

垃圾渗滤液膜滤浓缩液的电化学氧化处理研究^{*}

龚逸 王云海 朱南文[#] 楼紫阳 袁海平

(上海交通大学环境科学与工程学院, 上海 200240)

摘要 垃圾渗滤液的膜滤浓缩液盐度高, 腐殖质含量大, 制约着其进一步的处理处置。借助于电化学在高盐度废水中的氧化能力, 对膜滤浓缩液的电解条件和电解机制进行研究, 发现在电压 10 V、pH=6、极板间距 2 cm 的最佳电解条件下, COD、TN、TP 质量浓度可分别从 4 160、280.2、8.1 mg/L 下降到 1 279、84.6、1.9 mg/L, 去除率分别为 69.3%、69.8%、76.5%。此时膜滤浓缩液中的大分子物质被降解为小分子物质, 而类胡敏酸物质分解为低腐殖化、低缩合度有机物, 出水 BOD₅/COD 从 0.054 升高到 0.106, 提高了 96.3%, 为后续处理奠定了基础。

关键词 垃圾渗滤液 膜滤浓缩液 电化学氧化 分子量分布 荧光光谱分析

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2015.05.003

Advanced treatment of concentrated leachate from membrane filtration using electrochemical process GONG Yi, WANG Yunhai, ZHU Nanwen, LOU Ziyang, YUAN Haiping. (School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240)

Abstract: Concentrated leachate from membrane filtration is a troublesome problem for the landfill management due to its high salt and humus content. Electrochemical process (EC) might be a promising way for the disposal of concentrated leachate because of its high oxidation capacity in high salt wastewater. In this paper, the optimum EC condition for concentrated leachate disposal was investigated, and the electrolytic mechanism was analyzed. It was found that 69.3%, 69.8%, 76.5% of COD, TN, TP was removed under the optimum conditions of electrolysis voltage 10 V, pH 6 and plate distance 2 cm. The initial concentration of COD, TN, TP was decreased from 4 160, 280.2, 8.1 mg/L to 1 279, 84.6, 1.9 mg/L respectively. The molecular weight distribution revealed that large molecular substances were degraded into small ones. Three-dimensional fluorescence spectra indicated that some humic acid-like substances were degradation to low humified ones with low degree of condensation. The BOD₅/COD value of the concentrated leachate increased from 0.054 to 0.106 after treated by EC, which would contribute to the following treatment process.

Keywords: landfill leachate; concentrated leachate from membrane filtration; electrochemical oxidation; molecular weight distribution; three-dimensional fluorescence spectra

垃圾渗滤液是垃圾处理过程的必然产物, 产量大约为垃圾处理量的 20%^[1]。垃圾渗滤液的有效处理是生活垃圾无害化处理的关键。随着《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2008) 的颁布^[2], 我国对垃圾渗滤液的处理提出更严格的要求, 其中要求出水 COD 低于 100 mg/L, 经过多种技术的实验和实践发现^[3-4], 膜技术能稳定实现渗滤液出水 COD<100 mg/L, 成为目前垃圾渗滤液处理的主流方法之一, 但膜技术处理会产生一定的膜滤浓缩液, 膜滤浓缩液产量占垃圾渗滤液体积的 8%~20%^[5], 有些甚至高达 30%~40%。膜滤浓缩液产量大, 转移运输费用高^[6], 可生化性低, 其主要成分

为腐殖质类物质, 呈棕黑色, COD 很高, 并且含有大量金属离子^[7]。膜滤浓缩液的处理方法主要有回流法、蒸馏浓缩等, 但因能耗和成本等问题, 这些方法一直没有得到有效利用。膜滤浓缩液回灌是目前采用的主要手段, 然而随着回灌时间的延长, 大量盐分在填埋堆体中积累, 严重影响了填埋场内的垃圾降解和后续的安全稳定问题^[8]。综上, 如何有效处理被膜截留下的浓缩液已成为一个新的难点^[9]。

电化学氧化法适用于高盐度废水处理, 该方法易于控制、无二次污染, 在电镀、纺织等各类废水处理中得到广泛应用^[10]。近年来, 有学者将电化学氧化法应用于垃圾渗滤液处理, 取得了一定的效果^[11-12]。

