

# MBR 中污泥的内源消化性能及 EPS 转化特征解析

胡以松, 王晓昌, 孙琪媛, 杨媛

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

**摘要:**膜生物反应器(MBR)具有污泥产量少等众多优点,同时也存在着污泥沉降性能及脱水性能差、剩余污泥难于处理的问题。为此,采用2种生物技术(好氧消化和好氧/缺氧消化)处理MBR工艺剩余污泥,研究污泥的内源消化性能及胞外聚合物(EPS)的转化特征。结果表明:在常温条件下,好氧/缺氧消化20 d时MLVSS降解率可达到50%,比好氧速率(SOUR)降低到 $1.5 \text{ mgO}_2/\text{gMLVSS} \cdot \text{h}$ 以下,完全能够满足污泥稳定处理的要求,同时比好氧消化节约曝气能耗。EPS的组分化学分析发现污泥消化后EPS中蛋白质、多糖和DNA的含量明显增加,表明消化过程中活性污泥的裂解导致胞内物质的释放,促进了EPS含量的增加与转化。同时,红外光谱、三维荧光光谱及凝胶渗透色谱的分析结果认为,溶解性胞外聚合物(SEPS)与结合性胞外聚合物(BEPS)均以蛋白质、多糖、富里酸和腐植酸等组成,随着污泥的消化,BEPS增加且逐渐转化为SEPS,并导致类富里酸、类腐植酸等难降解有机物的积累和类蛋白质的降解;污泥消化前后SEPS分子量分布变化明显,呈现分子量减小的趋势,而BEPS分子量分布范围变化不大,主要表现为有机物浓度的显著增加。

**关键词:**膜生物反应器;胞外聚合物;三维荧光光谱;污泥消化;分子量分布

中图分类号:

文献标志码: A

文章编号: 1006-7930(2017)03-0437-06

## Variation characteristics of EPS and endogenous digestion performance of surplus sludge from MBR process

HU Yisong, WANG Xiaochang, SUN Qiyuan, YANG yuan

(School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an Univ. of Arch. & Tech., Xi'an 710055, China)

**Abstract:**MBRs show many advantages over conventional activated sludge system, including less excess sludge production, but also face some problems, such as hard to dispose of the surplus sludge due to its poor settling and dewatering ability. With this in mind, two sludge treatment technologies, namely aerobic digestion reactor and aerobic/anoxic intermittent digestion reactor were applied for the digestion of sludge from the MBR system to investigate the performance of the biological digestion processes and EPS variation characteristics during batch tests. The results indicated MLVSS removal efficiency could reach 50% and SOUR (specific oxygen utilization rate) decreased to below  $1.5 \text{ mg/g} \cdot \text{h}$  after 20 days' aerobic/anoxic digestion, which meant that the aerobic/anoxic digestion could meet the requirement of sludge stabilization and save more energy cost compared to aerobic digestion. Through chemical analysis of EPS components content, it was found that the content of proteins, polysaccharides and DNA showed significant increase, indicating large amount of biomass decay and the release of cellular substances after sludge digestion. The infrared spectroscopy (IR), three dimensional excitation-emission matrix (EEM) fluorescence spectroscopy and gel permeate chromatography (GPC) were used to characterize EPS. SEPS and BEPS both consisted of proteins, polysaccharides, fulvic acid and humic acid. With the digestion of sludge and cell lysis, BEPS increased and transformed to SEPS, which induced the accumulation of fulvic acid and humic acid and the degradation of proteins. After digestion, the change of molecular weight distribution of SEPS was more obviously than BEPS, and the molecular weight of SEPS showed a decrease tendency.

