

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2026.03.014

城市污水处理厂污泥黏性膨胀成因研究

曲 勇¹, 张 燕¹, 王媛媛¹, 杨 平¹, 倪亭亭², 张泽润²,
刘长青²

(1. 青岛水务集团环境能源有限公司, 山东 青岛 266000; 2. 青岛理工大学 环境与市政
工程学院, 山东 青岛 266000)

摘 要: 为探究活性污泥黏性膨胀的成因,对黏性膨胀期的污水处理厂进行为期1年的监测,分析胞外聚合物(EPS)、污泥沉降性能和微生物群落结构的变化情况。同时,通过序批式小试研究3种不同有机负荷条件下,温度变化对电子传递活性和污泥沉降性能的影响。结果表明,污泥黏性膨胀受温度变化影响显著,随着温度由25℃降至10℃,电子传递活性由147 mg/(gVSS·h)降至30 mg/(gVSS·h),EPS由90 mg/gVSS升至133 mg/gVSS。微生物代谢速率减缓,进而分泌更多的EPS;外加碳源的投放引发甲基营养菌过度繁殖,使其相对丰度高达11.9%,导致微生物群落结构失衡和功能失调,进一步增加了EPS的分泌。高有机负荷可促进微生物代谢和电子传递链活性,使EPS分泌量增加,以致污泥絮体结构松散、密度降低,最终导致污泥沉降性能变差,发生污泥黏性膨胀现象。

关键词: 污水处理厂; 污泥黏性膨胀; 胞外聚合物; 污泥沉降性能; 有机负荷

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2026)03-0095-08

Causes of Viscous Sludge Bulking in Urban Wastewater Treatment Plants

QU Yong¹, ZHANG Yan¹, WANG Yuanyuan¹, YANG Ping¹, NI Tingting²,
ZHANG Zerun², LIU Changqing²

(1. Qingdao Water Group Environmental Energy Co. Ltd., Qingdao 266000, China; 2. School of
Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266000,
China)

Abstract: To investigate the causes of viscous bulking of activated sludge, a one-year monitoring study was carried out at a wastewater treatment plant during a viscous bulking episode. Variations of extracellular polymeric substances (EPS), sludge settling performance, and microbial community structure were analyzed. In addition, sequencing batch reactor experiments were conducted to examine the effects of temperature variation on electron transfer activity and sludge settleability under three different organic loading conditions. The results indicated that viscous sludge bulking was significantly influenced by temperature changes. As the temperature decreased from 25℃ to 10℃, the electron transfer activity declined from 147 mg/(gVSS·h) to 30 mg/(gVSS·h), while the EPS content increased from 90 mg/gVSS to 133 mg/gVSS. The decrease in temperature slowed microbial metabolic rates, stimulating greater EPS secretion. Furthermore, the addition of an external carbon source promoted excessive proliferation of

基金项目: 山东省青岛市科技惠民示范专项(23-2-7-zdfn-2-nsh)

通信作者: 倪亭亭 E-mail: nitingtingcc@163.com

methylophilic bacteria, which reached a relative abundance of 11.9%, leading to microbial community imbalance and functional disturbance, thereby further increasing EPS production. High organic loading enhanced microbial metabolism and electron transport chain activity, resulting in elevated EPS secretion. This caused the sludge flocs to become structurally loose and less dense, ultimately impairing sludge settling performance and inducing viscous sludge bulking.

Keywords: wastewater treatment plant; viscous sludge bulking; extracellular polymeric substances (EPS); sludge settleability; organic loading

随着城市化进程的加快,城市污水处理需求日益增加。广泛应用的活性污泥法在污水处理过程中存在着诸多技术和管理难题,特别是活性污泥的黏性膨胀问题,已经成为亟待解决的关键技术难题之一。活性污泥黏性膨胀是由于非丝状菌胶团过量繁殖,大量累积高黏性物质而引起污泥沉降性能恶化的现象^[1]。该现象会导致二沉池跑泥、污泥过量排放、处理成本增加等问题。诱发活性污泥黏性膨胀的因素较为复杂,已有研究发现,较高污泥负荷会导致活性污泥微生物大量分泌胞外聚合物(EPS)^[2],低温、高曝气量及磷或氮营养缺乏也可能引起污泥黏性膨胀^[3]。不适宜的运行条件导致微生物分泌大量黏性EPS,其高亲水性质使污泥密度接近水的密度,减弱菌体的聚集能力和污泥的可压缩性,影响污泥颗粒化^[4]。目前针对实际工程中污泥黏性膨胀的研究报道较少,尤其是微生物群落结构和代谢等方面,关于全规模的污水处理厂中污泥黏性膨胀的微观机制尚未明确。

鉴于此,笔者以青岛市某污水处理厂为例,针对其污泥黏性膨胀问题,进行为期1年的采样监测,分析实际运行数据和微生物群落结构变化,探讨污泥黏性膨胀的成因;同时,通过序批式试验,研究温度和有机负荷变化对微生物代谢活性的影响,进一步分析其对污泥沉降性能和EPS的影响,以期同类污水处理厂解决污泥黏性膨胀问题提供参考。