第一作者: 龚逸, 女, 1989 年生, 硕士研究生, 主要从事垃圾渗滤液的处理与处置研究。[#] 通讯作者。

^{*} 国家自然科学基金资助项目 (No.41173108); 上海市科委重点项目 (No.13DZ0511603)。

表 1 膜滤浓缩液水质指标
 Table 1 Characteristics of membrane filtration concentrated landfill leachate

项目	COD /(mg·L ⁻¹)	BOD ₅ /(mg·L ⁻¹)	氨氮 /(mg·L ⁻¹)	TN /(mg·L ⁻¹)	TP /(mg·L ⁻¹)
数值	4 160±100	223.5±0.5	21.6±0.1	280.2±0.2	8.1±0.1
项目	硝态氮 /(mg·L ⁻¹)	pH	电导率 (mS·cm ⁻¹)	总溶解性固体 /(g·L ⁻¹)	Cl ⁻ /(mg·L ⁻¹)
数值	132.4±0.2	6.9±0.1	23.1±0.1	21.5±0.2	7 520±100

垃圾渗滤液的膜滤浓缩液含盐量高,特别是 Cl⁻ 质量浓度高达 6 000~10 000 mg/L,在电化学处理过程中可转化为 ClO⁻ 等氧化性物质,能够促进有机物的间接氧化。针对这一特点,本研究尝试采用电化学氧化法处理垃圾渗滤液的膜滤浓缩液,分析了电压、反应时间、pH、极板间距等电化学参数对处理效果的影响,并通过分子量分布、三维荧光光谱等技术对电化学过程进行机制分析,为该技术 在膜滤浓缩液处理中的实际应用提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 膜滤浓缩液水质

垃圾渗滤液的膜滤浓缩液采自江苏省常州市生活废弃物处理中心,是垃圾渗滤液经膜生物反应器(MBR)和纳滤(NF)工艺处理后所得,其水质指标如表 1 所示。由表 1 可见,膜滤浓缩液 COD 含量高,但氨氮含量不高,生化性很低,BOD₅/COD 仅为 0.054。电导率和总溶解性固体含量较高,表明膜滤浓缩液中含有大量无机盐,可在无外加电解质的情况下进行电化学氧化反应。

1.2 实验装置和过程

实验所用的电化学处理装置如图 1 所示。反应槽尺寸为 10 cm×10 cm×10 cm,玻璃制作,阳极和阴极电极板均采用钛涂二氧化钌(Ti/RuO₂)网状极板。电源为 WY 305 型稳压直流电源,最大输出电压和电流分别为 30 V 和 5 A。反应过程中采用六

联磁力搅拌器进行搅拌混合。

将 700 mL 膜滤浓缩液注入电解槽,在设定的实验条件下进行反应,处理后溶液经 0.45 μm 混合纤维素酯微孔滤膜抽滤后,进行其他各项指标的测定分析。

在电化学氧化过程中,电压、反应时间、pH 和极板间距是影响处理效果的几个主要因素^[13-14],实验依次考察了以上因素对 COD、TN、TP 去除率的影响,选取最优反应条件,并对最优条件下处理的膜滤浓缩液进行分子量分布、三维荧光光谱以及可生化性分析,探讨电化学氧化过程中有机物的转化和去除。

1.3 分析方法

pH 采用 PHS-3C 型 pH 计测定;电导率及总盐度采用 MP515-03 型高浓度电导率仪测定;COD、TN、TP 分别采用重铬酸钾法、碱性过硫酸钾消解法和钼锑抗分光光度法测定;氨氮采用纳氏试剂光度法测定;BOD₅采用 BOD Trak™ II (美国,Hach 公司)BOD 分析仪测定;分子量分布采用 Waters 1515 凝胶色谱仪测定;三维荧光测定由 F-7000 型荧光光谱分析仪(日本,Hitachi 公司)完成,采用 150 W 氙弧灯为激发光源,光电倍增管电压为 700 V,分析条件:激发波长 200~600 nm,发射波长 280~660 nm,狭缝宽度 5 nm,响应时间 0.002 s,扫描速度 2 400 nm/min。

