

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.21.002

# 典型污泥高级厌氧消化工艺中恶臭物质的分布特征

东 东<sup>1</sup>, 赵 珊<sup>2,3,4</sup>, 郭学彬<sup>2,3,4</sup>, 席劲瑛<sup>1</sup>

(1. 清华大学 环境学院, 北京 100084; 2. 北京城市排水集团有限责任公司科技研发中心, 北京 100124; 3. 北京北排科技有限公司, 北京 100124; 4. 北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100124)

**摘 要:** 选取北京某市政污泥高级厌氧消化处理项目(工艺采用污泥浓缩+离心脱水+热水解+厌氧消化+板框压滤脱水)作为研究对象,对其工艺各节点的污泥进行采样,并利用静态顶空法检测污泥挥发出来的恶臭物质组分及浓度。结果表明,该工艺中污泥挥发出来的典型恶臭物质主要包括硫化氢( $\text{H}_2\text{S}$ )、甲硫醇( $\text{CH}_3\text{SH}$ )、氨( $\text{NH}_3$ )、二甲基硫醚( $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ )、甲苯、乙苯、D-柠檬烯等。原始污泥、热水解后污泥以及厌氧消化后污泥挥发出来的恶臭物质浓度较高。原始污泥的主要恶臭因子为  $\text{H}_2\text{S}$  [ $(94.8 \pm 43.0) \text{ mg/m}^3$ ] 和挥发性有机物[VOCs,  $(281.1 \pm 118.2) \text{ mg/m}^3$ ],热水解后污泥的主要恶臭因子为甲硫醇 [ $(39.8 \pm 24.7) \text{ mg/m}^3$ ] 和二甲基硫醚 [ $(10.8 \pm 2.7) \text{ mg/m}^3$ ],厌氧消化后污泥的主要恶臭因子为 VOCs [ $(336.8 \pm 160.9) \text{ mg/m}^3$ ] 和  $\text{NH}_3$  [ $(47.7 \pm 21.9) \text{ mg/m}^3$ ]。脱水后污泥(预脱水和板框压滤脱水)中  $\text{H}_2\text{S}$ 、VOCs 和  $\text{NH}_3$  的挥发浓度显著降低,降幅分别为 92%、66%、96%,因此需要重点关注脱水过程中的恶臭防治问题。热水解过程会显著增加污泥中  $\text{H}_2\text{S}$ 、甲硫醇的挥发,热水解后污泥挥发出来的恶臭类 VOCs 组分与其他污泥样品差异较大。厌氧消化会增加污泥中  $\text{NH}_3$  及 VOCs 的挥发。

**关键词:** 市政污泥; 恶臭物质; 厌氧消化; 热水解

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)21-0007-06

## Distribution Characteristics of Odorants in Typical Sludge Advanced Anaerobic Digestion Process

DONG Dong<sup>1</sup>, ZHAO Shan<sup>2,3,4</sup>, GUO Xue-bin<sup>2,3,4</sup>, XI Jin-ying<sup>1</sup>

(1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Technology Research and Development Center, Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100124, China; 3. Beijing Drainage Technology Co. Ltd., Beijing 100124, China; 4. Beijing Sewage Resource Engineering Technology Research Center, Beijing 100124, China)

**Abstract:** Sludge samples were collected from each unit of a municipal sludge advanced anaerobic digestion treatment project (sludge thickening, centrifugal dewatering, thermal hydrolysis, anaerobic digestion and plate-frame pressure filtration dewatering) in Beijing, and the components and concentration of the odorants volatilized from the sludge were detected by static headspace method. The typical odorants emitted by the sludge in the treatment process included hydrogen sulfide ( $\text{H}_2\text{S}$ ), methyl