**Key words:**membrane bioreactor (MBR); extracellular polymeric substances (EPS); excitation-emission matrix (EEM) fluorescence spectroscopy; sludge digestion; molecular weight distribution

MBR 是将生物处理工艺与高效膜分离过程相结合的新型高效污水处理技术,已广泛应用于市

政污水和工业污水的处理与回用<sup>[1]</sup>,具有污泥产量少等系列优点,同时也在应用过程中也存在着剩余

收稿日期: 2016-05-14

修改稿日期: 2017-05-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51508450); 中国博士后科学基金资助项目(2015M582760XB); 水体污染控制与治理科技重大专项基金资助(2013ZX07310-001); 陕西省污水处理与资源化科技创新团队基金资助项目(2013KCT-13)

作者简介: 胡以松(1986—),男,博士,主要从事 MBR 污水处理技术方向的研究。E-mail: jeffsion414@163.com

污泥沉降性能、脱水性能差和难于处理的问题<sup>[2]</sup>。随着 MBR 工艺的应用日益广泛,产生的剩余污泥的减量化和稳定化处理至关重要。

剩余污泥的生物处理方法应用广泛且具有很好的优点,常用的生物处理方法包括厌氧消化、好氧消化和好氧/缺氧消化等<sup>[3-4]</sup>。对于污泥厌氧消化,具有良好的有机物降解率和可以能量回收等优点,同时面临着结构复杂、维护管理难等问题<sup>[5]</sup>。污泥好氧消化实质上是污泥中的微生物有机体进行内源代谢的过程,在好氧条件下,活性污泥中的微生物有机体自身氧化分解,使污泥得到稳定。由于好氧消化具有运行管理方便、操作灵活、投资低、处理不易失败等优点,因而对于处理量较小的污水处理厂是一种有效实用的污泥稳定方法<sup>[6]</sup>。传统的好氧消化曝气时间长,能耗大,而且运行过程中由于硝化作用消耗碱度,导致反应器中 pH 下降,影响处理效果<sup>[7]</sup>。在好氧消化反应器内引入缺氧反硝化过程,形成一种新型的好氧/缺氧消化工艺,可以利用缺氧段反硝化作用所产生的碱度,可以起到缓冲作用,防止反应器中 pH 下降<sup>[8]</sup>。

针对 MBR 工艺中剩余污泥生物处理技术还有待于深入系统研究的现状,本文采用好氧/缺氧消化和好氧消化技术进行对比试验,研究了 MBR 工艺剩余污泥消化过程中污泥的降解特性及 EPS 变化特征,探讨了污泥消化的机制。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 实验装置

污泥消化试验由 2 个 5 L 的有机玻璃反应器及空气泵、搅拌器等组成。采用空气泵和砂头进行微孔曝气,通过搅拌器保证污泥混合均匀。污泥好氧消化试验中,持续曝气和搅拌。污泥好氧/缺氧消化试验由自控装置来实现曝气设备的交替启闭,可使反应器交替处于好氧和缺氧状态。

### 1.2 污泥的来源及特性

污泥取自西安市某污水处理厂的剩余污泥排放,该污水处理厂采用 A<sup>2</sup>O-MBR 工艺处理生活污水,设计处理水量为 2 000 m<sup>3</sup>/d。该污泥 pH 为 7.23,混合液悬浮固体(MLSS)浓度为 5.6 g/L,其中混合液挥发性悬浮固体(MLVSS)浓度为 3.8 g/L,MLVSS 与 MLSS 的比值接近 0.7。污泥上清液中各项指标为:COD 为 146 mg/L, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 为 0.32 mg/L, TN 为 20.91 mg/L, TP 为 2.13 mg/L。

### 1.3 运行条件及操作方式

试验中采用 2 组反应器进行 MBR 工艺剩余污泥好氧消化和好氧/缺氧消化的对比试验。因污泥好氧/缺氧消化中发生的反硝化为内源反硝化,速度较慢,故好氧/缺氧消化采用好氧曝气 12 h,缺氧搅拌 12 h 交替运行的方式。常温下污泥好氧消化的污泥停留时间一般为 15~20 d,故选择 20 d 作为一个完整的消化周期。将接种污泥平均分到两组反应器中,常温(约 20 ℃)条件下运行,曝气量为 0.2 m<sup>3</sup>/h。2 组反应器除曝气不同外,其他运行条件一致。

### 1.4 测试方法

污泥样品测试指标有:pH, MLSS, MLVSS 和粘度等。污泥样品在 6 000 r/min 的条件下离心 10 min,经 0.45 μm 滤膜过滤后,取上清液分析 COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TN 和 TP 等指标,各指标按标准方法进行测定<sup>[10]</sup>。pH 用 PHS-3C 型 pH 计测定。SOUR 用来表征活性污泥中微生物的活性。

