

王紫琪,周海东,张喆,等. 活性污泥及其与秸秆共基质的厌氧消化特性[J]. 环境科学研究, 2017, 30(2): 315-321.

WANG Ziqi, ZHOU Haidong, ZHANG Zhe, et al. Characteristics of anaerobic digestion of activated sludge and co-substrates with waste straw[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, 30(2): 315-321.

## 活性污泥及其与秸秆共基质的厌氧消化特性

王紫琪,周海东\*,张喆,王莹莹

上海理工大学环境与建筑学院,上海 200093

**摘要:**为分析秸秆对污泥厌氧消化特性的影响,在中温[(35±1)℃]条件下,研究了活性污泥单基质及其与秸秆共基质在SRT(固体停留时间)分别为10和15d,以及C/N(质量比)分别为5.5:1、10.0:1的情况下,厌氧消化产沼量及其组分、 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 及 $\rho(\text{VFA})$ (以 $\rho(\text{乙酸})$ 计,其中VFA为挥发性短链脂肪酸)的变化特性.结果表明:活性污泥-秸秆共基质厌氧消化在SRT为10、15d时,累积沼气产量为5 818.0、9 026.0 mL,比活性污泥单基质的沼气产量(4 930.0、7 760.0 mL)分别提高了15.3%、14.0%;共基质所产沼中 $\varphi(\text{CH}_4)$ 最高为69.3%,比活性污泥单基质高出15.4%.此外,在SRT为10和15d时,活性污泥-秸秆共基质厌氧消化 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除率分别为25.0%和28.0%,优于单基质的10.2%和13.1%;共基质平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 分别为278.5和254.9 mg/L,单基质平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 分别为215.6和213.5 mg/L;活性污泥-秸秆共基质平均 $\rho(\text{TP})$ 分别为168.6和175.9 mg/L,高于活性污泥单基质的129.2和152.2 mg/L.共基质有利于厌氧消化液中有机物的提高,从而增加 $\rho(\text{VFA})$ 、提高甲烷产量.研究显示,共基质可优化厌氧消化底物的C/N,促进厌氧消化反应,提高产气量.

**关键词:**污泥; 秸秆; 共消化; 固体停留时间; 甲烷

中图分类号: X703.1

文章编号: 1001-6929(2017)02-0315-07

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2017.01.37

## Characteristics of Anaerobic Digestion of Activated Sludge and Co-Substrates with Waste Straw

WANG Ziqi, ZHOU Haidong\*, ZHANG Zhe, WANG Yingying

School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China

**Abstract:** In order to investigate the characteristics of anaerobic digestion of activated sludge and co-substrates with waste straw, anaerobic digestion with activated sludge and co-substrates with waste straw was conducted under mesophilic condition (35±1) °C with solid retention time (SRT) of 10 and 15 d. The variation characteristics of biogas production and composition,  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ ,  $\rho(\text{TP})$ ,  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  and  $\rho(\text{VFA})$  were investigated with the C/N (mass ratio) of mono-substrate of sewage sludge and co-substrates set at 5.5:1 and 10:1, respectively. When SRT were 10 and 15 d, the cumulative biogas productions from co-substrates were 5818.0 and 9026.0 mL, respectively, 15.3% and 14.0% higher than those of the mono-substrate (i.e. 4930.0 and 7760.0 mL), respectively. The maximal  $\varphi(\text{CH}_4)$  from co-substrates was 69.3%, 15.4% higher than that of single substrate (maximum 58.61%). The removal rates of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  were 25.0% and 28.0% of co-substrates during two SRT, better than those of mono-substrate (which only had 10.2% and 13.1%). The average  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  and  $\rho(\text{TP})$  of co-substrates were 278.5, 254.9 mg/L and 168.6, 175.9 mg/L, which were higher than 215.6, 213.5 mg/L and 129.2, 152.2 mg/L of mono-substrate. Co-substrates can optimize C/N of substrates and promote the performance of anaerobic digestion and biogas production.

**Keywords:** sludge; waste straw; co-digestion; solid retention time (SRT); methane

收稿日期: 2016-06-07 修订日期: 2016-11-02

基金项目: 上海市委基础科学研究重大项目(13DJ1400105); 国家自然科学基金项目(51279108)

作者简介: 王紫琪(1991-),女,河南新乡人, faderain@163.com.

\* 责任作者,周海东(1971-),男,安徽庐江人,副教授,博士,主要从事水污染控制与污泥资源化研究, zhouhaidong@usst.edu.cn

城市活性污泥是城镇污水处理过程中不可避免的副产物<sup>[1]</sup>. 活性污泥成分复杂,含有大量有机质<sup>[2]</sup>. 剩余活性污泥处置一直以来都是棘手的问题<sup>[3]</sup>. 我国活性污泥的产量大、处置率低<sup>[4]</sup>. 活性污泥中含有污水中的大部分污染物质<sup>[5-7]</sup>,极易造成环境污染. 据报道,我国每年有超过 10<sup>7</sup> t 活性污泥产

生,其中80%处置不当<sup>[8]</sup>.剩余活性污泥可通过稳定化实现资源化再利用.厌氧消化是活性污泥稳定化和产甲烷的一种有效稳定技术<sup>[9]</sup>.可以有效减少活性污泥体积,提高活性污泥脱水效果<sup>[10]</sup>,并且稳定性好、能耗低、有沼气产生,因此被广泛应用<sup>[11]</sup>.