mercaptan ( $\text{CH}_3\text{SH}$ ), ammonia ( $\text{NH}_3$ ), dimethyl sulfide ( $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ ), toluene, ethylbenzene, D-limonene, etc. The raw sludge, the sludge after thermal hydrolysis and the sludge after anaerobic digestion emitted higher concentration of odorants. The main odorous pollutants of the raw sludge were  $\text{H}_2\text{S}$  [ $(94.8 \pm 43.0) \text{ mg/m}^3$ ] and volatile organic compounds (VOCs) [ $(281.1 \pm 118.2) \text{ mg/m}^3$ ], those of the thermal hydrolysis sludge were  $\text{CH}_3\text{SH}$  [ $(39.8 \pm 24.7) \text{ mg/m}^3$ ] and  $\text{CH}_3\text{SCH}_3$  [ $(10.8 \pm 2.7) \text{ mg/m}^3$ ], and those of the anaerobic digested sludge were VOCs [ $(336.8 \pm 160.9) \text{ mg/m}^3$ ] and  $\text{NH}_3$  [ $(47.7 \pm 21.9) \text{ mg/m}^3$ ]. After dewatering (pre-dewatering and plate-frame pressure filtration dewatering), the volatile concentrations of  $\text{H}_2\text{S}$ , VOCs and  $\text{NH}_3$  in the sludge decreased significantly by 92%, 66% and 96%, respectively. Therefore, it was necessary to pay more attention to the odor prevention and control during the dewatering of sludge. The thermal hydrolysis process significantly increased the volatilization of  $\text{H}_2\text{S}$  and  $\text{CH}_3\text{SH}$  in the sludge, and the volatilization of the malodorous VOCs from the sludge after thermal hydrolysis was significantly different from other sludge samples. The anaerobic digestion increased the volatilization of  $\text{NH}_3$  and VOCs in the sludge.

**Key words:** municipal sludge; odorant; anaerobic digestion; thermal hydrolysis

近年来,市政污泥的恶臭污染成为了一个环境热点,污泥中通常含有 50% 以上的有机物,极易腐败产生恶臭<sup>[1]</sup>,污泥处理工段是污水厂的主要臭气源。恶臭气体会直接影响大气环境,部分有毒恶臭物质会影响周边居民及职工的生活质量,因此,对于市政污泥的恶臭污染研究具有重要意义。以“热水解+厌氧消化+脱水”为基础的污泥高级厌氧消化工艺已广泛应用于我国许多中大型城市污水处理厂<sup>[2-3]</sup>。但是目前我国对于污泥高级厌氧消化工艺的恶臭污染排放研究较少。国外的相关研究集中于厌氧消化后土地利用的污泥恶臭控制,且大部分研究关注的恶臭指标仅为挥发性有机硫化物(VSC),对于其他恶臭物质如氨( $\text{NH}_3$ )、挥发性有机物(VOCs)等的研究较少<sup>[4-5]</sup>。鉴于此,笔者选取北京市某污泥高级厌氧消化处理项目(工艺采用污泥浓缩+离心脱水+热水解+厌氧消化+板框压滤脱水)为研究对象,进行全流程污泥采样,并通过静态顶空方法联用气相色谱质谱等仪器对各污泥样品挥发出来的恶臭物质进行分析,研究市政污泥中恶臭物质的种类及其在处理过程中的分布特征,以期为市政污泥处理系统的恶臭控制提供数据支持。

## 1 采样和分析

### 1.1 采样对象概况

本研究选取北京某污水处理厂中的污泥处理项目作为研究对象,该污水处理厂主要负责处理北京南部与西部地区的生活污水,处理规模为  $60 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,处理量居北京市第 2 位,污水处理采用  $\text{A}^2/\text{O}$

脱氮除磷工艺,污泥处理工艺为“污泥浓缩+离心脱水+热水解+一级中温厌氧消化+板框压滤脱水”,污泥处理量达到  $900 \text{ t/d}$ (以含水率为 80% 计),厌氧消化工艺控制温度约为  $40^\circ\text{C}$ ,污泥经该工艺处理后,含水率 $\leq 60\%$ 、有机物分解率 $\geq 40\%$ 。

### 1.2 采样点位及方法

针对污泥处理过程进行全流程采样,采样时间分别为 2019 年 6 月 13 日和 9 月 23 日。污泥样品分别为:原始污泥(RS)、预脱水后污泥(PDS)、热水解后污泥(THS)、厌氧消化后污泥(ADS)、板框压滤脱水后污泥(FPS)。针对液态污泥利用 200 mL 玻璃瓶采样,采样时取满瓶,针对固态污泥利用塑封袋采样后密封,样品带回实验室进行处理,然后置于  $4^\circ\text{C}$  冰箱保存,采样与分析时间间隔不超过 24 h。

