

pH 值对 SBR 生物反应器出水溶解态有机质含量与构成的影响

郭瑾, 彭永臻*

(北京工业大学环境与能源工程学院水污染控制室, 北京 100022)

摘要:为探讨污水二级生化出水中有机物(EfOM)的构成特点和变化规律,采用配置生活污水,对不同 pH 值运行条件下, SBR 生物反应器出水中的溶解态有机质(DOM)含量和构成进行了比较研究.结果表明,运行期间 pH 值的调节对 SBR 反应器出水 DOM 含量与构成的影响均较大.初始 pH 为 6.5 的 SBR 反应器, pH 值降低为 6.0 后,出水 DOC 由原来的 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 不断升高,进一步提高 pH 值,能够起到一定的缓解作用;初始 pH 为 8.0 的 SBR 反应器,出水 DOC 从 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 快速降低并保持在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, pH 值降低为 6.5 后, DOC 变化不大.单宁酸和蛋白质、碳水化合物、DNA 等微生物代谢产物(SMPs)是出水 DOM 的主要组成部分, pH 值对 SMPs 生成的影响是一个长期的过程,运行过程中降低 pH 值,造成出水 SMPs 含量不断升高. pH 值对整个循环过程中溶解态有机物降解情况的影响,在厌氧阶段发挥了主要作用,较高 pH 值有利于厌氧阶段有机物的降解,而好氧阶段的有机物降解受 pH 值影响不大.

关键词:污水二级生化出水; 二级生化出水有机物; pH 值; 微生物代谢产物; 蛋白质; 碳水化合物; 单宁酸; DNA

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1538-06

Constitute Analysis of the Dissolved Organic Carbon from Sewage Effluent of SBR: the Impact of pH Value

GUO Jin, PENG Yong-zhen

(Water Pollution Control Research Center, School of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: To discuss the characteristics of effluent organic matter (EfOM) from biologically treated sewage effluent, the impact of pH value on SBR was originally evaluated with an artificial wastewater. The results revealed that dissolved organic matter (DOM) from SBR was greatly influenced by pH value. When pH value of the SBR with original pH of 6.5 was decreased to 6.0, DOC of its effluent gradually increased from its original $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Further increasing pH can alleviate this increase. For the SBR with original pH of 8.0, DOC of effluent decreased rapidly from its original $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ to $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, while further decreasing pH to 6.5 did not affected this. Tannin and soluble microbial products (SMPs) including protein, carbohydrate and DNA consist to the main part of DOM in the sewage effluent. The pH value had a long-term impact on the formation of SMPs. Decreasing pH will result in its gradual increase. The impact of pH value on anaerobic process dominated the DOM degradation during the operation period. Higher pH value was helpful for the degradation of DOM.

Key words: biologically treated sewage effluent (BTSE); effluent organic matter (EfOM); pH value; soluble microbial products (SMPs); protein; carbohydrate; tannin; DNA

污水二级生化出水(biologically treated sewage effluent, BTSE)中含有一定浓度的有机物质 EfOM (effluent organic matter, 常用于表示污水经初级和二级生化处理后剩余的难降解有机物). 其中, 大部分 EfOM 以溶解状态存在, 约占其总化学需氧量的 86%^[1].

EfOM 不仅决定了二级生化出水能否达标排放, 而且对污水回用过程产生一系列的负面影响, 如: 影响回用水的色、嗅、味等感官指标; 孳生大量细菌; 腐蚀配水管道; 增加深度处理工艺的药剂投加量; 造成滤床、滤膜的堵塞^[2,3]; 生成大量消毒副产物^[4]等. 尽管受工艺种类、操作运行条件、地域和季节的影响,

EfOM 的变化性很大, 构成十分复杂, 但其组成主要包括微生物代谢产物(soluble microbial products, SMPs)、有机物降解终产物/中间代谢产物、以及人工合成的微量难降解有机物等 3 大类有机物质^[1,5,6]. 其中, SMPs 被许多研究者证实, 是出水 EfOM 中溶解性有机质的主要组成部分, 其构成主要包括蛋白质、碳水化合物、油脂、核酸等^[2,3,7,8]; 有机物降解终产物则是以腐殖质类有机物为代表的一类