1 试验方法

1.1 污水处理厂概况

青岛市某污水处理厂设计规模为 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,主要处理生活污水及少量食品生产废水,进水中主要污染物浓度如下:COD为550~970 mg/L, BOD_5 为190~480 mg/L, NH_4^+-N 为30~56 mg/L, TN为45~70 mg/L, TP为6~10 mg/L。该污水厂生化处理采用AAO工艺,水力停留时间(HRT)为11.9 h,其中厌氧

池、缺氧池、好氧池分别为1.3、5.0、5.6 h;污泥的内回流比为300%~400%,外回流比为100%~120%;MLSS为2 800~3 500 mg/L, MLVSS为1 800~2 500 mg/L,外加碳源采用乙酸钠。深度处理采用“磁混凝+滤布滤池”,最终出水关键水质指标达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的Ⅳ类标准。

近几年,该污水厂活性污泥沉降性能较差,污泥沉降比(SV_{30})时常高于80%,12月一次年4月易发生严重污泥黏性膨胀,其间 SV_{30} 甚至达到90%,污泥容积指数(SVI)高达290~300 mL/g,二沉池跑泥现象严重,而这与污水处理厂的进水水质密切相关。污水厂进水COD和 BOD_5 浓度均值在水温较低的冬季分别约为750和300 mg/L,春、夏、秋季分别约为710和285 mg/L、500和194 mg/L、580和240 mg/L,冬季进水负荷普遍高于其他季节,而进水 NH_4^+-N 、TN和TP浓度随季节未发生明显变化。对好氧池活性污泥进行镜检发现,存在少量丝状菌,絮状菌胶团数量较少、放射状的指状细菌大量分布,指状细菌的增多导致微生物分泌过多黏性物质(如EPS),且污泥表面存在大量泡沫,这是活性污泥黏性膨胀的典型现象^[5]。

1.2 试验设计

① 污水处理厂运行数据监测:进行为期1年的采样监测,监测指标包括温度、溶解氧(DO)、SVI、MLSS、MLVSS和EPS,每10 d采样一次;另外,每月中旬采集高通量测序样品置于 -80°C 冰箱保存,并尽快送样检测。

② 序批式小试:采用3个相同的序批式反应器平行运行,主体材质为有机玻璃,有效容积均为5 L,反应器编号为1#、2#、3#,试验装置见图1。反应器底部安装微孔曝气器,通过曝气风机和转子流量计控制DO浓度;上部安装机械搅拌机,在厌氧期间使泥水混合均匀;通过蠕动泵控制进水流量。

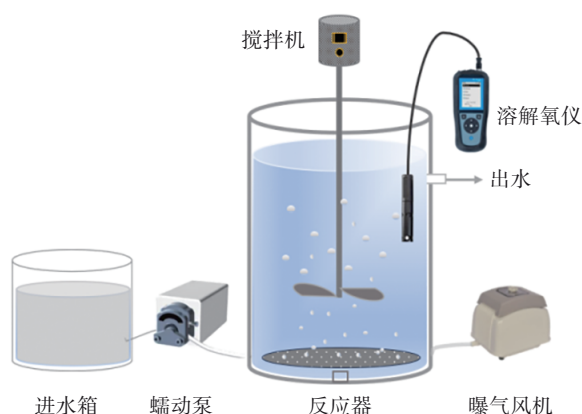


图1 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental setup

反应器进水取自污水处理厂初沉池出水,水质如下:COD为500~600 mg/L、 NH_4^+-N 为40~60 mg/L、TN为50~70 mg/L、TP为6~10 mg/L、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 为2.5~6.0 mg/L;接种污泥取自污水处理厂好氧池污泥。3个反应器的运行周期均为6 h,包括进水15 min、反应250 min、沉淀60 min、静置30 min、出水5 min;通过调整换水率控制有机负荷,1[#]、2[#]、3[#]反应器的换水率分别为35%、45%、55%,有机负荷分别为0.45~0.50、0.75~0.80、1.10~1.20 $\text{kgBOD}_5/(\text{kgMLVSS}\cdot\text{d})$;污泥龄约为20 d,MLSS浓度为2 600~3 300 mg/L,DO浓度为1.5~2.5 mg/L。试验中将反应器放置在恒温培养箱中,通过控制不同水温将整个试验过程划分为6个阶段:1~35、36~80、81~130、131~180、181~240、241~300 d,水温分别为25、22、19、16、13和10℃。每天采集进水和出水样品进行水质检测;反应器稳定运行期间,在好氧反应运行1 h时测定活性污泥电子传递活性(ETS_{INT}),在好氧反应完成后测定活性污泥EPS含量和SVI。