### 1.3 分析方法

取 7 g 污泥样品置于 50 mL 顶空玻璃管内,静置 10 min,取玻璃瓶顶空气样分析各类恶臭气体浓度及组分。

恶臭物质分析指标包括 VOCs 浓度、VOCs 组分、挥发性硫化物浓度及  $\text{NH}_3$  浓度。其中 VOCs 浓度采用 phx42 型 FID 检测仪测定。VOCs 组分采用固相微萃取(SPME)+气相色谱质谱联用仪(GC-MS)进行检测分析<sup>[6]</sup>。挥发性硫化物组分选取嗅阈值较低的三种硫化物,即  $\text{H}_2\text{S}$ 、甲硫醇( $\text{CH}_3\text{SH}$ )、二甲基硫醚( $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ ),利用气相色谱-火焰光度检测器(GC-FPD)方法进行定量测定,采用硫化物混合标准品( $75.9 \text{ mg/m}^3 \text{ H}_2\text{S}$ ,  $10.7 \text{ mg/m}^3 \text{ CH}_3\text{SH}$ ,

13.8 mg/m<sup>3</sup> CH<sub>3</sub>SCH<sub>3</sub>)。NH<sub>3</sub> 利用氨气检测仪(型号:JK40-NH3,量程:0~758.9 mg/m<sup>3</sup>)进行测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 挥发性硫化物

图 1 为不同工段污泥挥发出的 H<sub>2</sub>S、甲硫醇、二甲基硫醚浓度。各工段污泥挥发出的硫化物浓度差异较大。原始污泥产生的挥发性硫化物浓度波动较大,H<sub>2</sub>S 浓度为 51.8~137.8 mg/m<sup>3</sup>,甲硫醇浓度为 3.3~21.4 mg/m<sup>3</sup>,二甲基硫醚浓度为 7.2~22.8

mg/m<sup>3</sup>。预脱水后污泥挥发出的 H<sub>2</sub>S 浓度大幅降低,约为 4.9 mg/m<sup>3</sup>,甲硫醇浓度未显著变化,二甲基硫醚浓度升高,约为 20.7 mg/m<sup>3</sup>。污泥经热水解后挥发的 H<sub>2</sub>S 及甲硫醇浓度有所增加,厌氧消化后污泥挥发的各类硫化物浓度均降低,H<sub>2</sub>S、甲硫醇、二甲基硫醚浓度分别约为 10.2、27.5、8.0 mg/m<sup>3</sup>,经板框压滤脱水后污泥挥发出的 H<sub>2</sub>S、甲硫醇、二甲基硫醚浓度进一步降低。挥发性硫化物浓度的波动可能与原始污泥性质、污泥处理工况相关。