收稿日期: 2007-06-07; 修订日期: 2007-08-02

基金项目: 国家自然科学基金重大国际合作项目(50521140075); “十一五”国家科技支撑计划重点项目(2006BAC19B03)

作者简介: 郭瑾(1979~), 女, 博士, 主要研究方向为水中溶解态有机物分类特性及去除方法, E-mail: guojin1979@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

物质,主要由自来水引入到污水中^[1].目前,国内只有少数研究针对 BTSE 中的 EfOM 展开^[9,10],缺少对 EfOM 构成特点、变化规律的系统认识,尤其缺乏相关的研究,考察污水处理工艺种类、运行操作条件等对 EfOM 生成情况的影响.而此方面的研究,有助于对现有污水处理单元进行优化,并进一步实现后续深度处理工艺的优选.

本研究采用生活污水,对在不同 pH 值条件下运行的 2 个 SBR 生物反应器进行研究,重点对其出水中溶解性有机物(dissolved organic matter, DOM)的含量、构成情况进行分析,进而观察 pH 值调节在整个运行过程中发挥的作用.主要分析的指标包括:溶解性有机碳(DOC)和微生物代谢产物,碳水化合物、蛋白质、核酸.此外,由于进行腐殖质含量分析的前处理工艺十分繁琐,需进行水样的富集和浓缩,而单宁酸与腐殖质的结构十分类似,测定方法简单易行,因此,试验对出水中的单宁酸含量进行了连续测定.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行条件

试验中采用 2 个平行运行的 SBR 生物反应器,有效容积为 10 L,污泥取自城市污水处理厂.人工配制生活污水,水质构成情况如下:CH₃COONa·3H₂O (283.5 mg/L); CaCl₂·2H₂O (4.4 mg/L); MgCl₂·6H₂O (45.4 mg/L); KCl (21.0 mg/L); NH₄Cl (8.8 mg/L); (NH₄)₂SO₄ (10.8 mg/L); K₂HPO₄ (9.0 mg/L); KH₂PO₄ (7.0 mg/L); C₄H₈N₂S (2.0 mg/L).

反应器操作运行状况见图 1.碳源与基质分别投加,进水 20 min,基质通入 10 min,厌氧反应 1.5 h,好氧反应 2.5 h,沉淀 1 h,出水 30 min,每天运行 4 个周期.运行过程中,定期在好氧阶段末排泥,保持 MLSS 为 2000 mg/L 左右.反应器所在的房间温度始终保持在 19℃±1℃.维持其他各项运行操作条件相同,在运行之初,将 2 个反应器的初始 pH 值分别调节为 6.5±0.1 和 8.0±0.1,并通过 pH 值控制模块,由蠕动泵向反应器中加入 HCl 或 NaOH,进行 pH 值的全程调节与控制.每天同一时间,收集反应器沉

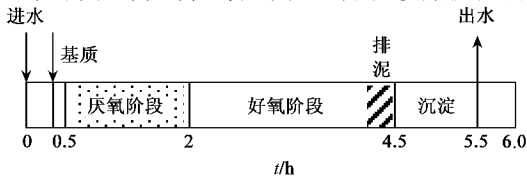


图 1 SBR 反应器操作运行方式
Fig.1 Operation schedule of SBR

淀阶段出水 50 mL,用于相关指标的测定.定期收集 1 个反应周期各处理阶段的水样,进行相关测定.

1.2 批式试验

SBR 稳定运行过程中,在好氧阶段末,从反应器中取出一定体积的泥水混合液于烧杯中,采用 0.1 mol/L 的 HCl 和 NaOH 进行 pH 值的调节,进而吸取 10 mL 泥水混合液加入到 50 mL 的离心管中,每个 pH 值对应 3 个平行样,最终获得 pH 值分别为 5、6、7、8、9、10 的 3 组样品.采用 CH₃COONa·3H₂O 调节 DOC 浓度为 500 mg/L,于振荡器中好氧反应 2 h(之前的试验表明,DOC 浓度为 500 mg/L 时,好氧反应 2 h,乙酸钠消耗 50% 左右),待反应完毕后,进行相关指标的测定.