1.3 测试项目与方法

常规水质指标均采用国家标准方法测定;MLSS和MLVSS采用重量法测定; SV_{30} 采用沉淀法测定;SVI采用称重法测定;污泥EPS采用超声法提取,然后采用Bicinchoninic Acid(BCA)蛋白测定试剂盒测定蛋白质(PN)、硫酸-蒽酮法测定多糖(PS),两者之和定义为EPS含量;微生物群落结构及多样性通过MiSeq高通量测序技术获得,活性污泥样品离心后,弃去上清液,于-80℃保存,随后委托上海美吉生物公司通过Illumina平台进行高通量测序分析,然后使用QIIME软件处理16S rRNA数据并进行分析;污泥电子传递活性采用INT法测定。

2 结果与分析

2.1 污水处理厂监测结果与分析

2.1.1 污泥沉降性能变化

SVI是评估污泥沉降性能和判断污泥是否发生膨胀的重要指标,一般来说,当 $\text{SVI}>150 \text{ mL/g}$ 时,被初步判定为活性污泥发生膨胀现象^[6]。试验期间污水厂各月份的SVI值见图2。可以看出,SVI值几乎全年大于150 mL/g,表明系统发生了污泥膨胀。

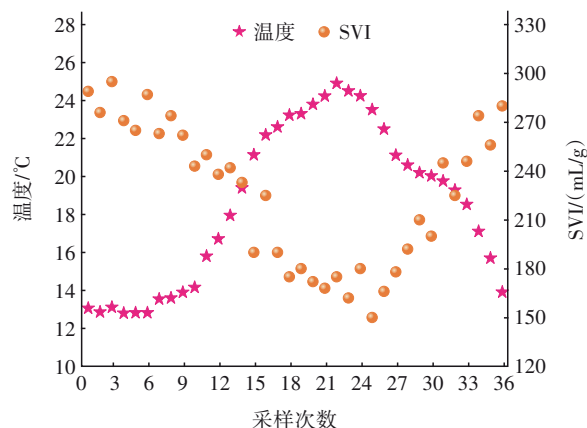


图2 试验期间污水厂SVI的变化

Fig.2 Variation of SVI in WWTP during experimental period

污泥沉降性能呈现明显的季节性变化,在冬季12月一次年4月,SVI值超过200 mL/g,其间污水厂进水COD和 BOD_5 分别为750和300 mg/L,主要是低温环境下微生物活性降低,导致有机物在污泥中积累,从而增加了污泥的黏性和膨胀性,最终影响其沉降性能;同时,高COD和 BOD_5 负荷提高了水中有机物浓度,使污泥中的有机物不能得到充分降解,导致污泥沉降性能进一步恶化。自5月下旬起,随着水温逐渐升高,进水COD和 BOD_5 浓度降低,SVI值随之降低。在夏季8月—9月,水温升高至23~25℃,进水COD和 BOD_5 浓度分别降至500和194 mg/L,SVI值显著下降,水温的升高、有机负荷的降低且降雨量的增加均对污泥沉降性能有所改善,但SVI值仍略高于150 mL/g。9月—10月,进水COD和 BOD_5 浓度分别上升至580和240 mg/L,SVI值开始上升且有所波动。11月后,气温逐渐下降并进入冬季,进水COD和 BOD_5 浓度逐渐上升,SVI值也逐渐增加,污泥沉降性能开始恶化。从全年来看,污泥膨胀受温度和有机负荷的影响较大,随着温度的降低及有机负荷的增加,污泥沉降性能变差。

2.1.2 污泥EPS含量变化

EPS是微生物分泌的复杂高分子聚合物,在调节微生物聚集方面发挥重要作用,其含量与微生物群落的组成和代谢活动密切相关。在微生物聚集体的EPS中,胞外多糖在活性污泥中的含量仅次于蛋白质,蛋白质在EPS基质中通常被认为是疏水性物质,而胞外多糖则主要表现为亲水性聚合物,显著影响EPS的亲水特性。了解EPS含量的变化有助于揭示污泥膨胀的原因及过程。

试验期间,对污水厂好氧池中活性污泥的EPS含量进行了检测,结果见图3。

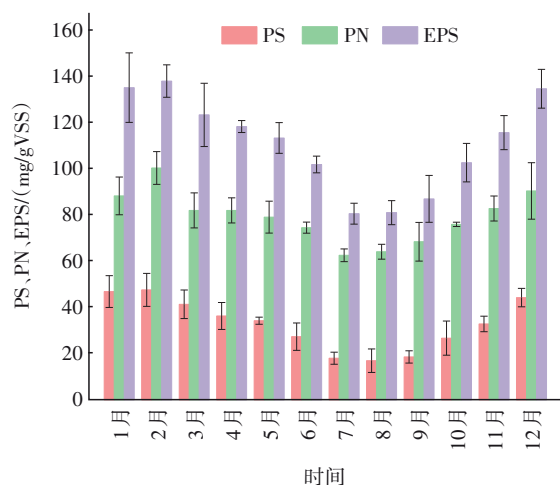


图3 试验期间污水厂中污泥EPS、PS及PN含量的变化

Fig.3 Variation of EPS, PS, and PN contents in sludge of WWTP during experimental period

