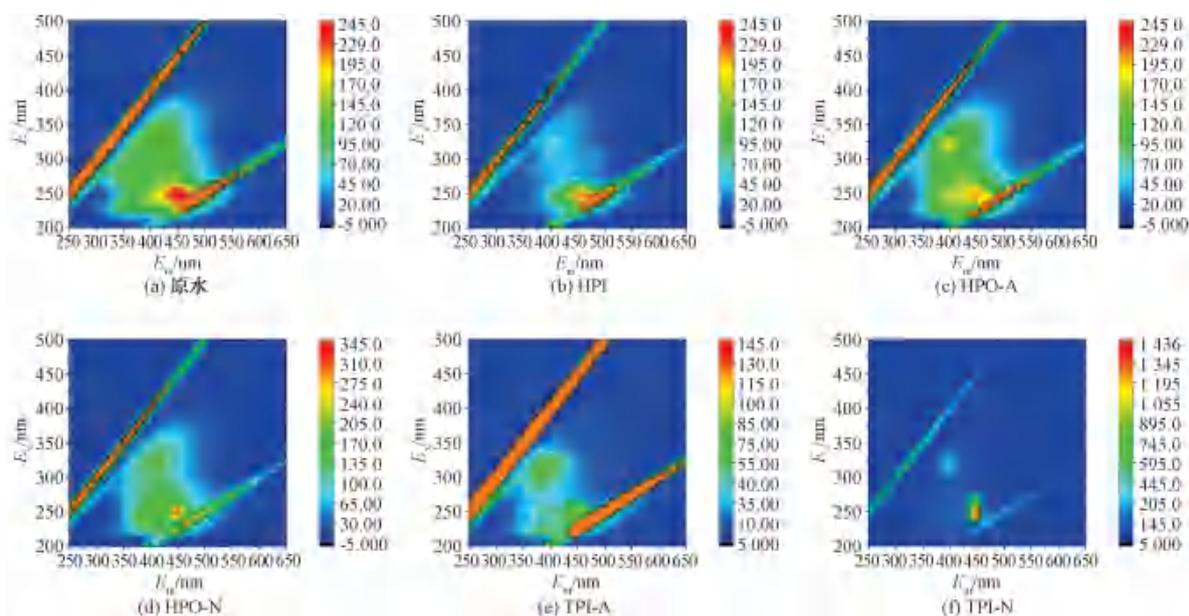


图9 渗滤液经 Fenton 处理后三维荧光光谱

Fig. 9 Three-Dimensional Fluorescence Spectrum of Leachate after Fenton Process

3 结论

间歇曝气在时间上交替形成了厌氧-缺氧-好氧的交替环境,有利于同步硝化反硝化和内源反硝化等多种脱氮途径的发生,其中内源反硝化可去除约 25.0%的总氮。IASBR 对有机物始终维持着较好的去除效果,在反应器进水 COD_{Cr} 质量浓度为 $(1\ 200.0 \pm 50.0)$ mg/L 时,出水 COD_{Cr} 质量浓度为 (450.0 ± 25.0) mg/L,去除率稳定在 60.00% 以上。

渗滤液中可溶性有机物中主要含类富里酸类物质和类胡敏酸类物质,各组分被生物降解的难易程度为 $HPI > HPO-A > TPI-A > HPO-N > TPI-N$,中性物质最易被微生物利用分解。Fenton 氧化能降解 IASBR 生化出水中 85.00% 的难降解物质,可溶性有机物组分中 HPO-N 最难被 Fenton 氧化,其次是 TPI-A 和 TPI-N,而 HPO-A 比较容易被氧化,HPI 最易被去除。

本试验采用 IASBR 串联 Fenton 氧化工艺处理垃圾渗滤液,相比于传统工艺路线既避免了膜浓缩液的产生又节约了占地面积,为处理垃圾渗滤液工艺水平提供了新的思路。

参考文献

[1] AGDAG O N, SPONZA D T. Sequential anaerobic, aerobic/anoxic treatment of simulated landfill leachate [J]. Environmental Technology, 2008, 29(2): 183-197.
 [2] WANG G, CHEN R, HUANG L, et al. Microbial characteristics

of landfill leachate disposed by aerobic moving bed biofilm reactor [J]. Water Science & Technology, 2018, 77(3-4): 1089-1097. DOI: 10.2166/wst.2017.628.

[3] 王凯, 王淑莹, 朱如龙, 等. 改进 SBR 处理垃圾渗滤液深度脱氮的启动与实现 [J]. 东南大学学报(自然科学版), 2013, 43(2): 386-391.
 [4] YANG S, YANG F, FU Z, et al. Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(8): 2369-2374.
 [5] 王凡, 陆明羽, 殷记强, 等. 反硝化-短程硝化-厌氧氨氧化工艺处理晚期垃圾渗滤液的脱氮除碳性能 [J]. 环境科学, 2018, 39(8): 319-325.
 [6] 李忠明, 王淑莹, 苗蕾, 等. 单级 SBR 厌氧/好氧/缺氧处理中期垃圾渗滤液深度脱氮 [J]. 化工学报, 2015, 66(2): 746-752.
 [7] 高新, 蔡斌, 周俊, 等. 水质均衡-外置式 MBR-NF/RO 工艺在长沙市垃圾渗滤液处理工程中的应用 [J]. 给水排水, 2017, 53(10): 58-61.
 [8] MEKY N, FUJII M, TAWFIK A. Treatment of hypersaline hazardous landfill leachate using baffled constructed wetland system; Effect of granular packing media and vegetation [J]. Environmental Technology, 2017, 40(4): 1-37.
 [9] ALZHRANI S, MOHAMMAD A W. Challenges and trends in membrane technology implementation for produced water treatment: A review [J]. Journal of Water Process Engineering, 2014, 4: 107-133. DOI: 10.1016/j.jwpe.2014.09.007.
 [10] ZHAO R, GUPTA A, NOVAK J T, et al. Characterization and treatment of organic constituents in landfill leachates that influence the UV disinfection in the publicly owned treatment works (POTWs) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013,