2 结果与讨论

2.1 电解条件优化

2.1.1 电压的影响

调节溶液 pH 为 3,极板间距为 3 cm,在不同电压下连续电解 8 h,反应过程中 COD、TN、TP 去除率变化如图 2 所示。

由图 2 可见,随着电压的增大,COD、TN、TP 的去除率总体呈上升趋势。这是因为随着电压的增大,电流相应增加,电解液中的电子数逐渐增多,相应的电化学氧化反应加强,从而加快了有机物的氧化。TN 去除可能源于溶液中氨氮氧化成氮气挥

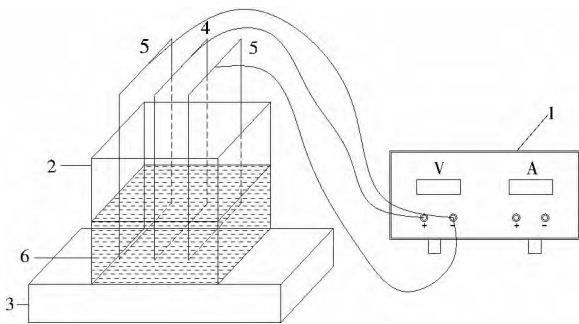


图 1 电化学处理装置
 Fig.1 Schematic diagram of electrochemical process
 1—稳压直流电源;2—电解槽;3—磁力搅拌器;4—阳极电极板;
 5—阴极电极板;6—膜滤浓缩液

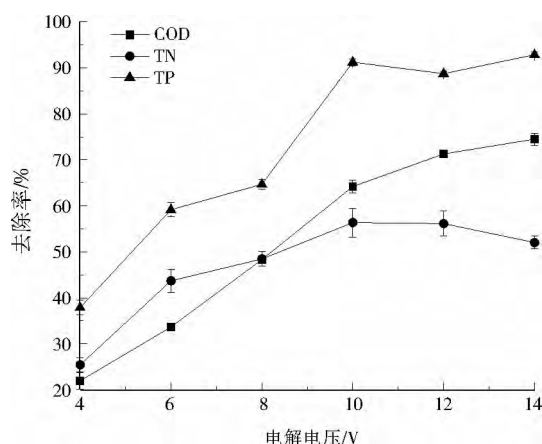


图2 不同电压对 COD、TN、TP 去除率的影响
Fig.2 Effects of different voltages on COD, TN and TP removal efficiencies

发^[15],而磷的去除可能是由于有机磷转化为磷酸根后与溶液中的金属离子沉淀析出实现^[16]。但当电压增加到一定程度以后,几种污染物的去除率增长趋势有所平缓,TN 去除率甚至稍有下降,这是因为过高的电压及电流会导致欧姆热效应、析氧反应等副反应,降低了电能的利用效率^[17]。综合考虑污染物去除率及电能利用效率,选取电解电压为 10 V。

2.1.2 反应时间的影响

控制溶液 pH 为 3,极板间距为 3 cm,电解电压为 10 V,电解进行 2、4、6、8、10、12、24 h,几种污染物的去除率见图 3。

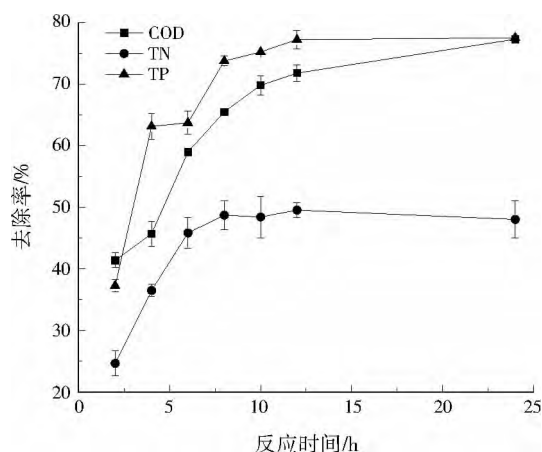


图3 反应时间对 COD、TN、TP 去除率的影响
Fig.3 Effects of reaction times on COD, TN and TP removal efficiencies