EPS 可以分为 SEPS 和 BEPS,提取方法如下:取 25 mL 污泥混合液,4 ℃下 6 000 r/min 离心 10 min,取上清液经 0.22 μm 滤膜过滤,滤液即为 SEPS;剩余的污泥加缓冲液至原体积并振荡混匀,于 60 ℃条件下提取 30 min,然后振荡 2 h,10 000 r/min 下离心 30 min 后,将上清液经 0.22 μm 的滤膜过滤,滤液即为 BEPS<sup>[10]</sup>。EPS 总量以蛋白质、多糖、核酸含量之和来表征,蛋白质含量的测定采用 Folin-酚试剂法<sup>[11]</sup>;多糖含量的测定采用蒽酮法<sup>[12]</sup>;DNA 的含量用二苯胺显色法来测定<sup>[13]</sup>。

傅里叶变换红外光谱仪(IR Prestige-21, Shimadzu, Japan)用来定性分析 EPS 的有机物结构。采用 KBr 压片法,KBr 与样品 100:1 混匀压片,在 4 000 cm<sup>-1</sup>到 400 cm<sup>-1</sup>范围内进行光谱扫描,得到 FTIR 光谱图。

采用三维荧光光谱仪(FP-6500 spectrofluorometer, Jasco, Japan)分析 EPS 中的荧光物质。激发光谱扫描范围为 220~450 nm,发射光谱扫描范围为 220~550 nm,扫描步长均为 5 nm。其中 X 轴代表发射波长,Y 轴代表激发波长,另外一维代表荧光强度。

试验中有机物分子量分布采用凝胶过滤色谱 GFC 进行检测。岛津液相色谱仪(HPLC)由高压泵(LC-20AT, Shimadzu, Japan),柱温箱(CTO-20A, Shimadzu, Japan),示差折光检测器(RID-10A, Shi-

madzu, Japan), 凝胶色谱柱(OH pak SB-806 HQ, Shodex, Japan)组成. 检测条件如下: 柱温箱恒定在 40 ℃, 以超纯水为流动相, 流速为 1.0 mL/min.

2 结果与讨论

2.1 污泥的内源消化性能

MBR 工艺剩余污泥的好氧消化与好氧/缺氧消化特性如表 1 所示. 通常的污泥稳定的定量评价指标主要包括 MLVSS 的降解率和消化污泥的比好氧速率(SOUR). 当 MLVSS 去除率达到 38% 以上和(或)SOUR 降低到 1.0~1.5 mgO<sub>2</sub>/gMLVSS·h 以下时, 可以认为污泥已经达到稳定<sup>[5]</sup>. 试验中好氧消化 MLVSS 降解率为 42%, 而好氧/缺氧消化则达到了 50%, SOUR 都降到了 1.5 mgO<sub>2</sub>/gMLVSS·h 以下, 而好氧/缺氧消化的效果高于单纯的好氧消化, 这与文献中的报道一致<sup>[14]</sup>. 上清液 COD 显著降低, 表明微生物对有机物的有效降解; 氨氮变化不大, 始终低于 1 mg/L, 并未出现积累现象, 说明硝化细菌的活性未受到显著影响; 随着污泥内源代谢的进行, 细胞的裂解及细胞物质的释放, 含氮有机物也同时被释放出去, 这也是好氧消化工艺污泥上清液 TN 持续增加的原因, 而好氧/缺氧消化由于缺氧段的引入, 强化了反硝化菌的内源碳代谢, 将硝氮转化为 N<sub>2</sub><sup>[15]</sup>, 因此上清液 TN 浓度变化不大. 好氧/缺氧消化的重要优点就是, 通过反硝化补充碱度, 维持 pH 稳定, 试验中好氧/缺氧消化反应器 pH 持续增加最终到达 7.8, 好氧消化反应器由于只有进行硝化反应 pH 出现明显降低.