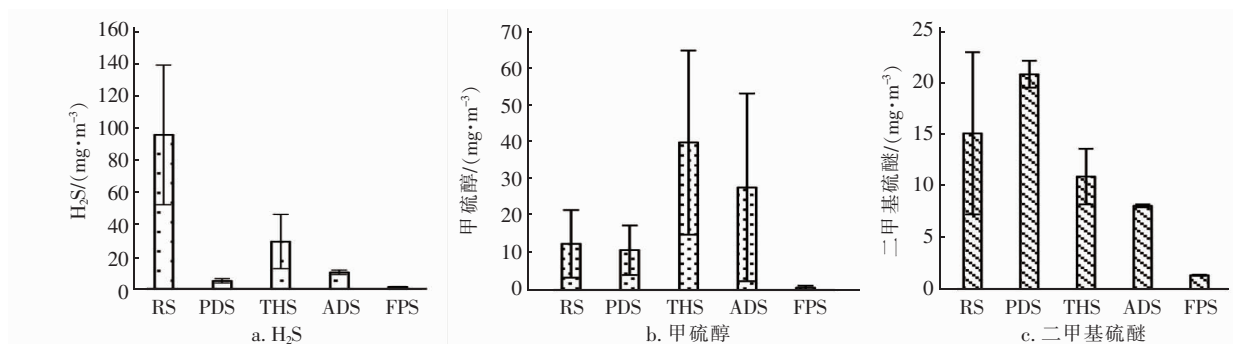


图 1 各污泥挥发出的硫化物浓度

Fig.1 Concentration of sulfide from sludge

经预脱水后污泥挥发出的 H<sub>2</sub>S 浓度降低,二甲基硫醚浓度升高,分析原因可能是:在原始污泥中,H<sub>2</sub>S 主要存在于自由水中,而二甲基硫醚主要存在于污泥絮体中,预脱水过程去除了部分不与固体结合的自由水以及部分在絮体缝隙间的间隙水,进而减少了预脱水后污泥挥发的 H<sub>2</sub>S 浓度,增加了二甲基硫醚浓度。经板框压滤脱水后,污泥的各类挥发性硫化物浓度均降低,原因与预脱水过程类似,区别是:经热水解和厌氧消化处理后,各类挥发性硫化物从胞外聚合物(EPS)等稳定结构转移到水相中,且厌氧消化后污泥脱水性能较好,含硫恶臭物质更易通过脱水方式去除。脱水后污泥挥发的硫化物浓度降低,减少了后续污泥处理过程中恶臭物质的排放,但需要重点关注脱水过程中含硫恶臭物质的挥发。

热水解过程中,EPS、细胞等结构破碎,二甲基硫醚等有机硫化物被释放出来并转化为 H<sub>2</sub>S、甲硫醇、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 等<sup>[7]</sup>,同时污泥内挥发性脂肪酸(VFA)积累,污泥呈酸性<sup>[8]</sup>,故热水解后污泥挥发出的 H<sub>2</sub>S 和甲硫醇浓度升高、二甲基硫醚浓度降低。

厌氧消化后污泥挥发出的硫化物浓度下降可能有两方面原因,一方面,厌氧消化过程中 H<sub>2</sub>S、甲硫醇、二甲基硫醚的挥发导致消化后污泥中的挥发性

硫化物含量减少<sup>[9]</sup>;另一方面,由于厌氧消化过程中产甲烷菌对 pH 值极其敏感,厌氧消化后的污泥 pH 值一般在 6.5~7.2 之间<sup>[10]</sup>,故 H<sub>2</sub>S 主要以 HS<sup>-</sup>、S<sup>2-</sup> 等形式存在,H<sub>2</sub>S 挥发浓度进一步下降。

### 2.2 VOCs

#### 2.2.1 VOCs 浓度

各工段污泥所挥发的 VOCs 浓度如图 2 所示,污泥样品之间挥发出的 VOCs 浓度差异较大。

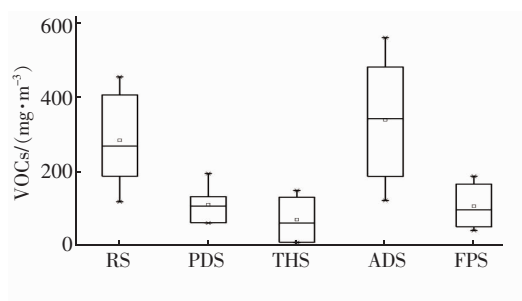


图 2 各污泥挥发出的 VOCs 浓度

Fig.2 Concentration of VOCs from sludge

原始污泥挥发的 VOCs 浓度在 114.3~453.6 mg/m<sup>3</sup> 之间波动,平均为 281.1 mg/m<sup>3</sup>;经预脱水后污泥挥发的 VOCs 浓度降低,平均为 106.2 mg/m<sup>3</sup>;热水解后污泥及厌氧消化后污泥挥发的 VOCs 浓度波动升高,在 117.9~560.0 mg/m<sup>3</sup> 之间,平均为

336.8 mg/m<sup>3</sup>;经板框压滤后污泥挥发的 VOCs 浓度降低,平均为 102.1 mg/m<sup>3</sup>。VOCs 浓度的波动可能与原始污泥性质、污泥处理工况相关。