1.3 样品分析方法

对样品进行离心分离(3 750 r/min, CS-6KR 离心机, Beckman),收集上清液,采用 0.45 μm 醋酸纤维滤膜(DISMIC-25CS)过滤,进而保存在 4℃ 冰箱中待用.测定时,同一样品的分析至少进行 2 次,当 2 次测定结果的相对误差,处于该测定方法所对应的偏差范围内时,取其均值,若超出偏差范围,则进行重复测定.

(1) TOC TOC 测定采用日本岛津公司生产的 TOC-V_{CN} 型总有机碳分析仪,TC 标样采用邻苯二甲酸氢钾配制,保存在 4℃ 冰箱中,保质期 1 个月.

(2) 碳水化合物 碳水化合物含量分析使用紫外-可见分光光度计(Hitachi-U1800)进行测定,检测波长为 490 nm.测定方法为苯酚-硫酸法,标样为葡萄糖,同一样品测定 3 次的标准偏差在 ±10% 以内.将碳水化合物浓度,按照多糖的化学分子式(C₆H₁₀O₅)进行有机碳含量折算,即测定结果乘以系数 0.44.

(3) 蛋白质 紫外-可见分光光度计,检测波长为 750 nm.测定方法采用改进的 Lowry 方法(Bio-Rad DC Protein Assay),标样为牛血清蛋白 BSA(Bovine Serum Albumin, Bio-Rad Protein Assay Standard II),同一样品测定 3 次的标准偏差在 ±4% 以内.将蛋白质浓度,按照其化学分子式(C₁₆H₂₄O₅N₄),进行有机碳含量折算,即测定结果乘以系数 0.55.

(4) 单宁酸 紫外-可见分光光度计,检测波长为 700nm.根据标准方法 5550-B(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater),利用苯酚试剂与碳酸盐-酒石酸盐混合试剂发生显色反应,进行单宁酸含量测定,标样为苯酚.同一样品测定 3 次的标准偏差在 ±1% 之内.

(5) DNA 测定方法采用 Quant-iT™ PicoGreen ds DNA Assay Kit(USA Netherlands),利用荧光分光光度计(Bio-RAD VersaFluor™ Fluorometer)进行 DNA 含量测定,激发/吸收波长为 490 nm/520 nm.同一样品测定 3 次的标准偏差在 ± 3% 以内.

(6) 乙酸根 采用 DX500 型离子色谱仪(Dionex, USA)进行测定.流动相采用 1.35 mmol·L⁻¹ Na₂CO₃ 与 1.00 mmol·L⁻¹ NaHCO₃ 混合溶液,经 0.45 μm 滤膜过滤和真空脱气后使用,储存时间不超过 3 d.标准溶液采用 CH₃COONa·3H₂O 进行配置,试验用

水采用 MilliQ 超纯水, Na₂CO₃、NaHCO₃、CH₃COONa·3H₂O 均为优级纯试剂.

2 结果与分析

2.1 pH 对 SBR 反应器出水溶解态有机质含量变化的影响

试验对 2 个 SBR 反应器出水中的溶解性有机物进行了为期 2 个月的监测和分析,其含量变化情况详见图 2.运行初始阶段 pH 值为 6.5 ± 0.1 的 SBR 反应器,用 SBR_{pH6.5} 表示,初始阶段 pH 值为