表 1 污泥内源消化性能

Tab. 1 Performance of sludge endogenous digestion processes

参数	接种 污泥	好氧消 化 20 d	好氧/缺氧 消化 20 d
MLSS/mg · L <sup>-1</sup>	5 635	3 170	2 725
MLVSS/mg · L <sup>-1</sup>	3 805	2 225	1 915
SOUR/mgO <sub>2</sub> · (gMLVSS · h) <sup>-1</sup>	6.9	1.1	1.4
COD/mg · L <sup>-1</sup>	145.7	38.6	33.5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N /mg · L <sup>-1</sup>	0.32	0.12	0.14
TN/mg · L <sup>-1</sup>	20.9	122.6	34.9
TP/mg · L <sup>-1</sup>	2.1	13.0	11.0
pH	7.23	6.7	7.8

2.2 污泥内源消化的 EPS 转化特征

2.2.1 EPS 组分浓度的变化

胞外聚合物(EPS)是污泥絮体的重要组成部分, 同微生物细胞相互交织构成拥有聚合网状结构的污泥絮体, 它与众多的污泥特性密切相关, 比如絮凝性能、沉降性能及脱水性能等. EPS 是由蛋白质、多糖、DNA 和腐植酸等组成的复杂混合物, 通常可分为分散于混合液中的 SEPS 和与絮体相结合的 BEPS. 因此可以认为 EPS 特性的变化与污泥消化过程密切相关, 反映细胞的裂解情况, 研究 EPS 特性有助于更好的理解污泥消化的机理. 污泥消化过程中 EPS 及其组分浓度的变化如表 2 所示, 蛋白质和多糖是 EPS 的主要成分, 蛋白质含量高于多糖. SEPS 与 BEPS 各组分及总量都随着消化时间延长而增加, 呈现出积累的趋势. 对于 SEPS, 好氧/缺氧消化与好氧消化相比蛋白质和多糖浓度低, DNA 含量高; 对于 BEPS, 三种组分的含量, 好氧/缺氧消化基本都比好氧消化要高. 推测好氧/缺氧消化过程中有更多的微生物细胞破碎, 导致更多的胞内物质的释放, 首先形成 BEPS, 故其含量高于好氧消化过程; 而后 BEPS 释放到污泥悬浮液中以 SEPS 的形式存在, 由于缺氧环境有利于某些特异性的有机物水解, 产物能够被当做碳源被微生物利用, 导致主要组分蛋白质与多糖的浓度低于好氧消化过程.

表 2 EPS 组分含量变化

Tab. 2 Components concentration of EPS in sludge samples

污泥样品		蛋白质	多糖	DNA	总含量
接种污泥	SEPS	5.01	3.08	0.43	8.52
	BEPS	17.59	4.94	5.25	27.78
好氧消化 7 d	SEPS	8.0	5.92	0.54	14.46
	BEPS	31.24	7.36	9.19	47.79
好氧/缺氧 消化 7 d	SEPS	5.66	4.16	1.01	10.83
	BEPS	33.44	7.81	10.07	51.32
好氧消化 20 d	SEPS	11.58	7.55	0.75	19.88
	BEPS	26.24	8.51	9.9	44.65
好氧/缺氧 消化 20 d	SEPS	9.16	6.95	1.61	17.72
	BEPS	34.08	8.09	10.52	52.69

注: 表中数值单位均为 mg/gMLVSS.

2.2.2 EPS 的红外光谱分析

FTIR 光谱能够反映有机官能团的分布情况, 广泛应用于有机物结构的定性分析. 其中 3 421 cm<sup>-1</sup>

附近的吸收峰源于 O-H 的伸缩振动,  $2\,932\text{ cm}^{-1}$  附近的吸收峰是 C-H 的伸缩振动引起的<sup>[16]</sup>.  $1\,653\text{ cm}^{-1}$  与  $1\,558\text{ cm}^{-1}$  附近的两个峰代表蛋白质二级结构酰胺 I 和 II,  $1\,300\sim 1\,500\text{ cm}^{-1}$  的吸收峰表明含有甲基,  $1\,000\text{ cm}^{-1}$  附近的一个较宽广的峰表明有多糖类物质的存在,  $600\sim 900\text{ cm}^{-1}$  之间为指纹区, 证明有不饱和键或苯环的存在<sup>[17]</sup>. 对比接种污泥的 SEPS 与 BEPS 发现两者的 FTIR 光谱有较大的差别, 主要含有蛋白质、多糖, 同时有少量的腐植酸和芳香类化合物, 但可能是各种物质的种类

及相对含量的不同引起光谱图存在显著的差别. 通过红外光谱图可以发现污泥消化前后 SEPS 变化显著, 酰胺 I 峰和腐植酸峰依然存在, 酰胺 II 峰消失, 多糖类峰强度明显降低,  $600\sim 900\text{ cm}^{-1}$  之间为指纹区的峰减少, 表明好氧消化、好氧/缺氧消化过程确实促进了 SEPS 的降解与微生物的利用. 从污泥消化前后 BEPS 的图谱可以看出, 主要的吸收峰依然存在只是峰形变窄, 两种消化过程结束时的红外图谱非常相似, 表明消化过程促进了污泥中微生物的裂解及胞内物质的释放.