由图3可知,在冬季水温较低的1月—3月及12月,污泥沉降性能较差,EPS含量较高(120~140 mg/gVSS),PS/PN和PS/EPS值分别为47.4%~53.1%、32.9%~34.7%;4月—6月,随着水温的升高,SVI值逐渐下降,EPS含量亦逐渐降至100~120 mg/gVSS,PS/PN和PS/EPS值分别为36.7%~44.3%、26.8%~30.7%;7月—9月,SVI值趋于正常,EPS含量进一步降至80~90 mg/gVSS,PS/PN和PS/EPS值分别为26.4%~28.8%、20.9%~22.4%;10月—11月,随着水温的下降,SVI值开始上升,EPS含量亦升至102~115 mg/gVSS,PS/PN和PS/EPS值分别升至35.2%~39.6%、26.0%~28.4%。以上结果表明,温度的降低促进了微生物群落及其代谢活动的调整,从而加剧了EPS的分泌,进而影响了污泥的沉降性能。随着温度的下降,PS/PN与PS/EPS值升高,表明胞外多糖的过量分泌增强了污泥表面的亲水性。当PS含

量过高时,PN的不足或比例失衡会使污泥中的水合作用增强,结构松散,容易发生膨胀。当PN比例增加时,污泥的稳定性较强,沉降性能较好^[7]。微生物过量分泌的胞外多糖与活性污泥的黏性膨胀直接相关,并且可能改变微生物群落结构^[8]。因此,温度变化及微生物群落结构的调整推动了EPS含量及其成分的变化,从而影响了污泥黏性膨胀。

2.1.3 污泥EPS含量对SVI的影响

EPS含量与SVI值的相关关系如图4所示。在全年监测期间,EPS含量为75.65~150.85 mg/gVSS,SVI值为150~289 mL/g。EPS含量与SVI值呈正相关关系,相关系数 R^2 为0.76。当EPS含量增加时,尤其是PS和PN的积累,会显著增强细胞间的胶体作用和吸附作用,导致微生物与颗粒物形成结构较为松散的絮体^[9];这类松散絮体通常具有较高的含水量,其中多糖类物质能够通过与水分子的结合形成水合物,从而进一步提高絮体的含水量,增加污泥颗粒的体积;这种体积的增加会导致絮体密度下降,沉降性能减弱,最终导致SVI值显著上升^[10]。

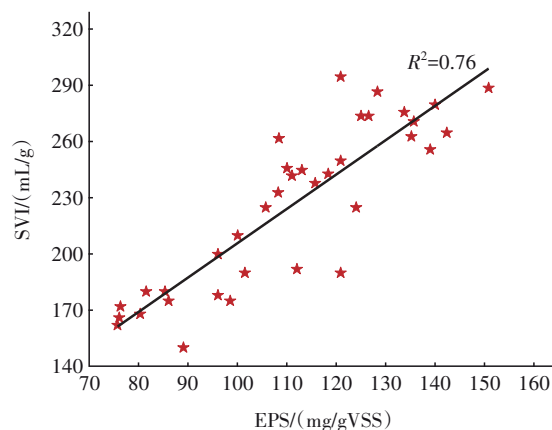


图4 EPS含量与SVI值的相关关系

Fig.4 Correlation between EPS content and SVI

2.1.4 膨胀污泥的微生物群落结构分析

污水厂好氧池中活性污泥微生物在门水平上的群落结构如图5所示。在门水平上,相对丰度较高的菌门主要包括变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidota)、厚壁菌门(Firmicutes)、放线菌门(Actinobacteriota)、绿弯菌门(Chloroflexi)、黏球菌门(Myxococcota)、酸杆菌门(Acidobacteriota)等。在全年各月的样品中,变形菌门和拟杆菌门是共同优势菌门,这与以往的研究一致^[11]。变形菌门包含了大多数能够去除污水中有机物、氮和磷的功能菌,

而拟杆菌门能够代谢复杂有机物、脂类及其他污染物,两者的高相对丰度保障了污染物的稳定去除^[12]。从全年污泥样品分析结果来看,变形菌门、拟杆菌门和厚壁菌门的相对丰度之和与SVI、EPS含量呈同步变化趋势:三者均在5月—8月处于相对较低水平,而在其他月份则同步升高。结合冬季所呈现的低温与较高有机负荷的运行特征可知,环境因素可能通过影响微生物代谢与EPS合成,进而驱动污泥沉降性能的变化^[12]。