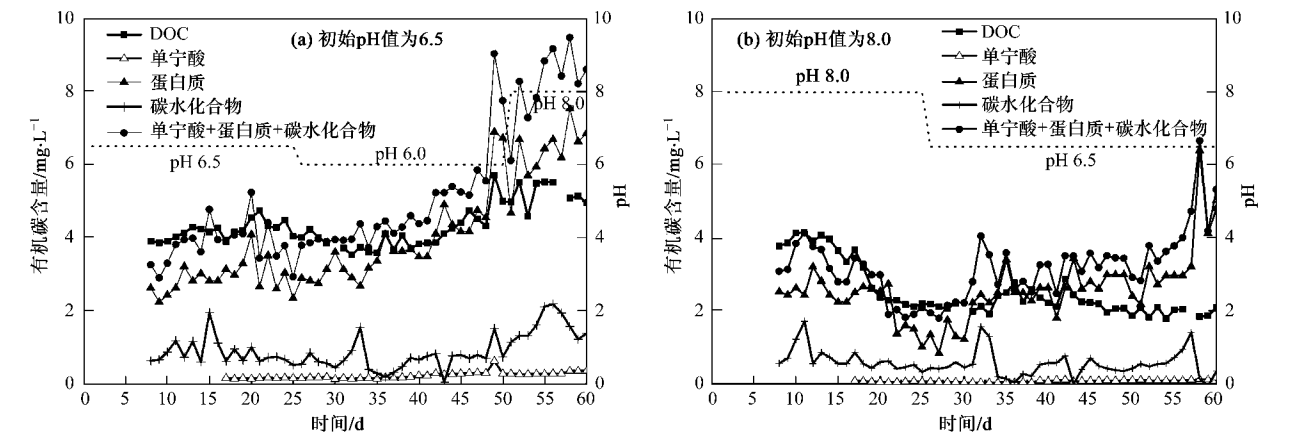


图 2 pH 值对反应器出水 DOM 的影响
Fig.2 Impact of pH value on DOM from the effluent of SBR

8.0 ± 0.1 的 SBR 反应器用 SBR_{pH8.0} 表示.

2.1.1 SBR 反应器出水 DOC 含量变化

如图 2 所示,两反应器运行初始阶段,出水 DOC 均保持在 4 mg/L 左右,自运行第 12 d 开始,反应器 SBR_{pH8.0} 出水 DOC 开始降低,至第 20 d 时,出水 DOC 已下降至 2 mg/L 左右,而反应器 SBR_{pH6.5} 出水 DOC 相对略微升高.在运行的第 25 d,对两反应器的 pH 值进行调整,将 SBR_{pH6.5} 的 pH 值由 6.5 ± 0.1 降低为 6.0 ± 0.1, SBR_{pH8.0} 的 pH 值由 8.0 ± 0.1 降低为 6.5 ± 0.1.进行 pH 值调节以后, SBR_{pH6.5} 出水 DOC 开始仅略微降低,然而,随着运行时间的增加,自运行的第 35 d 开始,出水 DOC 开始明显增加.而 SBR_{pH8.0} 出水 DOC 自 pH 值降低以来,变化不大,始终维持在 2 mg/L 左右.在运行的第 53 d,对反应器 SBR_{pH6.5} 的 pH 值再次进行了调整,将 pH 值由 6.0 ± 0.1 升高为 8.0 ± 0.1, pH 值调节以后, SBR_{pH6.5} 出水 DOC 不再继续升高,维持在 5.0 mg/L 附近.

通过对两反应器出水 DOC 情况的监测分析,以及反应运行阶段 pH 值的调节,说明 pH 值对 SBR 反

应器出水 DOC 含量的影响很大, pH 值较高的 SBR 反应器出水水质相对较佳.运行过程中对 pH 值的调控,很大程度上影响着反应器的出水水质.

2.1.2 SBR 反应器出水 SMPs 含量变化

SBR 反应器出水溶解态有机质构成情况表明(见图 2),蛋白质是出水 DOC 的主要组成,其次为碳水化合物(糖类),单宁酸含量最低.根据以往试验结果, SBR 反应器中乙酸根利用率普遍较高,因此,仅在运行过程中对出水中的乙酸根含量进行了抽检.自运行第 10 d 开始,反应器进入稳定运行阶段,基质利用率达到 99% 以上,出水中已不含乙酸根.维持 MLSS 不变,在运行的第 25 d,对两反应器的 pH 值进行调整以后,随着运行时间的增加,从第 35 d 开始,反应器 SBR_{pH6.5} 出水中的 SMPs 含量开始持续不断升高,如前所述,此时, SBR_{pH6.5} 出水水质开始恶化, DOC 含量不断升高.第 25 d 对 SBR_{pH8.0} 反应器 pH 值的调整,尽管对出水 DOC 含量影响不大,但造成第 40 d 开始,出水中的 SMPs 含量持续不断升高.第 53 d 再次升高 pH 值,尽管抑制了 SBR_{pH6.5} 出水 DOC

的进一步增加,却未能对出水 SMPs 的增加起到控制作用.