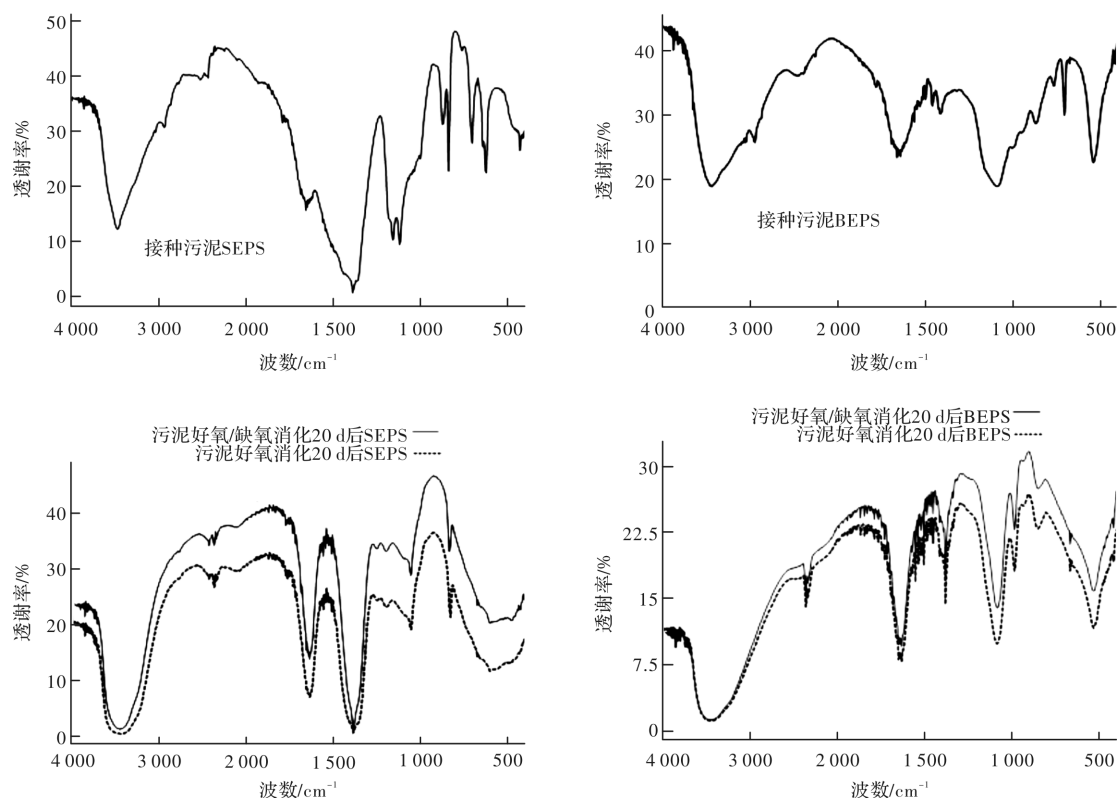


图1 EPS的红外光谱图

Fig. 1 FTIR spectra of EPS

### 2.2.3 EPS的EEM光谱分析

污泥消化前后 EPS 的 EEM 光谱图如图 2 所示, 它主要反映了 EPS 中具有荧光特性有机物的变化情况. 根据 EEM 光谱图中荧光物质的分类方法可知<sup>[18]</sup>, 污泥消化前后 SEPS 与 BEPS 都由类富里酸、类腐植酸和类蛋白质组成, 但是变化趋势不同. 两种消化工艺污泥消化结束后 SEPS 中类富里酸、类腐植酸荧光强度显著增强, 好氧/缺氧消化略低于好氧消化, 试验结果表明该两类物质与微生物代谢产物相关, 因其具有难降解特性, 故在混合液中持续积累. 对于 BEPS, 污泥消化后类蛋白质和