我国是农业大国,平均每年产生的秸秆量约为 $7 \times 10^8$  t<sup>[12]</sup>,其中,大部分秸秆都被直接燃烧掉,浪费了大量资源.秸秆的厌氧发酵技术能够利用其中丰富的有机质,解决我国面临的日益严峻的资源和环境问题,为秸秆的资源化利用提供了有效途径.通常活性污泥的C/N(质量比)约为4.3:1,而农作物秸秆的C/N一般为50.0:1,单独的活性污泥或秸秆均不能满足微生物厌氧消化的要求.活性污泥中复杂的有机成分,在进行单基质厌氧消化时易发生氨抑制等现象<sup>[13]</sup>.将单一底物厌氧消化转为两种底物联合厌氧消化,调节底物中的有机成分,可提高反应效率<sup>[14-15]</sup>.

该研究以活性污泥及小麦秸秆为主要厌氧消化原料,研究活性污泥单基质与活性污泥-秸秆共基质在不同SRT(固体停留时间)下的中温厌氧消化效果,探讨共基质厌氧消化对活性污泥性质的改变及产气效果的影响,以期为活性污泥、秸秆的资源化利用以及清洁能源的生产和城市环境的保护提供参考.

## 1 材料与方法

### 1.1 活性污泥和秸秆来源

试验所用活性污泥取自上海东区水质净化厂的曝气池.活性污泥静置沉淀12 h后,排出上清液.置于4℃冰箱保存,存储时间不超过2周.接种活性污泥的C/N为5.5:1, pH为6.94,  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 为10 750 mg/L,  $\rho(\text{VFA})$ 〔以 $\rho(\text{乙酸})$ 计,其中VFA为挥发性短链脂肪酸〕为98 mg/L,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为109.67 mg/L,  $\rho(\text{TP})$ 为202.41 mg/L,  $\rho(\text{MLSS})$ 为7.22 g/L.

秸秆购自河南省郑州市郊区农田.由于秸秆中含有大量难降解的纤维素、木质素等,因此从经济性及操作可行性等方面考虑,该研究采用物理方法预处理秸秆.秸秆经清洗晒干后,用破碎机打碎成粒径小于10 mm的颗粒,以减小秸秆粒径能破坏其中的木质素、纤维素和半纤维素的复杂网状结构,增加孔隙度及比表面积<sup>[16]</sup>,缩短有机物的发酵时间,提高产气量,加快厌氧消化反应速率<sup>[17]</sup>.

试验所用小麦秸秆的C/N比为56.7:1,  $\mu(\text{纤维素})$

为39%,  $\mu(\text{半纤维素})$ 为15%,  $\mu(\text{木质素})$ 为12%.通过投加小麦秸秆作为外加碳源,调节底物碳氮比,构成共同发酵体系.

### 1.2 试验装置

试验装置为2个并联的不锈钢材质密封反应罐(见图1).这2个消化罐均由一台总自动控制器系统控制.2个反应器分别为活性污泥厌氧消化装置和活性污泥-秸秆混合物厌氧消化装置.反应罐的有效体积为20 L.反应罐外部设有水浴箱,根据设置条件自动控制温度,维持反应器恒温.罐中设有自动机械搅拌器,使发酵液充分混合,防止罐内分层,出现底部酸化现象,其转速为40 r/min.消化罐外部均有2个取样口和1个进样口,底部设有排泥口.罐中下部设有pH探测计,可根据设定值自动补充酸碱,维持厌氧消化过程中pH的最佳值.罐上方设有照明灯,方便观察罐中底物反应情况.气体排出口接入水封,防止空气回流入罐中.

### 1.3 试验方法

待2个反应器达到设定温度〔(35±1)℃〕且稳定后,在2个消化罐中分别加入15 L浓缩活性污泥及活性污泥-秸秆混合物(C/N=10.0:1),罐中充入N<sub>2</sub>,排出空气.中温静态发酵50 d,其间不排泥、不进泥.每72 h取样1次,测定出水污泥混合相中的 $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{TP})$ .通过离心过滤测定水相中的 $\rho(\text{VFA})$ .待各项指标稳定后,启动阶段完成.开始每d分别进、排出1.5 L剩余活性污泥.并每隔3 d加入10 g葡萄糖,为厌氧菌提供适量碳源,促进厌氧细菌的稳定,以帮助其更好地适应厌氧环境.经过15 d的稳定期后,连续10 d测定 $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{VFA})$ 、沼气产量等,若其各项指标变化不大,则厌氧消化活性污泥培养驯化完成.