整个运行过程中,单宁酸的含量非常稳定,在运行的后期阶段,两反应器出水中的单宁酸含量均略有升高.碳水化合物含量相对波动较大,大约半个月出现一次升高,进而降低并维持在较低值,但整体趋势与出水 DOC 变化情况较为一致:碳水化合物在 SBR_{pH6.5} 运行的初期和后期阶段,含量较高;在 SBR_{pH8.0} 运行的初期,含量略高.两反应器出水中的蛋白质含量,则随着运行时间的增加不断升高.

2.1.3 反应器出水 DNA 含量变化

与其他溶解态有机质含量相比,反应器出水中 DNA 含量较低,仅为 μg 级,因此,单独对其测定结果进行了分析.图 3 所示为 pH 值对两反应器出水 DNA 含量的影响.与图 2 所示的变化规律不同,随着反应时间的增加,出水水质的逐渐恶化, DNA 含量并未表现出不断升高的趋势,而是随着 pH 的增高或降低呈现规律性变化.反应器运行初始阶段, SBR_{pH6.5} 出水中的 DNA 含量低于 SBR_{pH8.0}, pH 值调整后, SBR_{pH6.5} 和 SBR_{pH8.0} 运行 pH 值分别降低为 6.0 和 6.5,两反应器出水中 DNA 含量均降低, SBR_{pH6.5} 出水中的 DNA 含量仍低于 SBR_{pH8.0}.随后,将 SBR_{pH6.5} 运行 pH 值升高为 8.0,其出水 DNA 含量则略有升高,接近 SBR_{pH8.0} 出水中的 DNA 含量.

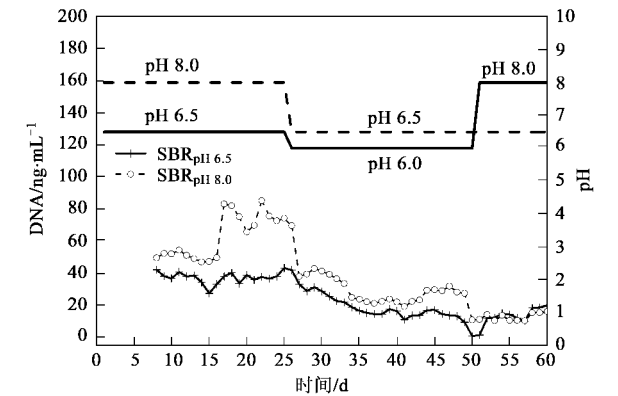


图3 pH 值对反应器出水 DNA 含量的影响

Fig.3 Impact of pH value on DNA from the effluent of SBR

2.2 单次循环 pH 对 SBR 各阶段溶解态有机质含量的影响

在运行的第 15、35 和 55 d,实验分别对 2 个 SBR 反应器单次循环过程中,各阶段的 DOC 和有机质构成情况进行了分析,图 4 所示为代表性的试验结果.结果表明,有机物的降解情况在厌氧阶段存在显著

差异,反应器 SBR_{pH6.5} 厌氧阶段 DOC 的降解速率明显低于 SBR_{pH8.0},厌氧阶段末,两反应器 DOC 含量均已降到最低, SBR_{pH6.5} 出水 DOC 略高于 SBR_{pH8.0}.整个好氧阶段, DOC 含量变化不大,表明反应器中有机物已全部转变为微生物代谢产物等难降解有机物质.沉淀阶段末,两反应器的 DOC 含量进一步降低,表明微生物絮体的吸附作用有利于 DOC 的吸附去除.单次循环的开始阶段,反应器中蛋白质、碳水化合物、单宁酸等 SMPs 的含量与好氧阶段末几乎持平,在整个循环过程中的波动性不大,仅在好氧阶段略微变化,进而在沉淀过程中由于微生物絮体的吸附作用而降低. SBR 单次循环过程中溶解态有机物含量分析结果表明, pH 值大小对整个循环过程中溶解态有机物降解情况的影响,在厌氧阶段发挥了主要作用,较高 pH 值有利于厌氧阶段有机物的降解,而好氧阶段的有机物降解受 pH 值影响不大.单个周期内,不同 pH 值运行条件下,两反应器出水中的微生物代谢产物含量差别不大.