- 258-259; 1-9. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.04.026.
- [11] 王凯, 武道吉, 陈举欣, 等. SBR 处理渗滤液深度脱氮的影响因素研究[J]. 中国环境科学, 2016, 36(11): 3287-3294.
- [12] 高春娣, 王惟肖, 李浩, 等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 403-409.
- [13] ZHANG H, CHOI H J, HUANG C P. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate [J]. Journal of Hazardous Materials, 2005, 125(1-3): 166-174. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.05.025.
- [14] ZHAO C S, ZHANG J K. Research progress and application on Fenton oxidation technology in wastewater treatment [J]. Environmental Science and Management, 2014, 39(5): 83-87.
- [15] 白轩. 内电解-短程硝化-厌氧氨氧化-芬顿氧化处理垃圾渗滤液研究[D]. 沈阳: 东北大学, 2013.
- [16] 周超, 赵晴, 邱林清, 等. 微波无极灯辅助芬顿法深度处理垃圾渗滤液[J]. 工业安全与环保, 2017, 43(8): 87-90, 102.
- [17] MALCOLM R L, MACCARTHY P. Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water [J]. Environment International, 1992, 18(6): 597-607.
- [18] LIN B, WANG K, ZHAO Q L, et al. Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon in series [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 179(1-3): 1096-1105. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.118.
- [19] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, et al. Fluorescence excitation/emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(24): 5701-5710.

本刊为黑白印刷,文中图7~图9的彩图的彩图可扫描右侧二维码查看电子版。



(上接第 57 页)

产化,妥善处理纳滤系统浓水问题,在研究不同类型水源特征与供水需求基础上,提出针对性较强的纳滤膜选型与系统设计方案,既能满足供水需求,又控制经济成本。

随着纳滤膜技术的日益成熟,社会经济能力的增强,大众生活质量的提升,高品质健康型饮用水的需求日益增强。因此,该技术在饮用水深度处理领域将得到越来越多的特别需求应用,这会成为水厂提标升级改造的重要组合技术选择类型。

参考文献

- [1] 刘文君, 王小伟, 王占生. 饮用水水质标准的发展: 从卫生、安全到健康的理念[J]. 给水排水, 2017, 53(10): 1-3, 61.
- [2] HILAL N, Al-ZOUBI H, DARWISH N A, et al. A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modeling, and atomic force microscopy [J]. Desalination, 2004(3): 281-308.
- [3] 张平允, 殷一辰, 周文琪, 等. 纳滤膜技术在饮用水深度处理中的应用现状[J]. 净水技术, 2017, 36(10): 23-34.
- [4] MOHAMMAD A W, TEOH Y H, ANG W L, et al. Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects [J]. Desalination, 2015, 356: 226-254. DOI: 10.1016/j.desal.2014.10.043.
- [5] 周强. 生活饮用水氯化物处理工艺研究——超滤+纳滤+反渗透技术[J]. 福建建筑, 2019(8): 96-100.
- [6] 中华人民共和国国家海洋局. 纳滤装置: HY/T 114—2008 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [7] 中华人民共和国国家海洋局. 纳滤膜及其元件: HY/T 113—2008 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [8] American Water Works Association. Reverse osmosis and nanofiltration systems for treatment: AWWA B114—2016 [S]. USA, 2016.
- [9] American Water Works Association. Reverse osmosis and nanofiltration manual of water supply practices: AWWA M46—2007 [S]. USA, 2007.
- [10] COSTA A R, PINHO M N D. Performance and cost estimation of nanofiltration for surface water treatment in drinking water production [J]. Desalination, 2006(1-3): 55-65. DOI: 10.1016/j.desal.2005.08.030.
- [11] KUKUCKA M, KUKUCKA N. Groundwater nanofiltration process efficiency improvement with additional concentrate membrane treatment [J]. Hemijska Industrija, 2015, 70: 56-56. DOI: 10.2298/HEMIND150627056K.
- [12] DURAND B L, TINGHIR A, MASEREEL P, et al. Nanofiltration selection for NOM removal: Pilot and full-scale operation [J]. Water Practice & Technology, 2011, 6(2): 1-7.
- [13] MADHURA L, KANCHI S, SABELA M I, et al. Membrane technology for water purification [J]. Environmental Chemistry Letters, 2017, 16(2): 1-23.
- [14] 李艾铎, 朱云杰, 朱昊辰, 等. 纳滤技术在饮用水处理中的应用[J]. 净水技术, 2019, 38(6): 51-56.