由图 3 可见,电解反应前 4 h COD 去除效果不够理想,可能是因为渗滤液中 Cl^- 转化为 ClO^- 等氧化性物质的速度较慢,需要一定的反应时间才能达到理想的氧化性物质浓度,从而产生间接氧化有机物的效果。反应进行 8 h 时 COD 被大量去除,质量浓度由 4 105 mg/L 下降到 1 437 mg/L,去除率达

65.0%,继续延长反应时间对 COD 的去除率增加效果不明显。TN、TP 去除率的变化趋势与 COD 相似,电解 8 h 时 TN、TP 的质量浓度分别从 280.2、8.1 mg/L 下降到 143.9、2.1 mg/L,去除率分别为 48.6%、74.1%,说明被降解的 COD 可能为含 N、P 有机物。综合考虑,选取 8 h 作为电解实验的反应时间。

2.1.3 pH 的影响

控制电解电压为 10 V,极板间距为 3 cm,调节溶液初始 pH 分别为 2~14,电解 8 h,不同 pH 下 COD、TN、TP 去除率变化如图 4 所示。

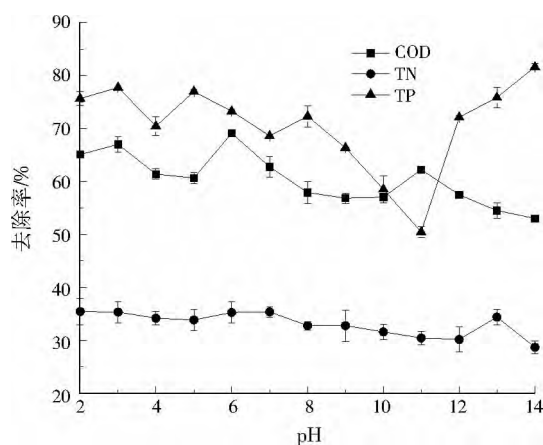


图4 pH 对 COD、TN、TP 去除率的影响
Fig.4 Effects of pH on COD, TN and TP removal efficiencies

由图 4 可见,在酸性条件下 COD、TN 的去除率略高于碱性条件,原因在于电解过程中,阳极会发生析氧反应,消耗电解质而降低氧化有机物的电流效率。酸性和碱性条件下阳极析氧反应式分别见式(1)、式(2),碱性条件下阳极析氧标准电极电位为 0.401 V,低于酸性条件下的标准电极电位(1.229 V),更易发生析氧反应,不利于有机物的电化学降解^[18]。其次,实验发现电化学过程中阴极板上容易结垢,阻碍了电化学反应中的电子传递,影响其氧化有机物的效果,其中碱性条件下的结垢现象比酸性条件下更严重^[19],不利于污染物降解。从图 4 还可看出,pH 大于 11 后 TP 去除率迅速上升,这主要是因为有机磷转化为磷酸根后在碱性环境下发生了沉淀现象而去除。



对不同 pH 环境下电化学处理过程的平均电流密度和处理后膜滤浓缩液的电导率进行分析,计算溶液有效电场强度,结果见图 5。由图 5 可见,酸性

条件下有效电场强度更高,而碱性条件下由于结垢现象降低了有效电场强度。当 $\text{pH}=6$ 时,COD 去除率达到最高 69.1%,TN、TP 的去除率分别达到 35.2%、73.2%,从节省加药成本的角度,选取电解 pH 为 6。

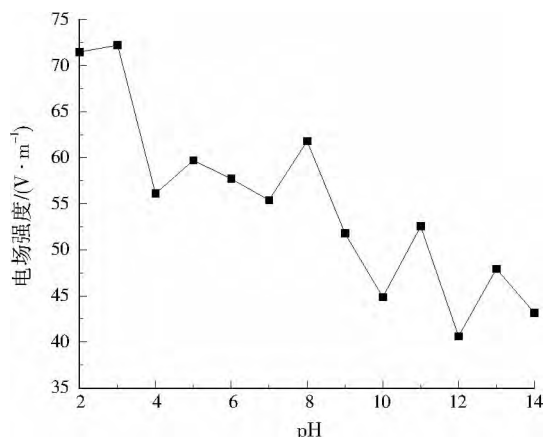


图 5 pH 对有效电场的影响
Fig.5 Effects of pH on effective electric field

2.1.4 极板间距的影响

控制电解电压为 10 V,溶液初始 pH 为 6,调节极板间距分别为 2、3、4 cm,电解 8 h,不同极板间距下 COD、TN、TP 去除率变化如图 6 所示。根据式 (3) 计算污染物的电流效率。