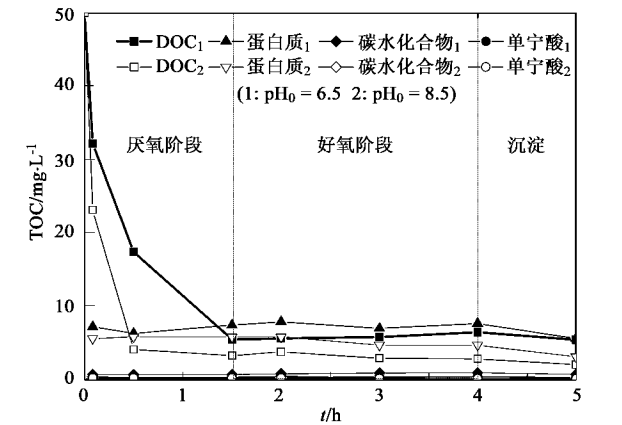


图4 SBR 单次循环过程中 DOM 含量变化

Fig.4 DOM transformation in a single circle of SBR

2.3 pH 对好氧阶段溶解态有机质含量的影响(批式试验)

为进一步明确 pH 值改变可能对好氧阶段有机物降解产生的影响,通过批式试验,考察了 pH 值在一定范围内改变,好氧阶段的有机物降解和代谢产物生成情况,结果如图 5 所示. pH 值为偏碱性条件下($\text{pH} = 8/\text{pH} = 9$),出水 DOC 含量最低,其次为偏酸性条件($\text{pH} = 6$),中性条件($\text{pH} = 7$)和酸性条件($\text{pH} = 5$)出水 DOC 较高,碱性条件($\text{pH} = 10$)下最高. SMPs 构成情况表明,蛋白质、碳水化合物含量在碱性和酸性条件下含量较高,其他情况较为接近;单宁酸和 DNA 含量仅在碱性条件下较高.以上结果表

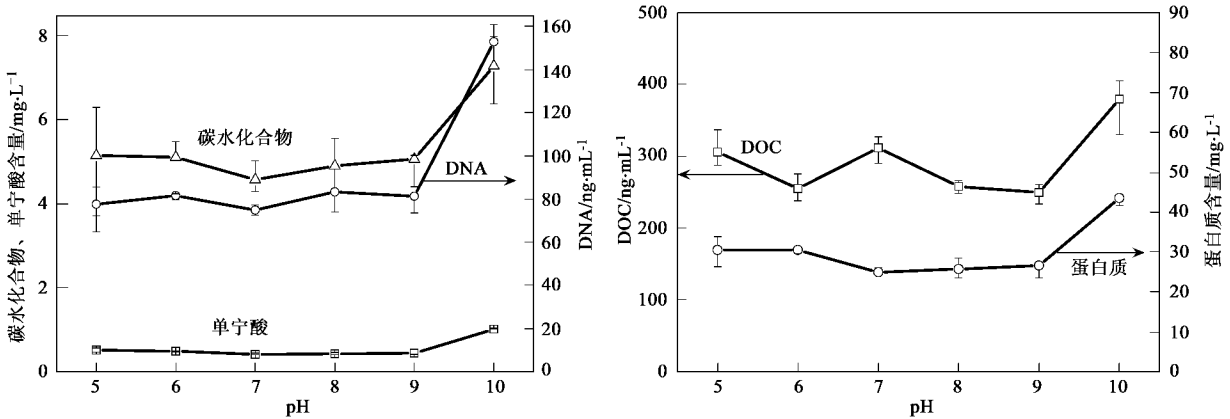


图 5 好氧阶段 pH 值变化对 DOM 的影响
Fig.5 Impact of pH on DOM in the aerobic phase

明,短时间内好氧阶段 pH 值在中性范围附近的调节,对溶解态有机物降解情况、出水溶解态有机质含量和构成的影响不大.