试验设SRT为10和15 d.发酵物总体积为15 L,当SRT为10 d时,每d排出活性污泥1.5 L,用蠕动泵泵入新鲜活性污泥1.5 L,调节2个SRT时间为20 d,稳定1个SRT时间(10 d);当SRT为15 d时,每d排出活性污泥1.0 L,用蠕动泵泵入新鲜活性污泥1.0 L,调节2个SRT时间(30 d),稳定1个SRT时间(15 d).

从试验可行性及微生物厌氧消化条件考虑,试验调节活性污泥及秸秆混合物C/N(质量比)为10.0:1(即每10 mL活性污泥加入2 g秸秆),虽未达到厌氧消化理想值,但已基本满足微生物厌氧消化要求.

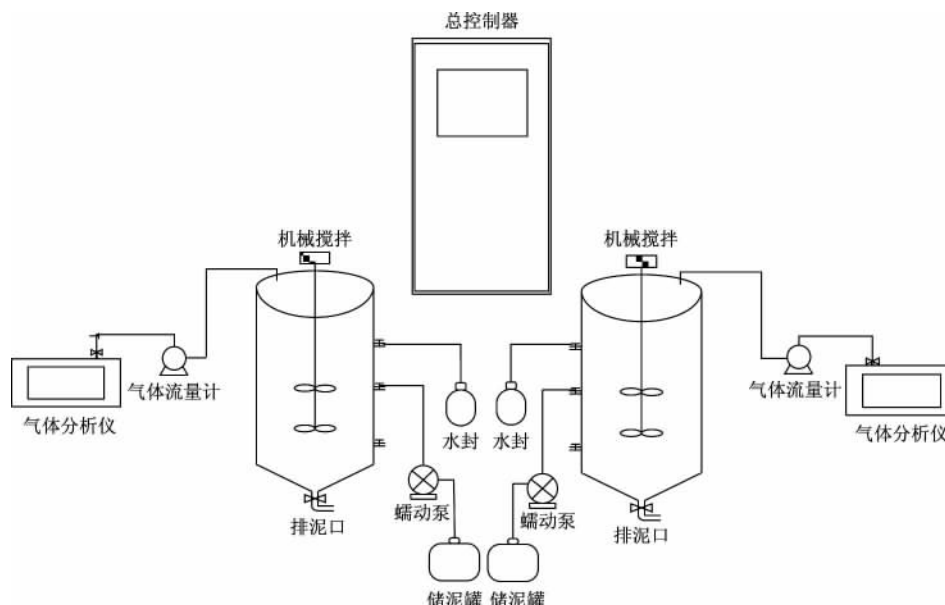


图1 试验装置简图

Fig. 1 Schematic diagram of experiment equipment

#### 1.4 分析方法

将活性污泥分为混合相和水相,分别进行测试。测试混合相时,将取样活性污泥充分摇匀,稀释120倍后测样。水相测试时,将样品在10 000 r/min下离心10 min后过0.45  $\mu\text{m}$ 的滤膜,滤后水样稀释120倍进行测试。

$\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 采用标准重铬酸钾法测定; $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 采用纳氏试剂比色法测定; $\rho(\text{TP})$ 采用钼酸盐比色分光光度计法测定; $\rho(\text{VFA})$ 采用滴定法<sup>[18]</sup>测定,以 $\rho(\text{乙酸})$ 计;pH采用PHS-3CpH计(上海精科雷磁化学仪器公司)测定;气体成分由GASBOARD-3200系列沼气分析仪(武汉四方光电科技有限公司)测定;总氮采用TOC/TN测定仪multi N/C3100。试验所用浓硫酸、氨水、氢氧化钠、酒石酸钾钠、硫酸氢铵、氯化铁、过硫酸钾、抗坏血酸均为分析纯,哈希 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 预装罐购于美国HACH公司。

## 2 结果与讨论

### 2.1 累积沼气产量

秸秆的加入,使沼气产量大幅增加。当SRT为10和15 d时,活性污泥单基质厌氧消化日均沼气产量为493.0和517.3 mL,活性污泥-秸秆共基质的日均沼气产量为581.8和601.8 mL;活性污泥-秸秆共基质厌氧消化累积沼气产量分别为5 818.0、9 026.0 mL,比单一活性污泥的累积沼气产量(4 930.0、7 760.0 mL)分别高出15.3%、14.0%。秸秆作为外加碳源,提高了厌氧活性污泥的C/N,促进了活性污

泥中有机物的降解,产酸菌在厌氧系统中富集<sup>[19]</sup>,挥发酸产量增加,为活性污泥中微生物的代谢活动提供碳源,使厌氧发酵容易启动,达到相对较好的产气效果<sup>[20-21]</sup>。赵云飞等<sup>[21]</sup>发现,在混合基质比例为1:1时,餐厨垃圾与活性污泥混合基质的沼气产量比餐厨垃圾或活性污泥单独厌氧消化的产量高2.5和1.0倍,与该研究相似,说明通过混合厌氧消化,可以使沼气产量得到不同程度的提高。