VOCs 浓度随污泥处理流程的变化规律与 H<sub>2</sub>S 浓度类似,脱水对 VOCs 挥发浓度具有十分明显的降低效果,其中原始污泥脱水后 VOCs 挥发浓度降低 63%,厌氧消化污泥脱水后 VOCs 挥发浓度降低 69%,这表明污泥在脱水过程中也会脱除大量 VOCs,原因可能与 H<sub>2</sub>S 的机理类似,即原始污泥挥发出的 VOCs 主要存在于自由水中。厌氧消化过程增加了 VOCs 的挥发浓度,这可能是由于厌氧消化污泥中含有厌氧发酵的产甲烷微生物,微生物代谢产生大量的甲烷<sup>[11]</sup>。

### 2.2.2 VOCs 组分

测定各处理阶段污泥所挥发的 VOCs 组分,其相对丰度如表 1 所示。各阶段污泥挥发出的 VOCs 主要包括甲苯、十甲基环戊烷、十五烷、D-柠檬烯、2,3-二氢-1,1,2,3,3-五甲基-1H-茚等。典型的 VOCs 恶臭物质包括 2-乙基-1-己醇、4-甲基戊酸、甲苯、乙苯、D-柠檬烯等物质,Fisher 等人<sup>[12]</sup>在悉尼厌氧消化工艺的污泥样品中也检测到了甲苯、乙苯以及长链烷烃。

表 1 各阶段污泥挥发出的 VOCs 组分相对丰度

Tab.1 Proportion of VOCs from each sludge sample %

项 目	RS	PDS	THS	ADS	FPS
甲苯	13.3	5.7	0.3	8.3	25.4
十甲基环戊烷	12.8	6.8	2.6	21.2	13.6
十五烷	4.2	0.8	4.3	0.2	0.2
D-柠檬烯	3.4	3.4	0.1	0.5	1.3
2,3-二氢-1,1,2,3,3-五甲基-1H-茚	2.9	2.2	2.7	2.1	2.2
十四烷	1.3	1.1	5.1	0.6	1.3
十三烷	1.6	1.8	3.9	0.6	1.9
十一烷	1.0	4.3		0.4	2.2
乙苯		0.9	0.4	0.8	1.5
八甲基环四硅氧烷	2.3	0.6		8.5	1.9
十二烷	3.6			0.9	5.7
邻二甲苯	0.6	1.4		1.4	
2,6,10-三甲基十二烷		1.3	2.3		0.4
2-乙基-1-己醇		0.4	0.5	0.5	
1-(1,5-二甲基-4-己烯基)-4-甲基苯		0.1	3.1		0.2
1,3-二甲苯			3.8	1.3	2.8
十六烷	9.7		3.8		
邻苯二甲酸二丁酯	4.6				

续表 1 (Continued)

项 目	RS	PDS	THS	ADS	FPS
2,6,10,14-四甲基十六烷	4.5		0.7		
十七烷	4.2		4.4		
己烷	3.1				
1-甲基-2-(1-甲基乙基)-苯	2.3				3.2
二十烷	1.5	1.2			
2,2,4,6,6-五甲基庚烷	1.3	1.4			
4-甲基苯酚		17.9	1.4		
4,6-二甲基十二烷		2.0			
二甲基二硫		1.8	0.2		
苯酚		7.1			
对二甲苯		6.9			12.2
3-甲基-1H-吡啶		1.0	4.0		
1,2-苯二甲酸		0.2	2.2		
1-甲基萘			6.3		
甘菊环烃			4.0		
2-甲基十三烷			2.9		
4-甲基十三烷			2.4		
二甲基三硫			1.3		
1,4-二甲基萘			1.3		
2-壬酮			1.0		
4-甲基戊酸			1.0		
1-甲基环十二烯			0.8		
十八烷			0.8		
2,6,10-三甲基十五烷			0.7		
邻苯二甲酸丁十四酯			0.6		
3-甲基噻吩				21.6	7.4
十甲基四硅氧烷				2.0	0.6
2-戊基呋喃					2.3