3 讨论

3.1 SMPs 生成模型

Namkung 等^[11]按照微生物所处的生长阶段不同,将 SMPs 分为 UAP 和 BAP,UAP 是与基质代谢和微生物生长有关、产生速率与基质利用率成正相关的 SMPs;BAP 是与微生物分解有关、产生速率与微生物量成正相关的 SMPs,SMPs 生成模型如下^[5]:

$$\frac{dS_p}{dt} = \alpha \left\{ \frac{dX_T}{dt} \right\} + \beta' X_T$$

式中, S_p 为 SMPs 浓度(mg/L); X_T 为生物量(mg/L); α 为与微生物生长相关的生成系数; β' 为与生物量相关的生成系数(T^{-1}).

反应器运行初期阶段,即开始运行的前 10 d,SMPs 的生成与基质利用率和微生物生长(dX_T/dt)成正比,出水 SMPs 将由 UAP 主导.当很快进入稳定运行阶段后,从运行的第 10 d 开始,基质利用率达到 99%,出水中 SMPs(蛋白质 + 碳水化合物 + 核酸)含量折算为总有机碳浓度(3.6 mg/L)后,约占初始碳源投加量(50 mg/L)的 7%,与报道的 4% ~ 9%^[5]这一范围一致.此时,SMPs 的生成与微生物量(X_T)呈正相关,微生物的自氧化和衰减将成为出水中 SMPs 的主要来源,而主导出水 SMPs 的部分将逐渐由 UAP 转变为 BAP.试验过程中,由于始终将反应器中 MLSS 含量维持在 2 000 mg/L 左右,因此,如果维持其他运行操作条件均不发生改变的前提下,从 SMPs 生成模型的角度分析,出水中的 SMPs 浓度应

维持在一个较稳定的水平.

前文的分析结果表明,从反应器运行第 10 d 开始,出水 SMPs 含量占据 DOC 含量的比例逐渐维持在一个稳定的水平.而第 25 d 的 pH 值调节(将 $SBR_{pH6.5}$ 的 pH 值由 6.5 ± 0.1 降低为 6.0 ± 0.1 , $SBR_{pH8.0}$ 的 pH 值由 8.0 ± 0.1 降低为 6.5 ± 0.1),造成了出水中 SMPs 含量的不断升高.反应器运行的整个过程中,出水检测不到乙酸根含量,因此排除了反应器运行后期,基质利用率低这一可能,而造成出水 DOC 含量升高的主要原因就是 SMPs 代谢量的增加.该结果表明,SBR 反应器长期运行过程中,降低 pH 值,破坏了原有微生物系统的平衡状态,为适应外界环境变化,微生物不断分泌出更多的代谢产物,进而造成出水 SMPs 含量的不断升高.结合 2.2 和 2.3 部分的研究结果,SBR 单次循环过程中(6 h),蛋白质、碳水化合物等微生物代谢产物和单宁酸含量受 pH 值影响均不大,此外,短时间内好氧阶段 pH 值在中性范围附近的调节,对出水溶解态有机质含量和构成的影响也不大.以上均表明,pH 值对微生物代谢产物生成产生的影响是一个长期的过程.

3.2 出水 DOC 构成分析

由于实验中采用人工配水,因此,与实际污水相比,SBR 出水中的 DOC 构成相对较为简单,主要为单宁酸和蛋白质、碳水化合物、核酸等微生物代谢产物(SMPs),前文已经分别对上述物质的含量和构成情况进行了分析.如图 2 中所示,进行两反应器的 pH 值调整后,从第 35d 和 40d 开始开始,反应器 $SBR_{pH6.5}$ 和 $SBR_{pH8.0}$ 出水中的 SMPs 含量(碳水化合物 + 蛋白质 + DNA)持续不断升高,甚至高于出水 DOC 含量.整个运行过程中,单宁酸含量非常稳定,仅在

运行的后期阶段略有升高.在构成 SMPs 的几种有机物中,碳水化合物含量在两反应器运行的初期阶段,含量较高,只在反应器 SBR_{pH6.5} 运行的后期略有升高;DNA 含量则随着 pH 值的升高或降低呈现一致变化,未出现反应器运行后期升高的现象;只有蛋白质含量,随着运行时间的增加不断升高,在反应运行初期,低于出水 DOC,而在后期阶段,与出水 DOC 十分接近,甚至高出 DOC.