### 2.2 沼气组分

由图2(a)(b)可见,当SRT为10 d时,活性污泥单基质与活性污泥-秸秆共基质的沼气产量均呈先升后降的趋势。这是由于污泥与秸秆中所含的主要有机质均为难降解组分,这些有机质的水解是厌氧消化产甲烷过程的限速步骤。在厌氧消化初期,底物中易降解的有机质在水解酸化微生物作用下迅速转化为短链有机酸,进而在产甲烷菌的作用下转化为甲烷,因此反应初期产气量上升。随着厌氧消化过程的进行,难降解有机质的水解速率低于产沼气速率,导致沼气产量开始下降。2种底物均在第4天左右出现产气高峰,沼气产量分别达1 308和1 190 mL,此时沼气中的 $\varphi(\text{CH}_4)$ 分别为44.3%和48.6%。

厌氧消化初期,2种底物沼气产量中的 $\varphi(\text{CH}_4)$ 均较低。这可能是由于在反应初期,大量挥发性短链脂肪酸积累,造成pH降低,抑制产甲烷菌的活性,导致沼气产量中的 $\varphi(\text{CH}_4)$ 较低<sup>[22]</sup>。在反应前4 d,活性污泥-秸秆共基质的 $\varphi(\text{CH}_4)$ 低于活性污泥单基质

中的  $\varphi(\text{CH}_4)$ . 究其原因, 秸秆的加入, 使底物中纤维素及木质素含量升高, 有机成分发生变化, 而底物中的有机成分的性质又是影响  $\varphi(\text{CH}_4)$  的重要因素<sup>[23]</sup>, 因此会出现这种产  $\text{CH}_4$  滞后现象. 从第4天起, 进入厌氧消化稳定阶段, 活性污泥-秸秆共基质中  $\varphi(\text{CH}_4)$  略高于活性污泥单基质, 稳定在60%左右.

随着厌氧消化反应过程的进行,  $\varphi(\text{CH}_4)$  不断增加,  $\varphi(\text{CO}_2)$  有所下降. 这说明产甲烷菌可利用  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2$  产生  $\text{CH}_4$ . 在第10天左右, 混合基质气体成分中  $\varphi(\text{N}_2)$  增加, 这部分  $\text{N}_2$  除了试验开始阶段充入的  $\text{N}_2$  外, 可能是由于反硝化作用产生了  $\text{N}_2$ . 其他气体可能是  $\text{H}_2$  或  $\text{H}_2\text{S}$ .

由图2(c)(d)可见, 在SRT为15d时, 沼气产量中的  $\varphi(\text{CH}_4)$  的趋势与SRT为10d时的相似, 开始阶段不断上升, 之后逐渐趋于稳定. 厌氧消化6d后, 活性污泥单基质与活性污泥-秸秆共基质的  $\varphi(\text{CH}_4)$  均在50%以上, 随着反应的进行,  $\varphi(\text{CH}_4)$  波动幅度不大, 活性污泥单基质的  $\varphi(\text{CH}_4)$  维持在45%左右, 活性污泥-秸秆共基质的  $\varphi(\text{CH}_4)$  维持在60%左右.

不同SRT下, 以活性污泥-秸秆共基质为底物的反应, 最高  $\varphi(\text{CH}_4)$  为69.3%, 比活性污泥单基质中的最高  $\varphi(\text{CH}_4)$  (58.6%) 高出15.4%, 说明秸秆的加入有利于  $\text{CH}_4$  气体的产生.