对各污泥样品挥发出的 VOCs 组分相对丰度数据进行主成分分析(PCA),考察各污泥样品挥发出的 VOCs 组分之间的差异,结果如图 3(a)所示,前两个 PCA 维度共可解释 71% 的数据差异,其中 PC1 为第一主成分分析维度,解释度为 50.7%,PC2 的解释度为 20.2%。原始污泥和热水解后污泥挥发出的 VOCs 组分与其他污泥的差别较大,其中热水解后污泥与其他污泥样品的差异大于原始污泥与其他污泥样品的差异,且两者具体差异方向不同。

图 3(b)解释了 PC1 和 PC2 维度之间 VOCs 组分的差异,其中,①为 1,2-苯二甲酸,②为 2,3-二氢-1,1,2,3,3-五甲基-1H-茚,③为 2-乙基-1-己醇,④为十六烷,⑤为 2,6,10,14-四甲基十



六烷,⑥为己烷,⑦为 3-甲基噻吩,⑧为乙苯,⑨为 D-柠檬烯,⑩为甲苯。代表 PC1 的 VOCs 组分主要包括 1,2-苯二甲酸、甲苯、D-柠檬烯等物质,其中苯二甲酸、甲苯为恶臭类 VOCs<sup>[13]</sup>,故热水解污泥在 VOCs 恶臭气体组分及嗅味方面与其他污泥差距较大。代表 PC2 维度的 VOCs 组分主要包括十六烷、2,6,10,14-四甲基十六烷、己烷等,说明脱水前后污泥之间的 VOCs 组分丰度差异主要为长链烷烃,而恶臭类 VOCs 组分相对丰度差异较小。

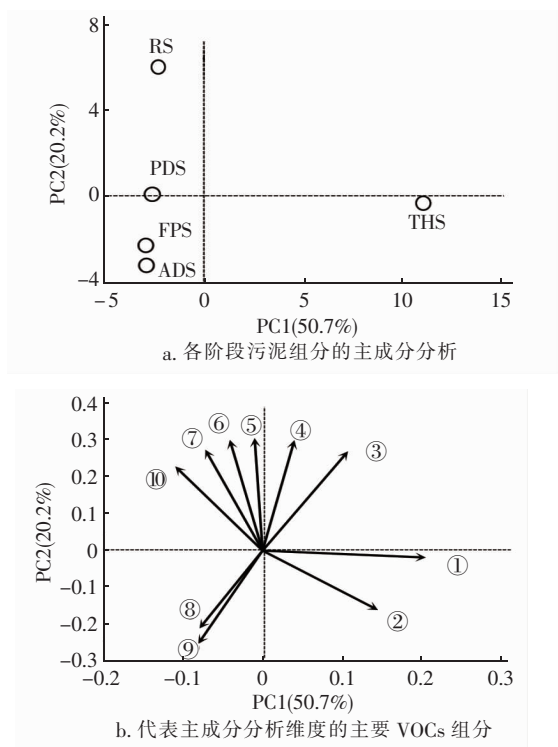


图 3 各阶段污泥挥发出的 VOCs 组分主成分分析

Fig. 3 PCA analysis of VOCs compounds from sludge

### 2.3 $\text{NH}_3$

各污泥挥发出的  $\text{NH}_3$  浓度见图 4。其中,厌氧消化后污泥挥发出的  $\text{NH}_3$  浓度最高,平均为  $47.7 \text{ mg/m}^3$ ;其次为原始污泥,挥发出的  $\text{NH}_3$  平均浓度为  $4.9 \text{ mg/m}^3$ 。与其他恶臭组分类似,污泥脱水过程会显著减少  $\text{NH}_3$  的挥发浓度,原始污泥脱水后  $\text{NH}_3$  挥发浓度降低 95%,厌氧消化污泥脱水后  $\text{NH}_3$  挥发浓度降低 97%,分析原因如下: $\text{NH}_3$  主要存在于污泥的水相中,脱水后污泥含水率降低,进而造成  $\text{NH}_3$  的挥发浓度降低。污泥脱水过程中, $\text{NH}_3$  从水相和气相两个路径大量脱除,故需要关注脱水过程中  $\text{NH}_3$  的恶臭防治问题。厌氧消化后污泥挥发出的  $\text{NH}_3$  浓度增加,且波动较大。宋晓雅<sup>[14]</sup>研究表明,