产生这一矛盾现象的主要原因是由于实验采用乙酸钠作为碳源,基质利用率很高,出水 DOC 含量本身非常低,仅在 2 ~ 6 mg/L 小范围内变化,而 Stuckey 等^[12]采用真实生活污水,对厌氧反应器出水进行分析,其出水有机物含量本身较高,大约在 200 ~ 1 000 mg/L 之间,据其报道,进行蛋白质含量测定时的检测限为 5 mg/L,充分满足其较高浓度有机物出水中的蛋白质含量分析.本实验在测定过程中,获得标准曲线的相关系数虽然都达到 0.99 以上,在定量过程中,仍不可避免由分析方法敏感性较低带来的分析误差,而进行水中低浓度蛋白质的富集,目前相对较为困难,今后的实验,将会考虑如何在最大程度上增加蛋白质回收率,以及减少蛋白质分解的同时,进行水中低浓度蛋白质的浓缩和富集.此外,造成这一矛盾现象的另一个原因,则可能是由于蛋白质本身没有一个清晰的分子结构,按照化学式将其折算为碳含量是否合理,也有待进一步论证.

4 结论

(1)pH 值对 SBR 反应器出水 DOC 含量和构成的影响较大,运行期间 pH 值相对较高的 SBR 反应器出水水质较佳.反应器运行过程中,降低 pH 值,将造成出水水质的恶化,而进一步升高 pH 值,能够对出水 DOC 升高起到一定的缓解作用.

(2)单宁酸和蛋白质、碳水化合物、DNA 等溶解态微生物代谢产物(SMPs)是 SBR 反应器出水中 DOC 的主要组成部分.反应器运行过程中,降低 pH 值,将导致出水中 SMPs 含量不断升高.

(3)pH 值大小对整个循环过程中溶解态有机物降解情况的影响,在厌氧阶段发挥了主要作用,较高 pH 值有利于厌氧阶段有机物的降解,而好氧阶段的

有机物降解受 pH 值影响不大.pH 值对 SMPs 生成产生的影响是一个长期的过程.

致谢:感谢国家自然科学基金重大国际合作项目以及国家“十一五”科技支撑计划重点项目为本研究提供的资金支持,感谢东京大学新领域创成科学研究科味埜俊实验室为本研究提供的帮助.

参考文献:

[1] Shon H K, Vigneswaran S. Effluent organic matter (EfOM) in wastewater: constituents, effects, and treatment[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2006, 36(4): 327-374.

[2] Rosenberger S, Laabs C, Lesjean B, et al. Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment[J]. Water Research, 2006, 40(4): 710-720.

[3] Shon H K, Vigneswaran S, Kim I S, et al. The effect of pretreatment to ultrafiltration of biologically treated sewage effluent: a detailed effluent organic matter (EfOM) characterization[J]. Water Research, 2004, 38(7): 1933-1939.

[4] Sirivedhin T, Gray K A. Comparison of the disinfection by-product formation potentials between a wastewater effluent and surface waters [J]. Water Research, 2005, 39(6): 1025-1036.

[5] Barker D J, Stuckey D C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems[J]. Water Research, 1999, 33(14): 3062-3082.

[6] Jarusutthirak C, Amy G. Understanding soluble microbial products (SMP) as a component of effluent organic matter (EfOM) [J]. Water Research, 2007, 41(12): 2787-2793.

[7] Shin H S, Kang S T. Characteristics and fates of soluble microbial products in ceramic membrane bioreactor at various sludge retention times[J]. Water Research, 2003, 37(1): 121-127.

[8] Jarusutthirak C, Amy G. Role of soluble microbial products (SMP) in membrane fouling and flux decline[J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40(3): 969-974.

[9] 全贵婵, 叶裕才, 云桂春, 等. 城市污水深度处理中有机物的去除[J]. 环境科学, 2000, 21(6): 73-76.

[10] Li L, Zhu W, Zhang P, et al. Comparison of AC/O₃-BAC and O₃-BAC processes for removing organic pollutants in secondary effluent [J]. Chemosphere, 2006, 62(9): 1514-1522.

[11] Namkung E, Rittmann B E. Soluble microbial products (SMP) formation kinetics by biofilms[J]. Water Research, 1986, 20(6): 795-806.

[12] Aquino S F, Stuckey D C. Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds[J]. Water Research, 2004, 38(2): 255-266.