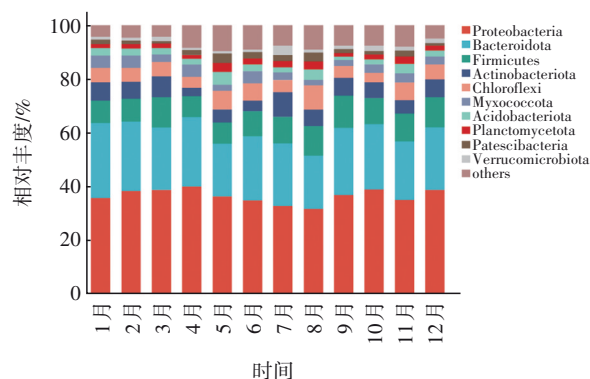


图5 污水厂好氧池中活性污泥微生物群落结构(门水平)

Fig.5 Microbial community structure of activated sludge in aerobic tank of WWTP (at phylum level)

进一步分析排名前10位的属水平微生物群落结构,结果见图6。相对丰度较高的菌属为norank_f__Saprospiraceae(3.4%~14.9%)、Methylothera(4.9%~11.8%)、Trichococcus(3.7%~6.6%)、unclassified_f__Comamonadaceae(2.2%~5.5%)、norank_f__NS9_marine_group(0.7%~6.5%)、Terrimonas(1.0%~2.4%)、Candidatus_Microthrix(0.3%~4.2%)。norank_f__Saprospiraceae在强化生物除磷方面起重要作用,其相对丰度超过5%可能会导致污泥沉降性差、产生过量EPS,进而引发污泥膨胀问题^[13],1月—6月,随着温度的升高,该菌相对丰度由14.9%逐步降至5.8%;7月—9月,该菌相对丰度保持在3.4%~3.9%;10月—12月,随着温度的降低,该菌相对丰度由5.6%升至10.9%。Methylothera是甲基营养菌,主要以甲基化合物(甲醇、甲胺等)为碳源,在7月—9月该菌相对丰度为9.6%~11.9%,其他月份相对丰度保持在4.6%~6.8%,该菌的过度生长可能是投加乙酸钠外碳源所致。Trichococcus在系统有机负荷高、低温或低DO条件下过度增殖可分泌大量EPS^[12]。Terrimonas通过分泌EPS对促进絮凝和

污泥聚集发挥重要作用^[14]。微生物群落结构失衡及污泥性质发生变化,还可能与相对丰度较低和尚未明确分类或识别的微生物等的相互作用有关。这类微生物通过竞争或协作方式影响群落整体功能,尤其是温度降低时会影响其活性和代谢过程;或当有机负荷较高时,其可能会促进有机物的降解,导致代谢产物的积累而促进EPS的分泌,进而增加污泥黏性^[15]。整体来看,该污水厂中微生物优势菌群比例异常、功能失调,微生物群落结构失衡、菌群演替异常,分泌过量的EPS,导致污泥沉降性能变差。

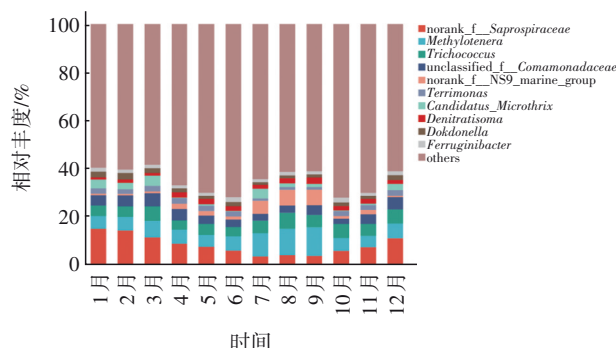


图6 污水厂好氧池中活性污泥微生物群落结构(属水平)

Fig.6 Microbial community structure of activated sludge in aerobic tank of WWTP (at genus level)