$$ACE = \frac{(c_0 - c_t)FV}{nIt} \times 100\% \quad (3)$$

式中:ACE 为污染物电流效率,%; c_0 为污染物初始质量浓度,mg/L; c_t 为 t 时刻污染物质量浓度,mg/L; F 为法拉第常数, $F=96\,500\text{ C/mol}$; V 为电解液体积,L; n 为污染物当量,mg/mol; I 为电流强度,A; t 为电解时间,s。

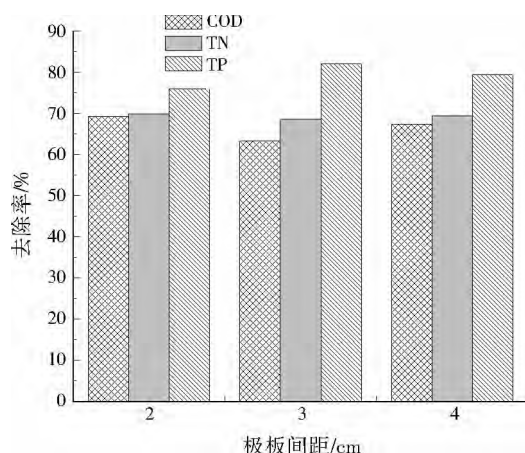


图 6 不同极板间距对 COD、TN、TP 去除率的影响
Fig.6 Effects of different plate distances on COD, TN and TP removal efficiencies

由图 6 可见,极板间距为 2、3、4 cm 时,COD 的

去除率分别为 69.2%、63.2%、67.3%,平均 COD 电流效率分别为 34.3%、31.3%、27.4%,说明极板间距越小越有利于电化学氧化反应。这是因为极板间距越小,极板间电场强度越大,带电离子的迁移速率增大,在极板上放电发生直接氧化反应的几率增大^[20]。另一方面,减小极板间距可缩短对流及扩散传质的距离,增大传质的浓度梯度,强化传质效果,有利于生成 $\cdot\text{OH}$ 、 ClO^- 等物质间接氧化有机物^[21]。3 个极板间距下的 TN 去除率几乎相同,说明极板间距对 TN 的影响不显著。TP 的去除率在极板间距为 3 cm 时略高,因为极板间距过小将导致阳极表面发生钝化现象,降低电解效率;而极板间距过大,则电阻增大,电能消耗提高。极板间距为 2、3、4 cm 时,TN 的电流效率分别为 2.3%、2.3%、1.9%,TP 的电流效率分别为 3.3%、3.3%、2.7%。综合考虑污染物的去除效果及电流效率,选取极板间距为 2 cm,此时电解出水 COD、TN、TP 的质量浓度分别为 1 279、84.6、1.9 mg/L,去除率分别为 69.3%、69.8%、76.5%。

2.2 电解机制分析

2.2.1 膜滤浓缩液分子量分布

对膜滤浓缩液和经最佳电解条件处理后的出水水样进行分子量检测分析,结果如图 7 所示。

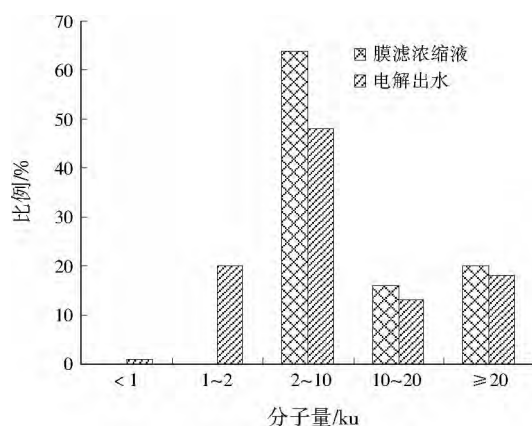


图 7 电解处理前后膜滤浓缩液的分子量分布
Fig.7 Molecular weight distribution of concentrated leachate before and after electrochemical process