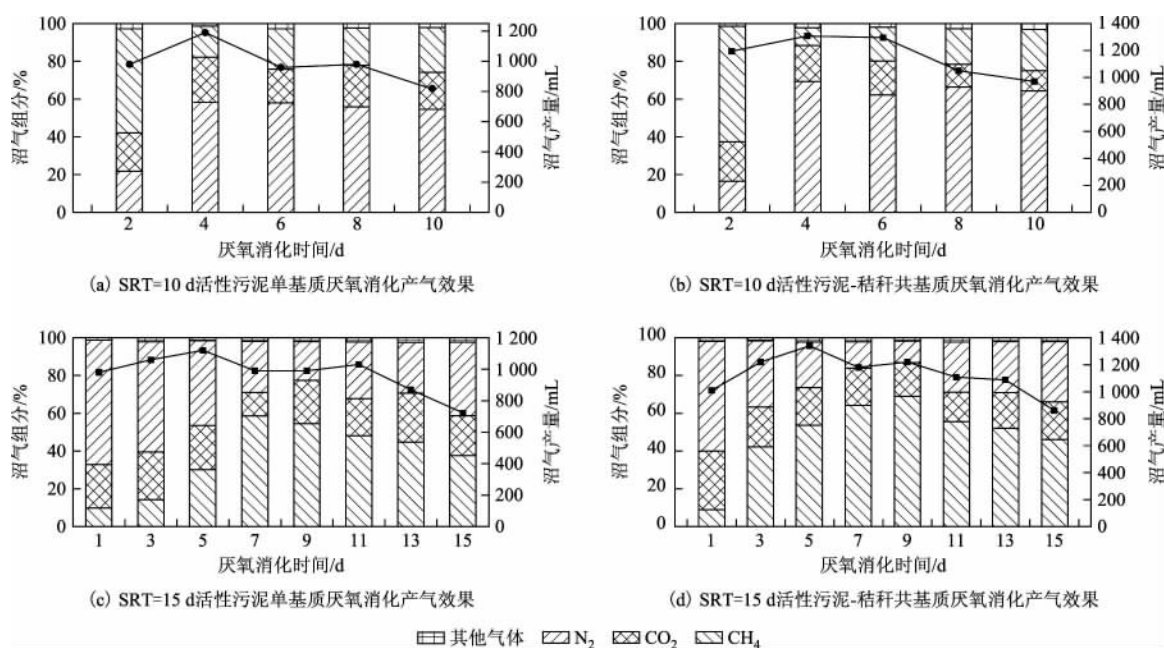


图2 活性污泥单基质及活性污泥-秸秆共基质在不同SRT下沼气成分及沼气产量

Fig. 2 Variations of biogas composition and production under different SRT (mono-substrate and co-substrates)

### 2.3 厌氧消化系统中的 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 和 $\rho(\text{TP})$

厌氧消化中,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  是重要的氮源, 其浓度对厌氧消化细菌及产  $\text{CH}_4$  速率都有一定的影响. 在厌氧消化过程中, 微生物中的氮只有少数可以转化成细胞物质, 大部分有机氮经生物降解后, 以  $\text{NH}_4^+$  的形式存在, 还原成沼液中的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ <sup>[24]</sup>. 其主要反应方程:  $\text{RCHNH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{RCOOH} + \text{NH}_3 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2$ .

当  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  较高且达到 1 500 ~ 3 000 mg/L 时, 会对厌氧消化系统产生抑制<sup>[25]</sup>. 图3显示了试验过程中  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  的变化趋势. 活性污泥单基质及活性污泥-秸秆共基质在不同SRT下的  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为 190 ~ 350 mg/L, 因此并未对系统产生抑制. 在SRT

为 10 d 时, 由于活性污泥-秸秆共基质中可降解有机物较多, 其平均  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为 278.5 mg/L, 高于单基质的平均  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  为 215.6 mg/L. 当SRT为15d, 反应前期, 活性污泥-秸秆共基质的  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  波动较大, 活性污泥单基质的  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  稍有波动, 后期均趋于平稳. 这说明在反应开始阶段, 活性污泥-秸秆底物中的大部分氮以  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的形式排除, 消化液的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度由开始的 247.2 mg/L 增至 345.9 mg/L. 反应后期  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  降低. 这是由于罐中存在厌氧氨氧化作用, 厌氧氨氧化菌以  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  作为电子供体, 亚硝酸氮为电子受体, 生成气态氮, 从而实现脱氮<sup>[26]</sup>, 导致  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  逐渐降至 198.7 mg/L; 同时,

微生物的生长也会利用  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , 从而造成  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度稍有降低. 两组底物均呈现 SRT 为 15 d 时的平均  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  低于 SRT 为 10 d 时的  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ , 这可能是由于 SRT 缩短会导致有机负荷量升高,  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  也会有所上升.

磷是微生物细胞的重要组成元素, 存在于细胞组份中. 有机磷的释放主要是由微生物分解引起的<sup>[27]</sup>.

在厌氧发酵过程中, 由于微生物细胞破碎, 微生物水解, 溶出大量的磷, 同时秸秆也可释放大量的磷. 图 3 显示了厌氧消化过程中  $\rho(\text{TP})$  的变化特性.  $\rho(\text{TP})$  总体变化范围不大. SRT 为 10 和 15 d 时, 活性污泥-秸秆共基质出泥样品的平均  $\rho(\text{TP})$  分别为 168.6 和 175.9 mg/L, 高于活性污泥单基质的 129.2 和 152.2 mg/L.

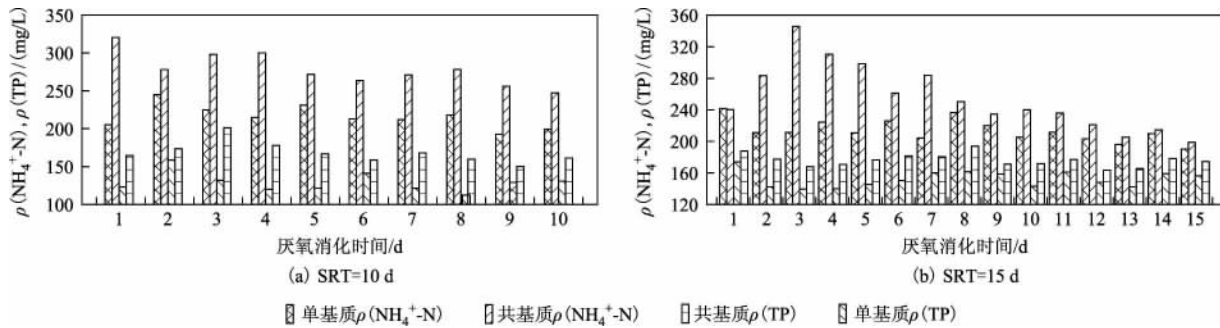


图 3 活性污泥单基质及活性污泥-秸秆共基质在不同 SRT 下  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  和  $\rho(\text{TP})$