小红门污水厂的污泥经热水解后,挥发出的氨氮浓度增加了 314%~620%,热水解污泥中的氨氮含量为  $642 \text{ mg/L}$ ,厌氧消化罐内污泥的氨氮含量为  $1532 \text{ mg/L}$ ,故污泥经热水解工段至厌氧消化工段,污泥中的氨氮含量是逐渐增加的。可能是由于热水解污泥呈酸性, $\text{NH}_3$  以  $\text{NH}_4^+$  离子形式存在于污泥中,热水解后污泥中的  $\text{NH}_3$  挥发浓度较低。而厌氧消化污泥整体呈弱碱性,故厌氧消化后  $\text{NH}_3$  挥发浓度增加, $\text{NH}_3$  为消化后污泥的主要恶臭物质。

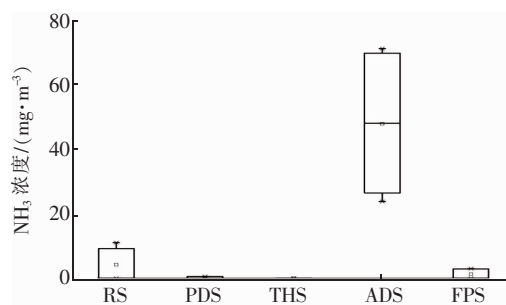


图 4 各污泥样品挥发出的  $\text{NH}_3$  浓度

Fig. 4 Concentration of  $\text{NH}_3$  from each sludge sample

### 3 结论

① 该市政污泥高级厌氧消化工艺各节点污泥的主要恶臭因子包括  $\text{H}_2\text{S}$ 、甲硫醇、二甲基硫醚、 $\text{NH}_3$ 、甲苯、乙苯、D-柠檬烯等,恶臭源依次为原始污泥、热水解后污泥以及厌氧消化污泥。原始污泥的主要恶臭因子为  $\text{H}_2\text{S}$  [ $(94.8 \pm 43.0) \text{ mg/m}^3$ ] 和 VOCs [ $(281.1 \pm 118.2) \text{ mg/m}^3$ ],热水解后污泥的主要恶臭因子为甲硫醇 [ $(39.8 \pm 24.7) \text{ mg/m}^3$ ] 和二甲基硫醚 [ $(10.8 \pm 2.7) \text{ mg/m}^3$ ],厌氧消化后污泥的主要恶臭因子为 VOCs [ $(336.8 \pm 160.9) \text{ mg/m}^3$ ] 和  $\text{NH}_3$  [ $(47.7 \pm 21.9) \text{ mg/m}^3$ ]。恶臭物质浓度的波动可能与原始污泥性质及处理工况相关。

② 污泥脱水后  $\text{H}_2\text{S}$ 、VOCs 和  $\text{NH}_3$  的挥发浓度显著降低,降幅分别约为 92%、66%、96%,因此需要重点关注脱水过程中的恶臭防治问题。VOCs 组分的 PCA 分析结果表明,污泥脱水前后挥发出的恶臭类 VOCs 组分并未发现显著差异。热水解过程会显著增加污泥中甲硫醇的挥发;热水解后污泥挥发出的恶臭类 VOCs 组分与其他污泥的差异较大;厌氧消化后污泥挥发出的  $\text{NH}_3$  及 VOCs 浓度增加。