2.2 小试运行结果与分析

2.2.1 温度对ETS_{INT}的影响

温度对电子传递活性ETS_{INT}的影响如图7所示。

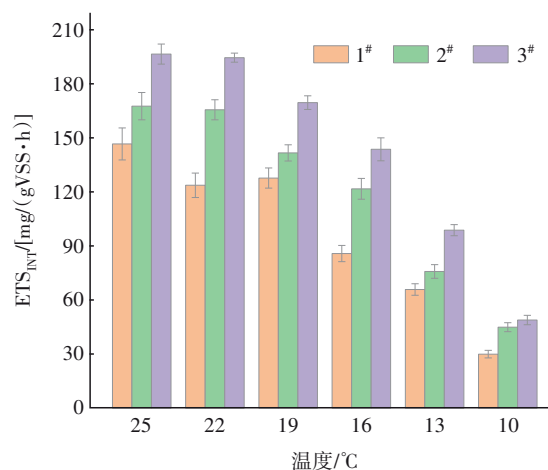


图7 温度对电子传递活性的影响

Fig.7 Effect of temperature on electron transfer activity

由图7可以看出,在相同温度下,3个反应器的ETS_{INT}表现为3#>2#>1#,其中2#比1#升高12.5%~

33.3%, 3#比2#升高8.2%~23.2%, 表明电子传递活性随着有机负荷的升高而增强。高有机负荷促进微生物的生长和代谢, 增强其电子传递链活性, 以满足降解有机物的需求, 从而提高电子传递效率^[16]。此外, 随着温度由25℃降至10℃, 1#、2#、3#反应器的电子传递活性亦降低, ETS_{INT} 值分别降低了79.5%、72.9%、74.9%, 可见温度降低对电子传递活性具有明显抑制作用。这是由于低温下涉及电子传递的酶(如细胞色素和脱氢酶)催化效率降低, 影响电子传递速率; 同时, 低温减缓微生物代谢活动, 降低细胞能量需求, 从而抑制电子传递链的电子转移效率, 削弱细胞呼吸和能量生成^[17]。

2.2.2 温度对EPS的影响

温度对EPS的影响如图8所示。可知, 在相同温度下, 2#的EPS含量比1#升高8.0%~15.3%, 3#的EPS含量比2#升高4.5%~12.0%, 说明较高的有机负荷系统产生的EPS较多。随着有机负荷的增加, 微生物代谢需求和应激反应增强, 通过分泌更多的EPS保护自身免受有机物积累和代谢废物的影响。此外, 随着温度从25℃降至10℃, 1#、2#、3#反应器的EPS含量升高, 分别由89.9、100.2、105.4 mg/gVSS升至102.5、117.0、132.8 mg/gVSS, 分别升高了14.0%、20.8%、25.9%。温度降低会使微生物代谢速率减缓, 有机物降解能力减弱, 微生物增加EPS的分泌以增强黏附性并形成絮体, 从而提升对低温的适应能力。

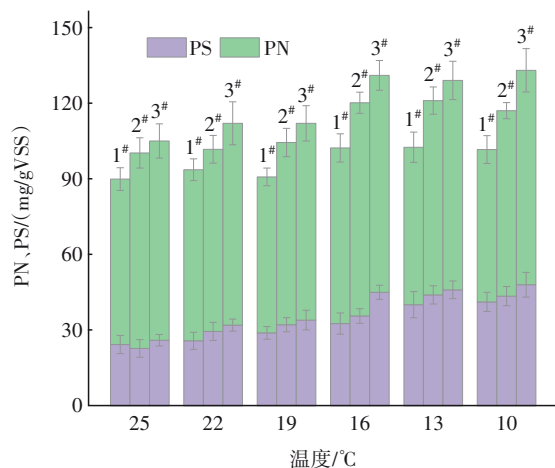


图8 温度对EPS的影响

Fig.8 Effect of temperature on EPS

EPS中的PS和PN在维持微生物功能中发挥重要作用, 特别是在微生物聚集、沉降性能及污泥结

构稳定性方面。PS作为亲水性聚合物, 通过增强微生物表面的亲水性, 促进微生物间的黏附和聚集。而过量的PS会改变EPS的理化性质, 增加污泥表面的亲水性, 进而减弱微生物聚集的紧密性, 导致污泥黏性膨胀。相对而言, PN作为疏水性物质, 有助于增强微生物聚集体的结构稳定性, 抑制过度膨胀^[7]。因此, PS与PN的动态平衡以及其与环境因素(如温度和水质)的相互作用, 共同影响着污泥的黏性膨胀过程。低温可能改变污泥中的氧化还原状态, 促使某些微生物群体分泌更多EPS, 以维持稳定的生长环境^[18]。

2.2.3 温度对SVI的影响

温度对SVI的影响如图9所示。可知, 随着反应器有机负荷的增加, SVI值整体呈上升趋势, 这与污水厂的监测结果一致。过量的有机物及其代谢产物的积累, 造成污泥体积增大, 使得絮体在沉降过程中容易膨胀, 导致SVI值增加^[19]。此外, 随着温度由25℃降至10℃, 1#、2#、3#反应器的SVI值升高, 分别由84.5、93.3、95.2 mL/g升至285.4、336.0、325.6 mL/g, 分别升高了237.8%、260.1%、242.0%。由此可见, 温度变化影响污泥沉降性能。主要原因是温度下降导致微生物活性降低、代谢速率减缓, 污泥降解有机物的能力减弱, 产生较大的絮体增加了污泥体积, 导致沉降性能变差, 提高了SVI值。