Fig. 3 Variations of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and TP concentrations under different SRT (mono-substrate and co-substrates)

### 2.4 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除率

由图 4 可见, 在中温条件下, 当 SRT 为 10 和 15 d 时, 厌氧消化后, 活性污泥-秸秆共基质的  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  分别为 16 331 和 15 518 mg/L, 活性污泥单基质的  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  分别对应于 18 261 和 18 343 mg/L. 而活性污泥-秸秆共基质的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率分别为 25.0% 和 28.0%, 优于活性污泥单基质的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率 10.2% 和 13.1%. 去除率较高说明系统中的大量有机物被微生物利用, 从而有效地转化成  $\text{CH}_4$  及  $\text{CO}_2$  等气体而释放. 这与沼气产量中混合基质的沼气产量高于活性污泥单基质的沼气产量相对应. 因此, 秸秆的加入使得活性污泥-秸秆共基质厌氧消化  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率比活性污泥单基质高.

### 2.5 厌氧消化系统中的 $\rho(\text{VFA})$

VFA 是厌氧消化过程中有机质水解酸化的重要产物. 产酸菌以可溶性蛋白质和碳水化合物作为底物, 产生 VFA. 当  $\rho(\text{VFA})$  低于 3 000 mg/L 时, 有利于产甲烷菌的生长<sup>[28]</sup>. 试验中  $\rho(\text{VFA})$  均在 200 mg/L 以下, 因此未对产甲烷菌造成抑制. 从图 5 可见, 各试验阶段的  $\rho(\text{VFA})$  在反应前期均呈上升趋势, 随着厌氧消化的进行, 开始逐渐下降, 到反应后期趋于平稳. 当 SRT 为 15 d 时, 产 VFA 高峰值出现在第 4 天, 对比 SRT 为 10 d 时相对滞后, 这可能是由于 SRT 短则每日接种活性污泥量相对增加, 增加接种物的量不仅可以提高消化系统的缓冲能力, 缩短系统水解酸化阶段的时间, 有利于产气高峰的提前, 而且对有机物降解有一定的促进作用.

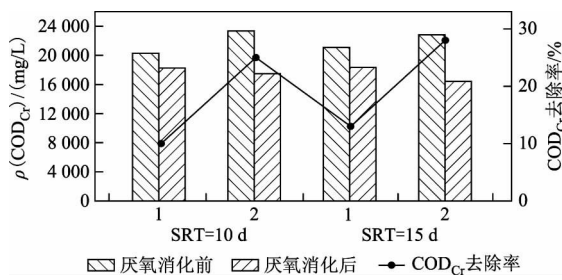
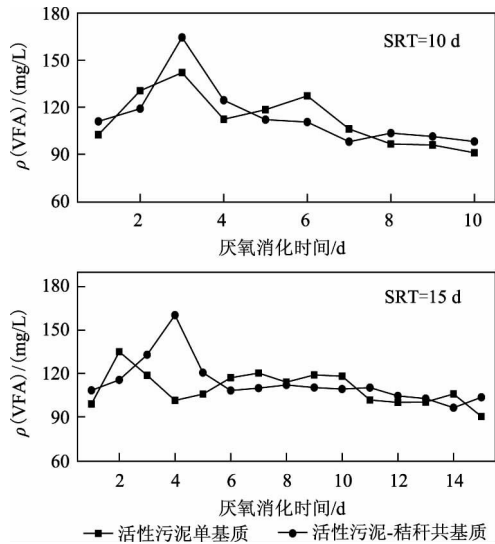


图 4 活性污泥单基质及活性污泥-秸秆共基质在不同 SRT 下  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率

Fig. 4  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  removal rate under different SRT (mono-substrate and co-substrates)

活性污泥-秸秆共基质在 SRT 为 10 d 的试验阶段初期  $\rho(\text{VFA})$  较高, 达到 164.5 mg/L, 可能是因为在厌氧消化水解阶段, 纤维素等有机物的水解产物较多, 但产  $\text{CH}_4$  菌不足, 导致 VFA 大量积累, 降低消化液中的 pH, 影响产气量. 厌氧消化过程中产生的部分 VFA 也可与  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  等发生中和反应, 促进厌氧发酵的进行<sup>[29]</sup>. 随着反应时间的进行, 产酸菌逐渐被产甲烷菌所替代, 有机酸被不断消耗,  $\rho(\text{VFA})$  降低. 将活性污泥与秸秆 2 种物料混合发酵, 改善了活性污泥单独厌氧消化时产酸量少的情况, 有利于提高厌氧消化的  $\text{CH}_4$  产量.