类腐植酸依然是其主要组分, 好氧消化 BEPS 中类富里酸荧光强度很低, 而好氧/缺氧消化类富里酸荧光强度很高, 这与 SEPS 的变化趋势相反. SEPS 可以被微生物水解利用, SEPS 与 BEPS 之间存在着动态平衡关系, BEPS 可以转化为 SEPS<sup>[19]</sup>, 由于好氧/缺氧消化促进 SEPS 的水解与利用, 也促进了 BEPS 向 SEPS 的转化, 通过上述的假设可以解释因此各物质的浓度低于好氧消化过程; 对于 BEPS 来说, 好氧/缺氧消化会产生更多的 BEPS, 可能由于受 BEPS 转化速率的限制等影响, 表现出好氧/缺氧消化 BEPS 各物质的荧光强度高于好氧消化.

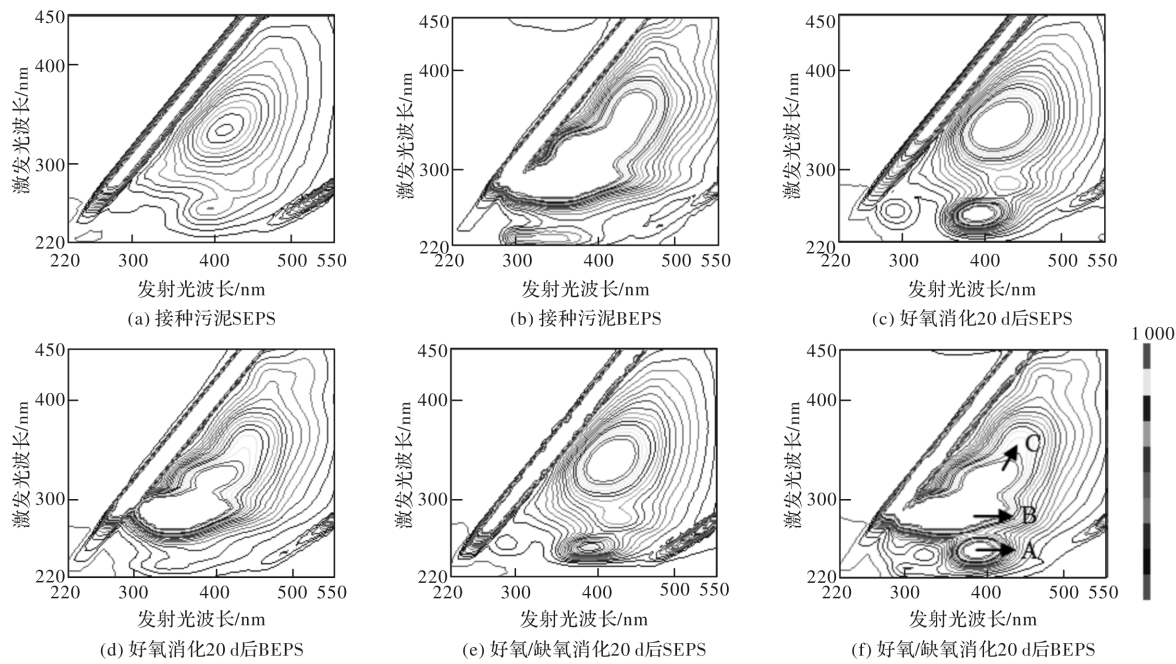


图 2 EPS 的 EEM 图

Fig. 2 EEM spectra of EPS

表 3 污泥 EPS 的荧光光谱参数

Tab. 3 Fluorescent parameters of EPS in sludge samples

荧光峰特性	峰 A	峰 B	峰 C
接种污泥 SEPS	255/400 (286)	290/350 (264)	335/415 (740)
接种污泥 BEPS	—	290/350 (999)	350/440 (999)
污泥好氧消化 20 d 后 SEPS	250/390 (999)	250/390 (158)	340/430 (999)
污泥好氧消化 20 d 后 BEPS	—	290/350 (999)	325/415 (999)
污泥好氧/缺氧消化 20 d 后 SEPS	250/395 (780)	255/290 (91)	340/430 (999)
污泥好氧/缺氧消化 20 d 后 BEPS	250/390 (999)	290/350 (999)	330/425 (999)