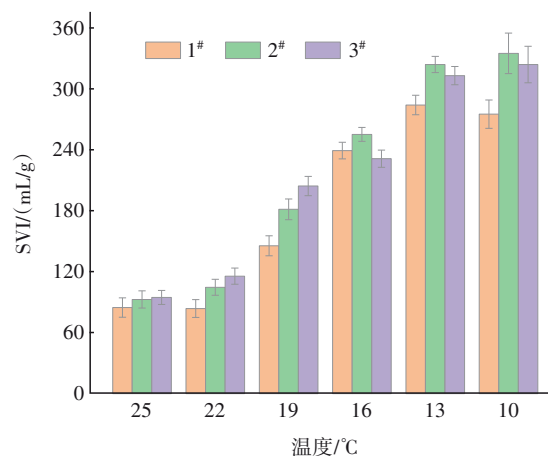


图9 温度对SVI的影响

Fig.9 Effect of temperature on SVI

2.2.4 ETS_{INT} 与EPS、SVI的关系

当电子传递活性降低时, 微生物代谢活动受到抑制, 能量获取效率下降。电子传递链是微生物进行呼吸作用的关键, 负责有效分解有机物并获得能量。以3#反应器试验数据为例, 电子传递活性与

EPS、SVI 的关系见图 10。可以得出,随着温度从 25 °C 降至 10 °C, ETS_{INT} 值由 197 mg/(gVSS·h) 降至 49 mg/(gVSS·h), EPS 由 105.2 mg/gVSS 升至 136.4 mg/gVSS, PS 由 26.2 mg/gVSS 升至 48.5 mg/gVSS, SVI 由 85.3 mL/g 升至 276.4 mL/g。微生物的生长和代谢速率减缓后,处理有机物的能力下降,迫使微生物通过其他机制维持生存,如增加 EPS 的分泌。EPS 能增强微生物细胞间的黏附性,促进絮体稳定性,因此在电子传递活性降低的情况下,微生物通过分泌更多 EPS 来适应低代谢环境^[20]。EPS 的增加导致 SVI 升高,污泥沉降性能变差。

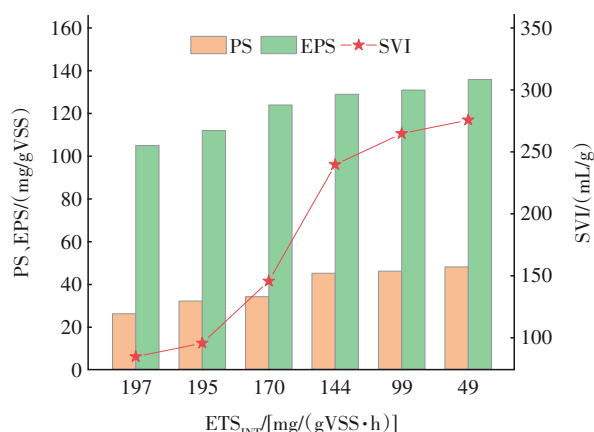


图 10 电子传递活性与 EPS 和 SVI 的关系

Fig.10 Relationship between electron transfer activity and EPS and SVI

3 结论

① 通过对污水厂为期 1 年的监测数据进行分析可知,污泥黏性膨胀受温度变化影响显著。温度较高时, EPS 含量为 80~90 mg/gVSS, 污泥沉降性能较好;温度的降低使微生物代谢速率减缓, EPS 含量在低温时期为 120~140 mg/gVSS, 污泥絮体结构松散、密度降低,从而导致污泥沉降性能变差。

② 在污水厂污泥黏性膨胀期,微生物群落结构比例失衡和功能失调,甲基营养菌过度繁殖,其相对丰度高达 11.9%,异常的菌群演替使微生物分泌过量的 EPS,导致污泥沉降性能变差,进一步加剧污泥黏性膨胀问题。

③ 小试结果表明,活性污泥的有机负荷与电子传递活性呈现正相关,高有机负荷可促进微生物代谢和电子传递链活性;有机负荷增加,微生物分泌的 EPS 显著增加,污泥絮体松散,沉降性能差, SVI 值升高;温度降低,微生物代谢和电子传递活性随

之降低。

参考文献:

- [1] 安莹, 张慧敏, 刘韵, 等. 高负荷活性污泥工艺污泥膨胀成因及控制研究[J]. 中国环境科学, 2025, 45(2): 768-775.
AN Y, ZHANG H M, LIU Y, et al. Causes and control of sludge bulking in high load activated sludge process [J]. China Environmental Science, 2025, 45(2): 768-775 (in Chinese).
- [2] 詹巍. 基于污水碳源捕获的菌藻共生 SBR 脱氮及污泥产甲烷发酵效能与机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2021.
ZHAN W. Performance and Mechanism of Bacteria-Algae Symbiosis SBR Nitrogen Removal and Sludge Methanogenic Fermentation Based on Sewage Carbon Capture [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2021 (in Chinese).
- [3] 周鹏, 李鹏飞, 杨丽亚, 等. 改良 A²O 工艺污泥膨胀伴随泡沫的影响及调控措施[J]. 中国给水排水, 2021, 37(10): 105-110.
ZHOU P, LI P F, YANG L Y, et al. Influences and control strategies of sludge bulking with foam in improved A²O process [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(10): 105-110 (in Chinese).
- [4] 赵晓娟, 张智瑞, 刘东洋, 等. A²O 工艺活性污泥黏性膨胀原因及控制措施 [J]. 工业水处理, 2024, 44(4): 198-204.
ZHAO X J, ZHANG Z R, LIU D Y, et al. Reasons and control measures for viscous bulking of activated sludge in A²O process [J]. Industrial Water Treatment, 2024, 44(4): 198-204 (in Chinese).
- [5] 许子聪, 李海松, 胡培基. 污泥膨胀对反硝化中试反应器效能及菌群结构的影响 [J]. 环境工程技术学报, 2019, 9(2): 139-144.
XU Z C, LI H S, HU P J. The effects of filamentous sludge bulking on performance and bacterial community structure of pilot-scale denitrification reactor [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2019, 9(2): 139-144 (in Chinese).
- [6] WONGBURI P, PARK J K. Prediction of sludge volume index in a wastewater treatment plant using recurrent neural network [J]. Sustainability, 2022, 14(10): 62-76.
- [7] 王帅. 胞外多糖特性及其对颗粒污泥聚集性能及稳