### 参考文献:

[1] 刘晓玲. 城市污泥厌氧发酵产酸条件优化及其机理

- 研究[D]. 无锡:江南大学,2008.
- LIU Xiaoling. The Condition Optimaization of Sewage Sludge for Producing Volatile Fatty Acids and the Investigation of Acidogenic Mechanisam [D]. Wuxi: Jiangnan University,2008( in Chinese ).
- [ 2 ] 汪中宇. 超声波碱解预处理对污泥厌氧消化及脱水性能的影响[D]. 上海:华东师范大学,2016.
- WANG Zhongyu. Effect of Anaerobic Digestion and Dewaterability on Waste Activated Sludge by Combination of Ultrasonic and Alkaline Pre-treatment [D]. Shanghai: East China Normal University,2016(in Chinese ).
- [ 3 ] 张辰. 城镇污水处理厂污泥处理处置技术与装备 [M]. 北京:中国建筑工业出版社,2018.
- ZHANG Chen. Sludge Treatment and Disposal Technology and Equipment of Urban Sewage Treatment Plant [M]. Beijing: China Architecture & Building Press,2018( in Chinese ).
- [ 4 ] FISHER R M, ALVAREZ-GAITAN J P, STUETZ R M. Review of the effects of wastewater biosolids stabilization processes on odor emissions [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2019, 49 ( 17 ) : 1515 – 1586.
- [ 5 ] FISHER R M, BARCZAK R J, ALVAREZ-GAITAN J P, *et al.* Odorous volatile organic compound ( VOC ) emissions from ageing anaerobically stabilised biosolids [J]. Water Science and Technology, 2017, 75 ( 7 ) : 1617 – 1624.
- [ 6 ] 东东,席劲琰,张荣社. 浙江省某典型印染企业 VOCs 的产生特征及去除特性[J]. 环境工程学报,2020,14 ( 2 ) :432 – 439.
- DONG Dong, XI Jinying, ZHANG Rongshe. Characteristics of VOCs production and removal in a dyeing enterprise of Zhejiang Province, China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14 ( 2 ) :432 – 439( in Chinese ).
- [ 7 ] LI X, CHEN S, DONG B, *et al.* New insight into the effect of thermal hydrolysis on high solid sludge anaerobic digestion: conversion pathway of volatile sulphur compounds [J]. Chemosphere, 2020, 244: 125466.
- [ 8 ] BJERG-NIELSEN M, WARD A J, MØLLER H B, *et al.* Influence on anaerobic digestion by intermediate thermal hydrolysis of waste activated sludge and co-digested wheat straw [J]. Waste Management, 2018, 72: 186 – 192.
- [ 9 ] CARRERA-CHAPELA F, DONOSO-BRAVO A, JEISON D, *et al.* Development, identification and validation of a mathematical model of anaerobic digestion of sewage sludge focusing on H<sub>2</sub>S formation and transfer [J]. Biochemical Engineering Journal, 2016, 112: 13 – 19.
- [ 10 ] BOE K. Online Monitoring and Control of the Biogas Process [D]. Copenhagen: Technical University of Denmark, 2006.
- [ 11 ] JEONG S Y, CHANG S W, NGO H H, *et al.* Influence of thermal hydrolysis pretreatment on physicochemical properties and anaerobic biodegradability of waste activated sludge with different solids content [J]. Waste Management, 2019, 85: 214 – 221.
- [ 12 ] FISHER R M, LE-MINH N, SIVRET E C, *et al.* Distribution and sensorial relevance of volatile organic compounds emitted throughout wastewater biosolids processing [J]. Science of the Total Environment, 2017, 599/600: 663 – 670.
- [ 13 ] 韩博, 吴建会, 王凤炜, 等. 典型工业恶臭源恶臭排放特征研究 [J]. 中国环境科学, 2013, 33 ( 3 ) : 416 – 422.
- HAN Bo, WU Jianhui, WANG Fengwei, *et al.* Characterization of industrial odor sources [J]. China Environmental Science, 2013, 33 ( 3 ) : 416 – 422 ( in Chinese ).
- [ 14 ] 宋晓雅. 小红门污泥热水解厌氧消化项目运行两周年之回顾 [J]. 中国给水排水, 2018, 34 ( 22 ) : 116 – 122.
- SONG Xiaoya. Review of biennial operation of Xiaohongmen thermal hydrolysis anaerobic digestion system [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34 ( 22 ) : 116 – 122 ( in Chinese ).

作者简介:东东(1996 – ),男,西藏拉萨人,硕士研究生,研究方向为恶臭检测与治理。

E – mail: dongd17@ mails. tsinghua. edu. cn

收稿日期:2020 – 02 – 26

修回日期:2020 – 05 – 24

(编辑:刘贵春)