注:  $\rho(\text{VFA})$  以  $\rho(\text{乙酸})$  计。  
图5 单基质及共基质在不同 SRT 下 VFA 含量变化

Fig. 5 Variations of VFA concentrations under different SRT (mono-substrate and co-substrates)

### 3 结论

a) 秸秆的加入明显提高了沼气产量,在 SRT 为 10 和 15 d 时,共基质底物的累积沼气产量比单基质的分别提高了 15.3% 和 14.0%。2 个 SRT 反应阶段中,活性污泥-秸秆共基质的最高  $\varphi(\text{CH}_4)$  达 69.3%,比活性污泥单基质中的最高  $\varphi(\text{CH}_4)$  (58.6%) 高出 15.4%。秸秆的加入有利于提高污泥厌氧消化的沼气产量及  $\varphi(\text{CH}_4)$ 。

b) 活性污泥单基质的  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  及  $\rho(\text{TP})$  均低于活性污泥-秸秆共基质。SRT 为 10 d 时,共基质中平均  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为 278.5 mg/L,高于活性污泥单基质的平均  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为 215.6 mg/L; SRT 为 15 d 时,共基质的平均  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  为 254.9 mg/L,而单基质为 213.5 mg/L。在 SRT 为 10 和 15 d 时,活性污泥-秸秆共基质的平均  $\rho(\text{TP})$  分别为 168.6 和 175.9 mg/L,高于活性污泥单基质的 129.2 和 152.2 mg/L; 并且固体停留时间短,有机负荷量增加,  $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$  及  $\rho(\text{TP})$  升高。

c) 共基质在 SRT 为 10 和 15 d 的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率分别为 25.0%、28.0%,优于单基质的  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率 (10.0%、13.0%)。并且在两 SRT 厌氧消化过程中,  $\rho(\text{VFA})$  在 200 mg/L 以下,发酵底物处于较好厌氧消化阶段。活性污泥-秸秆共基质有利于发酵液中有有机物含量的提高,为产  $\text{CH}_4$  菌提供充足的有机物。10 d

的固体停留时间比 15 d 更有利于  $\rho(\text{VFA})$  的增加。

d) 共基质厌氧消化在沼气产量、 $\varphi(\text{CH}_4)$  以及  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率等多方面优于活性污泥单基质厌氧消化,可为后续研究不同配比有机质对活性污泥厌氧消化的影响提供参考。

### 参考文献 (References):

- [1] MASPOLIM Y, ZHOU Yan, GUO Chenghong, et al. Comparison of single-stage and two-phase anaerobic sludge digestion systems—Performance and microbial community dynamics[J]. *Chemosphere*, 2015, 140: 54-62.
- [2] 李素慧, 许智华, 樊小军. 污水处理厂污泥处理处置现状分析及建议[J]. *能源研究与信息*, 2011, 27(4): 187-192.  
LI Suhui, XU Zhihua, FAN Xiaojun. Present status and suggestions of sludge disposal on sewage treatment plants[J]. *Energy Research and Information*, 2011, 27(4): 187-192.
- [3] XIANG Yulin, WANG Lipeng, JIAO Yurong. Disintegration of excess sludge enhanced by a combined treatment of gamma irradiation and modified coal fly ash[J]. *Radiation Physics & Chemistry*, 2016, 120: 49-55.
- [4] 姚金玲, 王海燕, 于云江, 等. 城市污水处理厂污泥重金属污染状况及特征[J]. *环境科学研究*, 2010, 23(6): 696-702.  
YAO Jinling, WANG Haiyan, YU Yunjiang, et al. Pollution status and characteristics of heavy metals in sewage sludge from municipal wastewater treatment plants[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010, 23(6): 696-702.
- [5] 张丽丽, 李花粉, 苏德纯. 我国城市污水处理厂污泥中重金属分布特征及变化规律[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(3): 313-319.  
ZHANG Lili, LI Huaifen, SU Dechun. Characteristics and changes of heavy metals in sewage sludge of China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013, 26(3): 313-319.
- [6] LAVADO R S, RODRIGUEZ M B, TABOADA M A. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2005, 109(3): 360-364.
- [7] SHOBER A L, STEHOUWER R C, MACNEAL K E. Chemical fractionation of trace elements in biosolid-amended soils and correlation with trace elements in crop tissue[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2007, 38(7/8): 1029-1046.
- [8] YANG Guang, ZHANG Guangming, WANG Hongchen. Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China[J]. *Water Research*, 2015, 78(1): 60-73.
- [9] WANG L, AZIZ T N, FRANCIS L. Determining the limits of anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge with grease interceptor waste[J]. *Water Research*, 2013, 47(11): 3835-3844.
- [10] 吴晓云, 王育峰. 城市污泥无害化处置的研究[J]. *能源研究与信息*, 2011, 27(2): 76-80, 104.  
WU Xiaoyun, WANG Yufeng. Study on harmless disposal of municipal sewage sludge[J]. *Energy Research and Information*,