- 定性的影响机制研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2021.
- WANG S. Characteristics of Exopolysaccharide and Its Impacts Mechanism on Granular Aggregation and Stability [D]. Chongqing: Chongqing University, 2021 (in Chinese).
- [8] HE Q L, ZHANG J, GAO S X, et al. A comprehensive comparison between non-bulking and bulking aerobic granular sludge in microbial communities [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122151.
- [9] 徐萍, 占晓建, 李凤祥. 好氧颗粒污泥中的胞外聚合物及其应用的研究进展 [J]. *工业水处理*, 2023, 43 (12): 36-45.
- XU P, ZHAN X J, LI F X. Research progress on extracellular polymeric substances in aerobic granular sludge and their applications [J]. *Industrial Water Treatment*, 2023, 43(12): 36-45 (in Chinese).
- [10] PENG S, WANG Z, YU P, et al. Aggregation and construction mechanisms of microbial extracellular polymeric substances with the presence of different multivalent cations: molecular dynamic simulation and experimental verification [J]. *Water Research*, 2023, 232: 119675.
- [11] 高晨晨, 郑兴灿, 游佳, 等. 城市污水脱氮除磷系统的活性污泥菌群结构特征 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(23): 37-42.
- GAO C C, ZHENG X C, YOU J, et al. Structure characteristics of activated sludge microbial communities in nitrogen and phosphorus removal system of municipal wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31 (23): 37-42 (in Chinese).
- [12] GAO D, SUI L, LIANG H. How microbial community and membrane biofouling respond to temperature changes in an anaerobic membrane bioreactor [J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2022, 28: 102675.
- [13] ZHANG M, YAO J, WANG X, et al. The microbial community in filamentous bulking sludge with the ultra-low sludge loading and long sludge retention time in oxidation ditch [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 13693.
- [14] ZHAO Y, JIANG B, TANG X, et al. Metagenomic insights into functional traits variation and coupling effects on the anammox community during reactor start-up [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687: 50-60.
- [15] LIU Q J, GONG S, ZHANG H, et al. Microbial communities assembly in wastewater treatment plants in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 947: 174751.
- [16] 鲁文娟, 王浩龙, 袁林江. 缺氧区与好氧区HRT之比对污泥膨胀的影响 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37 (15): 77-82.
- LU W J, WANG H L, YUAN L J. Effect of ratio of hydraulic retention time between anoxic zone and aerobic zone on sludge bulking [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(15): 77-82 (in Chinese).
- [17] LIU S, WANG C, HOU J, et al. Effects of Ag NPs on denitrification in suspended sediments via inhibiting microbial electron behaviors [J]. *Water Research*, 2020, 171: 115436.
- [18] 胡小兵, 韦京云, 林睿, 等. 营养失衡下的分层分质EPS对异型膨胀污泥及其沉降性差异影响 [J]. *中国环境科学*, 2019, 39(12): 5110-5118.
- HU X B, WEI J Y, LIN R, et al. Different effect of EPS in layers and its components on settleability of heterogenic bulking activated sludge with condition of nutritional imbalance [J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(12): 5110-5118 (in Chinese).
- [19] 聂琨, 陈希, 袁林江, 等. 温度诱发的A/O除磷系统污泥沉降性变化与影响机理研究 [J]. *环境科学学报*, 2014, 34(6): 1403-1413.
- NIE K, CHEN X, YUAN L J, et al. Effect and mechanism of temperature on sludge settleability of A/O phosphorus removal system [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(6): 1403-1413 (in Chinese).
- [20] WANG X, ZHANG M, ZHOU Z, et al. Effect of extracellular polymeric substances removal and re-addition on anaerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 57: 104702.

作者简介: 曲勇(1980—), 男, 山东日照人, 硕士, 高级工程师, 主要研究方向为污水处理工艺运行及设备自动化。

E-mail: 349623651@qq.com

收稿日期: 2025-02-13

修回日期: 2025-04-04

(编辑: 刘贵春)