注：峰 A(类富里酸物质)，(240~270)/(370~440)nm；峰 B(类蛋白质物质)，(260~290)/(300~350)nm；峰 C(类腐植酸物质)，(260~400)/(380~510)nm；括号中的值为荧光强度。

2.2.4 EPS 的分子量分布变化

污泥消化前后 EPS 分子量分布的变化如图 3 所示，接种污泥 SEPS 分布在 10~1 000 kDa 之间，而 BEPS 分布范围很广从 0.1~1 000 kDa，1 kDa 左右分布的最集中。随着消化过程的进行，

消化结束时，SEPS 分子量分布的更加广泛(好氧消化为 0.1~1 000 kDa、好氧/缺氧消化为 1~1 000 kDa)，且浓度显著增加，两种消化过程比较发现，好氧/缺氧消化促进了分子量小于 1 kDa 的有机物降解，主要的降解作用体现在小分子有机

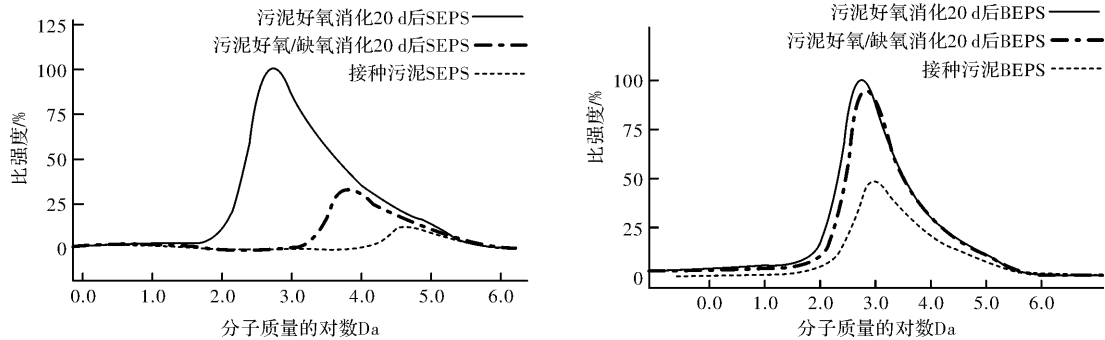


图 3 EPS 的分子量分布

Fig. 3 Molecular weight distribution of EPS

物(0.1~1 kDa)的利用上. 污泥消化前后 BEPS 分子量分布范围变化不大, 只是表现出浓度的增加, 接种污泥、好氧消化、好氧/缺氧消化污泥的分子量分布范围均在 0.1~1 000 kDa, 两种工艺比较发现好氧消化 EPS 分子量分布略微向小分子量方向偏移, 好氧/缺氧消化过程 BEPS 分子量大于 1 kDa 的部分略大于好氧消化过程.

### 3 结论

(1) MBR 工艺剩余污泥消化对比试验的结果表明, 好氧/缺氧消化由于缺氧段的引入强化了内源碳反硝化, 促进了上清液有机物及 TN 的去除, 补充了碱度防止 pH 的降低, MLVSS 可以达到 50% 好于好氧消化工艺, 同时能够节约曝气能耗.

(2) 蛋白质和多糖和 DNA 是 SEPS 与 BEPS 的主要成分, 蛋白质含量高于多糖. SEPS 与 BEPS 各组分及总量都随着消化时间延长而增加. 对于 SEPS, 好氧/缺氧消化与好氧消化相比蛋白质和多糖浓度低, DNA 含量高; 对于 BEPS, 三种组分的含量, 好氧/缺氧消化基本都比好氧消化要高. 推测好氧/缺氧消化促进了细胞的裂解及胞内物质的释放, 故 BEPS 浓度高, 而其转化为 SEPS 的部分可以被反硝化菌当做内源碳加以利用, 故 SEPS 浓度低.

(3) 利用 FTIR 对 EPS 的有机结构进行分析表明, 污泥消化后 SEPS 光谱图变得简单, 表明 SEPS 被微生物利用及降解; 而腐植酸类难降解物质出现了明显的积累, BEPS 光谱图的变化与微生物的裂解及胞内物质的释放有关.