由图 7 可见,膜滤浓缩液中物质分子量均在 2 ku 以上,主要分布在 2~10 ku,所占比例达 64% (质量分数,下同)。经电解处理后,2 ku 以上的物质均有不同程度的降低,其中分子量在 2~10 ku 的物质降低幅度最明显,从 64% 降至 48%;而分子量小于 2 ku 物质所占比例明显上升,其中分子量在 1~2 ku 的物质达到 20%,分子量 <1 ku 的物质仅占 1%,说明电化学氧化过程中大分子量物质被氧

化降解为小分子量物质,这与魏晓云等^[22]的研究结果一致。进一步研究发现,膜滤浓缩液经电化学处理后的重均分子量(M_w)与数均分子量(M_n)比值有明显上升(见表 2),说明其聚合物分子量的离散程度增大。由此可知,电化学氧化作用将结构复杂的大分子物质降解成较为简单的小分子物质,增加了小分子量物质的分布比例,从而扩大了膜滤浓缩液分子量的离散度。

表 2 电解处理前后膜滤浓缩液的分子量离散度比较
Table 2 Comparison of molecular weight polydispersity of concentrated leachate before and after electrochemical process

项目	M_n/u	M_w/u	M_w/M_n
膜滤浓缩液	5 480	51 377	9.37
电解出水	3 369	54 762	16.26

2.2.2 三维荧光光谱图分析

膜滤浓缩液电解前后水样的三维荧光光谱见图 8。根据已有的文献报道,可将垃圾渗滤液中有有机物的三维荧光光谱分为 5 个区^[23],每个区的有机物类型和对应的波长范围如表 3 所示。其中类色氨酸物质和类酪氨酸物质主要来源于带苯环的蛋白质及其结构类似物;可溶性微生物降解副产物也来源于蛋白质及其结构类似物,一些酚类化合物也在此处出现荧光峰。

表 3 三维荧光光谱划分
Table 3 Region division of three-dimensional fluorescence spectra

项目	物质类型	激发波长/nm	发射波长/nm
I 区	类色氨酸物质	200~250	280~330
II 区	类酪氨酸物质	200~250	330~380
III 区	类富里酸物质	200~250	>380
IV 区	可溶性微生物降解副产物	>250	330~380
V 区	类胡敏酸物质	>250	>380

结合图 8、表 3 分析发现,电解处理前后膜滤浓缩液中的有机物都与腐殖质类物质有关。类富里酸物质一般在腐化初期形成,而类胡敏酸物质随有机物腐化进程逐步形成。膜滤浓缩液特征峰(峰 1)出现在 V 区类胡敏酸物质的特征峰范围内,可见其腐殖化程度较高,由于类胡敏酸物质分子结构中含有芳香环、杂环和多环化合物,它们由碳链或键桥连接成疏松的网状结构使其具有很强的稳定性,传统氧化方法很难将其降解。膜滤浓缩液在 III 区类富里酸区域内荧光相对较弱;而在 I、II、IV 区域内几乎没有荧光峰,这是由于膜滤浓缩液经 MBR 工艺及被纳滤膜截留后,其中蛋白类易被生物利用的物质已通过生化反应降解。