- 2011 27(2):76-80,104.
- [11] NGHIEM L D, NGUYEN T T, MANASSA P *et al.* Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol for on-demand biogas production [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2014, 95: 160-166.
- [12] 陈小华, 朱洪光. 农作物秸秆产沼气研究进展与展望[J]. *农业工程学报* 2007 23(3):279-283.  
CHEN Xiaohua, ZHU Hongguang. Research progress and prospect on producing biogas from crop straws [J]. *Transactions of the CSAE* 2007 23(3):279-283.
- [13] DUAN N, DONG B, WU B *et al.* High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study [J]. *Bioresource Technology* 2012 104(104):150-156.
- [14] WANG G, GAVALA H N, SKIADAS I V *et al.* Wet explosion of wheat straw and codigestion with swine manure: effect on the methane productivity [J]. *Waste Management* 2009 29(11):2830-2835.
- [15] MLADENOVSKA Z, HARTMANN H, KVIST T *et al.* Thermal pretreatment of the solid fraction of manure: impact on the biogas reactor performance and microbial community [J]. *Water Science and Technology* 2006 53(8):59-67.
- [16] HENDRIKS A, ZEEMAN G. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass [J]. *Bioresource Technology*, 2009 100(1):10-18.
- [17] PALMOWSKI L M, MULLER J A. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion [J]. *Water Science and Technology* 2000 41(3):155-162.
- [18] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理 [M]. 北京: 中国轻工业出版社, 1998.
- [19] BOUALLAGUI H, TORRIJOS M, GODON J J *et al.* Two-phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance [J]. *Biochemical Engineering Journal* 2004 21(2):193-197.
- [20] 南艳艳, 邹华, 严群, 等. 秸秆厌氧发酵产沼气的初步研究 [J]. *食品与生物技术学报* 2007 26(6):64-68.  
NAN Yanyan, ZOU Hua, YAN Qun *et al.* Elemental study on the biogas anaerobic fermentation with crops straw [J]. *Journal of Food Science and Biotechnology* 2007 26(6):64-68.
- [21] 赵云飞, 刘晓玲, 李十中, 等. 餐厨垃圾与污泥高固体联合厌氧产沼气的特性 [J]. *农业工程学报* 2011 27(10):255-260.  
ZHAO Yunfei, LIU Xiaoling, LI Shizhong *et al.* Characteristics of high-solids anaerobic co-fermentation for converting food waste and excess sludge to biogas [J]. *Transactions of the CSAE*, 2011, 27(10):255-260.
- [22] 刘荣厚, 郝元元, 叶子良, 等. 沼气发酵工艺参数对沼气及沼液成分影响的试验研究 [J]. *农业工程学报* 2006 22(S1):85-88.  
LIU Ronghou, HAO Yuanyuan, YE Ziliang *et al.* Experimental research on technical parameters of anaerobic fermentation for biogas production [J]. *Transactions of the CSAE* 2006 22(S1):85-88.
- [23] 袁海荣, 朱超, 刘茹飞, 等. 污泥与麦秸协同厌氧消化性能研究 [J]. *中国沼气* 2015 33(3):38-44.  
YUAN Hairong, ZHU Chao, LIU Rufeifei *et al.* Investigation on anaerobic co-digestion performance of sewage sludge and wheat straw [J]. *China Biogas* 2015 33(3):38-44.
- [24] 张波, 徐剑波, 蔡伟民. 有机废物厌氧消化过程中氨氮的抑制性影响 [J]. *中国沼气* 2003 21(3):26-28.  
ZHANG Bo, XU Jianbo, CAI Weimin. Review on the ammonia inhibition for anaerobic digestion [J]. *China Biogas* 2003 21(3):26-28.
- [25] 许之扬, 赵明星, 缪恒峰, 等. 氨氮质量浓度对餐厨垃圾厌氧消化产沼气的的影响 [J]. *食品与生物技术学报* 2014 33(3):282-287.  
XU Zhiyang, ZHAO Mingxing, MIAO Hengfeng *et al.* Analysis of ammonia inhibition on anaerobic digestion via food wastes [J]. *Journal of Food Science and Biotechnology* 2014 33(3):282-287.
- [26] 康晶, 王建龙. COD 对颗粒污泥厌氧氨氧化反应性能的影响 [J]. *应用与环境生物学报* 2005 11(5):604-607.  
KANG Jing, WANG Jianlong. Effect of COD concentration on performance of anaerobic ammonium oxidation by granular sludge [J]. *Applied and Environmental Biology* 2005 11(5):604-607.
- [27] JU L K, SHAH H K, PORTEOUS J. Phosphorus release in aerobic sludge digestion [J]. *Water Environment Research* 2005 77(5):553-559.
- [28] 马磊, 王德汉, 谢锡龙, 等. 餐厨垃圾的高温厌氧消化处理研究 [J]. *环境工程学报* 2009 3(8):1509-1512.  
MA Lei, WANG Dehan, XIE Xilong *et al.* Study on treatment of food waste by thermophilic anaerobic digestion [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering* 2009 3(8):1509-1512.
- [29] SOSNOWSKI P, KLEPACZ-SMOLKA A, KACOZOREK K *et al.* Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes [J]. *Bioresource Technology* 2008 99(13):5731-5737.