(4) EEM 光谱表明 SEPS 与 BEPS 主要由类富里酸、类腐植酸和类蛋白质组成. 污泥消解前后 SEPS 中类富里酸、类腐植酸等难降解物质出现显著地积累, 但好氧/缺氧消化工艺该类物质浓度低于好氧消化工艺, BEPS 则表现出相反的趋势. EPS 分子量分布的变化也证实, 好氧/缺氧消化工艺能够释放出更多大分子有机物(1~1 000 kDa), 同时促进了小分子有机物(0.1~1 kDa)的降解.

### 参考文献 References

- [1] LE-CLECH P, CHEN V, FANE A G T. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment [J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284: 17-53.
- [2] WANG Z W, WU Z C, YU G P, et al. Relationship between sludge characteristics and membrane flux determination in submerged membrane bioreactors [J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284: 87-94.
- [3] DAIGGE G T, BAILEY E. Improving aerobic digestion by prethickening, staged operation and aerobic-anoxic operation: four full-scale demonstrations [J]. *Water Environment Research*, 2000, 72(3): 260-270.
- [4] IBRAHIM A G, MOHAMED F H, Mohamed A E.

- Nitrogen-transformations during aerobic/anoxic sludge digestion [J]. *Bioresource technology*, 2002, 85(2): 147-152.
- [5] 沈耀良. 污泥好氧消化处理工艺研究 [J]. *苏州城建环保学院学报*, 1994, 7(1): 55-64.  
SHEN Yaoliang. Aerobic digestion process of waste activated sludge [J]. *Journal of Suzhou Institute of Urban Construction and Environmental Protection*, 1994, 7(1): 55-64.
- [6] 尹军, 刘韬, 宋显东. 污泥好氧消化处理的若干问题探讨 [J]. *中国给水排水*, 2001, 17(8): 23-26.  
YIN Jun, LIU Tao, SONG Xiandong. Discussion on several problem during sludge aerobic digestion [J]. *Chinese Water & Wastewater*, 2001, 17(8): 23-26.
- [7] BERNARD S, GRAY N F. Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature [J]. *Water Research*, 2000, 34(3): 725-734.
- [8] WARNER P C, EKAMA G A, MARAIS G V R. Comparison of aerobic and anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Water Science & Technology*, 1985, 17(8): 1475-1478.
- [9] 国家环保局. 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.  
Chinese NEPA. *Water and Wastewater Monitoring Methods* [M]. 4rd edition. Beijing: Chinese Environmental Science Publishing House, 2002.
- [10] COMTE S, GUIBAUD G, BAUDU M. Effect of extraction method on EPS from activated sludge: An HPSEC investigation [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2007, 140: 129-137.
- [11] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. *Analytical Chemistry*, 1956, 28: 350-356.
- [12] HARTREE E F. Determination of protein: a modification of the Lowry method that gives linear photometric response [J]. *Analytical Biochemistry*, 1972, 48(2): 422-427.
- [13] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge [J]. *Water Research*, 2007, 41(5): 1022-1030.
- [14] PARK C, ABU-ORF M M, NOVAK J T. The digestibility of waste activated sludges [J]. *Water Environment Research*, 2006, 78: 59-68.
- [15] 张艳萍, 彭永臻. 好氧/缺氧消化降解污泥特征分析 [J]. *环境工程学报*, 2009, 3(4): 673-676.  
ZHANG Yanping, PENG Yongzhen. Degradation characters of aerobic /anoxic sludge digestion [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(4): 673-676.
- [16] MARUYAMA T, KATOH S, NAKAJIMA M, et al. FT-IR analysis of BSA fouled on ultrafiltration and microfiltration membranes [J]. *Journal of Membrane Science*, 2001, 192: 201-207.
- [17] STEVENSON F J, GOH K M. Infrared spectra of humic acids and related substances [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1971, 35: 471-483.
- [18] 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.
- [19] LASPIDOU C S, RITTMANN B E. A unified theory for extracellular polymeric substances soluble microbial products, and active and inert biomass [J]. *Water Research*, 2002, 36: 2711-2720.

(编辑 吴海西)