经电化学处理后,峰 1 明显减弱,说明该特征峰

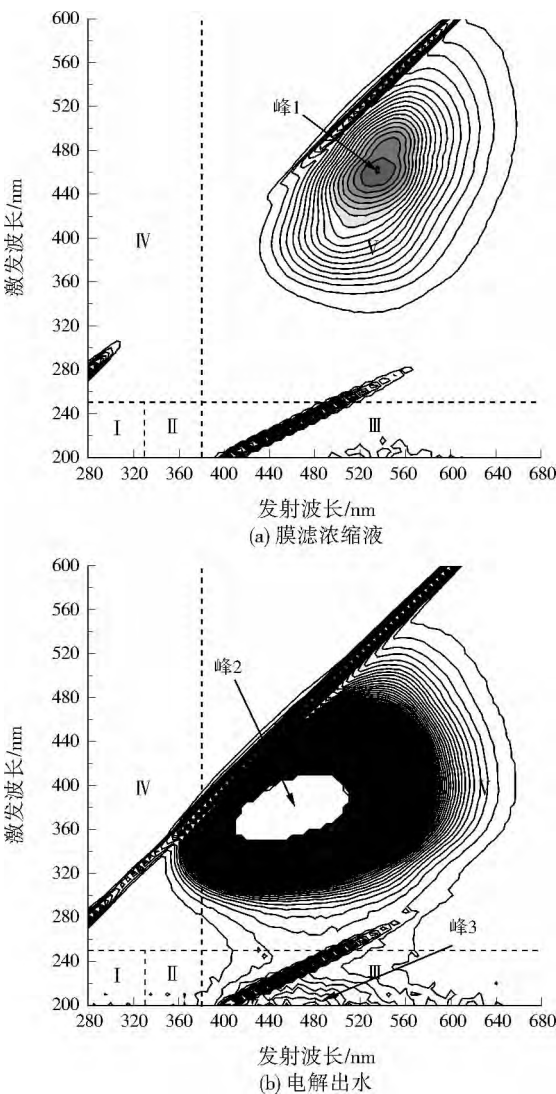


图 8 电解处理前后膜滤浓缩液的三维荧光光谱
Fig.8 Three-dimensional fluorescence spectra of concentrated leachate before and after electrochemical process

对应的类胡敏酸物质被部分降解;而在激发波长 385 nm,发射波长 460 nm 附近出现另一明显的荧光峰(峰 2),也属于类胡敏酸物质的荧光峰范围内,但相比于峰 1,其发射和激发波长都有所缩短,说明芳香环减少、长链结构中对位键减少、线性环状结构向非线性环状结构转化、芳烃类化合物缩合度降低、腐殖化程度也相对降低^[24-25]。此外,在类富里酸物质区域内出现了较弱的荧光峰(峰 3),一般相较于胡敏酸,富里酸的分子量要小些,且离散度更大,这也印证了分子量分布观测到的结果。

2.2.3 膜滤浓缩液可生化性分析

电解处理前后膜滤浓缩液可生化性比较见表 4。由表 4 可见,经电化学处理后,膜滤浓缩液的 BOD₅/COD 由原来的 0.054 上升到 0.106,提高了 96.3%。这是由于电化学过程将一些生物难以利用

的大分子物质转化为生物可利用的小分子有机物,提高了可生化性。尽管电化学处理后生化性得到了极大提高,但因膜滤浓缩液中污染物主要为生物难降解的物质,可生化性仍极低,故经电化学处理后仍不能满足直接生化处理的要求,进一步降低 COD 浓度还需与其他处理工艺进行互补。

表 4 电解处理前后膜滤浓缩液可生化性比较
Table 4 Comparison of the biodegradability of concentrated leachate before and after electrochemical process

指标	COD /(mg · L ⁻¹)	BOD ₅ /(mg · L ⁻¹)	BOD ₅ /COD
膜滤浓缩液	4 160	223.8	0.054
电解出水	1 360	143.6	0.106

3 结 论

(1) 电化学处理垃圾渗滤液的膜滤浓缩液,在电压为 10 V, pH=6, 极板间距为 2 cm 的最佳电解条件下, COD、TN、TP 可分别从 4 160、280.2、8.1 mg/L 下降到 1 279、84.6、1.9 mg/L, 去除率分别为 69.3%、69.8%、76.5%。然而电化学处理时间相对较长, 后续研究可以通过投加电解质来加快电化学氧化过程, 缩短反应时间。

(2) 膜滤浓缩液的分子量检测结果显示, 电化学处理将膜滤浓缩液中的大分子物质降解为小分子物质。根据三维荧光光谱分析, 膜滤浓缩液中的主要污染物为类胡敏酸物质, 电解处理后降解为低腐殖化、低缩合度有机物。

(3) 电化学处理将膜滤浓缩液的 BOD₅/COD 由 0.054 提升到 0.106, 改善了其生化性, 但尚不能满足直接进行生化处理的要求。

参考文献:

[1] 楼紫阳, 李鸿江, 赵由才. 渗滤液难降解物质物化性质研究[J]. 环境化学, 2011, 30(1): 293-299.
[2] GB 16889—2008, 生活垃圾填埋场污染控制标准[S].
[3] CAMPAGNA M, CAKMAKCI M, YAMAN F B, et al. Molecular weight distribution of a full-scale landfill leachate treatment by membrane bioreactor and nanofiltration membrane[J]. Waste Management, 2013, 33(4): 866-870.
[4] 闵海华, 杜昱, 刘淑玲, 等. MBR/RO 工艺处理垃圾渗滤液[J]. 中国给水排水, 2010, 26(4): 64-66.
[5] 黄晓军, 孟了, 陈石, 等. MBR-NF 工艺处理垃圾渗滤液中试研究[J]. 水处理技术, 2011, 37(4): 115-117.
[6] NTAMPOU X, ZOUBOULIS A I, SAMARAS P. Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates[J]. Chemosphere, 2006, 62(5): 722-730.
[7] 张龙, 李爱民, 吴海锁, 等. 混凝沉淀—树脂吸附—Fenton 氧化

工艺处理垃圾渗滤液膜滤浓缩液[J]. 环境污染与防治, 2009, 31(3): 16-20.
[8] 赵春霞, 顾平, 张光辉. 反渗透浓水处理现状与研究进展[J]. 中国给水排水, 2009, 25(18): 1-5.
[9] WANG Yujue, LI Xinyang, ZHEN Limin, et al. Electro-Fenton treatment of concentrates generated in nanofiltration of biologically pretreated landfill leachate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 229/230: 115-121.
[10] RADHA K V, SRIDEVI V, KALAIVANI K. Electrochemical oxidation for the treatment of textile industry wastewater[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(2): 987-990.
[11] DENG Yang, ENGLEHARDT J D. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment[J]. Waste Management, 2007, 27(3): 380-388.
[12] 杨继东, 赵勇胜, 董军, 等. 电化学氧化预处理垃圾渗滤液的可行性研究[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(12): 7-8, 25.
[13] CHAPLIN B P, SCHRADER G, FARRELL J. Electrochemical destruction of N-nitrosodimethylamine in reverse osmosis concentrates using Boron-doped diamond film electrodes[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(11): 4264-4269.
[14] TURRO E, GIANNIS A, COSSU R, et al. Electrochemical oxidation of stabilized landfill leachate on DSA electrodes[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 190(1/2/3): 460-465.
[15] 常杰云, 李定龙. PbO₂/Ti 阳极电化学氧化法处理垃圾渗滤液[J]. 江苏工业学院学报, 2007, 19(3): 25-28.
[16] MOOK W T, CHAKRABARTI M H, AROUA M K, et al. Removal of total ammonia Nitrogen (TAN), nitrate and total organic Carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: a review[J]. Desalination, 2012, 285: 1-13.
[17] TRAN N, DROGUI P, BLAIS J F, et al. Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment[J]. Separation and Purification Technology, 2012, 95: 16-25.
[18] 陈延禧. 电解工程[M]. 天津: 天津科学技术出版社, 1993: 39-40.
[19] 褚衍洋, 徐迪民. 铁促电解深度处理填埋场渗滤液的研究[J]. 环境科学, 2007, 28(8): 1710-1714.
[20] 王程远, 胡翔, 李毅, 等. 电化学氧化法处理高浓度氨氮废水的研究[J]. 工业用水与废水, 2008, 39(3): 59-61.
[21] 代晋国, 宋乾武, 戴建坤, 等. Cl⁻ 对电化学氧化垃圾渗滤液效率的影响[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(2): 1-5.
[22] 魏晓云, 夏鹏飞, 李昂臻, 等. 强化混凝—光电氧化组合工艺深度处理垃圾渗滤液膜滤浓缩液[J]. 环境工程学报, 2012, 6(9): 3040-3046.
[23] 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.
[24] 傅平青, 刘丛强, 尹祚莹, 等. 腐殖酸三维荧光光谱特性研究[J]. 地球化学, 2004, 33(3): 301-308.
[25] 何小松, 席北斗, 魏自民, 等. 堆放垃圾渗滤液水溶性有机物的荧光特性[J]. 中国环境科学, 2010, 30(6): 752-757.

编辑: 丁 怀 (修改稿收到日期: 2014-12-10)