

述评与讨论

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.20.001

排水管道甲烷产生影响因素及其估算方法

郝晓地, 孙 群, 李 季, 袁土贵

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室, 中-荷未来污水处理技术研发中心, 北京 100044)

摘 要: 排水管道甲烷(CH_4)释放属于“自然”现象,是一种容易被忽视的隐形碳排源。污水中的有机物(COD)、排水管道的厌氧环境为产甲烷细菌(MA)的滋生创造了必要条件,导致非控条件下排水管道中会不可避免地产生 CH_4 。定量估算排水管道 CH_4 生成量既有简单系数估算法,也有模型预测方式,无论哪种估算方法,我国排水管道 CH_4 年排放量都在 $2\,000 \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/a}$ 左右,其值已经接近我国污水处理厂碳排总量($3\,985 \times 10^4 \text{ tCO}_2\text{-eq/a}$)的1/2。因此,排水管道 CH_4 排放量不可小觑。从技术角度,可通过人工干预方式对 CH_4 的生成与释放进行控制,如源头抑制(投加高铁酸盐、游离氨、亚硝酸,调节pH)、过程控制(管道设计和运营管理)、末端处理(尾气处理)等方式。

关键词: 排水管道; 甲烷; 有机物; 厌氧环境; 模型预测; 源头控制

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)20-0001-07

Affecting Factors and Estimating Methods of Methane Produced in Sewers

HAO Xiao-di, SUN Qun, LI Ji, YUAN Tu-gui

(Sino-Dutch R & D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: Methane (CH_4) released from sewers is a natural phenomenon, which is an invisible carbon emission source that is easily neglected. Chemical oxygen demand (COD) in wastewater and the anaerobic environment in sewers favor the growth of methanogenic archaea (MA), and will lead to the inevitable CH_4 production. Simple coefficient estimation and model prediction are methods for quantitative estimation of CH_4 production in sewers. The CH_4 emission from sewers in China is around 20 million $\text{tCO}_2\text{-eq/a}$ taking these estimation methods, which is nearly half of the total carbon emissions from wastewater treatment plants (39.85 million $\text{tCO}_2\text{-eq/a}$) in China. Under the circumstance, CH_4 released from sewers should not be underestimated and neglected. The technical measures for controlling CH_4 generation and release in sewers include source control (adding ferrate, free ammonia and nitrous as well as controlling pH), process management (pipeline design and operation), end-of-pipe treatment (off-gas treatment), etc.

Key words: sewers; methane (CH_4); organics; anaerobic environment; model prediction; source control

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878022); 北京“未来城市设计高精尖中心”项目(2021)

随着社会进步和经济发展,城市化进程不断加快,城市排水系统规模也迅速扩大。根据《2019年城市建设统计年鉴》统计,2019年我国污水排放与转输量高达 $554.6 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$ 。城市排水系统作为生活污水和工业废水的转输系统,在厌氧环境下会导致甲烷(CH_4)产生。这是因为污水中存在大量有机物(COD),一旦在转输过程中长时间遭遇厌氧环境,极易发生有机物厌氧转化,其最终产物就是 CH_4 。众所周知, CH_4 是一种强温室气体,其全球变暖潜数值(GWP)是二氧化碳(CO_2)的25倍,它的气候变化增温潜势不可小觑。

污水管网系统产 CH_4 现象一方面会导致温室气体增加,另一方面 CH_4 产生势必导致原污水中碳源(尤其是易生物降解挥发性碳源)减少,让本就缺乏碳源的污水进入污水处理厂后难以完成生物脱氮除磷目的。极端情况下,排水管道 CH_4 浓度达到5%时遇明火会发生爆炸,具有极大的安全隐患。

为此,应对排水管道产 CH_4 问题给予足够的重视。基于此,首先总结了国内外有关排水管道 CH_4 生成的环境因素。其次,对 CH_4 生成量估算方法分别进行了介绍。最后,归纳了排水管道控制 CH_4 释放的手段与方法。

1 甲烷生成及影响因素

1.1 温度和pH

温度是排水管道 CH_4 生成的决定性因素,不同温度环境下产甲烷菌(MA)的种类与丰度不同。MA分为嗜冷菌($<25^\circ\text{C}$)、嗜温菌(35°C 左右)、嗜热菌(55°C 左右)和极端嗜热菌($>80^\circ\text{C}$)。排水管道内污水温度为 $20\sim 30^\circ\text{C}$,所以嗜冷菌与嗜温菌是其主要的MA。进言之,夏季 CH_4 生成量比冬季大^[1],夏季(大气平均温度为 24.6°C)气相中 CH_4 浓度为 $5\sim 15 \text{ mg/L}$,平均浓度为 9.1 mg/L ;而初冬(大气平均温度为 20.3°C)气相中 CH_4 浓度为 $3.5\sim 12 \text{ mg/L}$,平均浓度为 7.1 mg/L ^[2]。

另外,pH也是影响MA生长的重要因素。一般而言,MA适宜繁殖的pH为 $7.0\sim 7.5$,pH太高或太低都会抑制MA活性,在酸性环境下MA甚至会完全失活^[3]。来自住户的生活污水pH稳定维持在 $7.0\sim 8.0$,这就为MA创造了繁殖条件。

1.2 溶解氧

在污水含有大量易降解有机物的条件下,管道

转输初期溶解氧(DO)迅速被好氧微生物大量消耗,以至于形成后期较为严格的厌氧环境,这便造就了较佳的 CH_4 生成“温床”。污/废水持续向排水管道输送足够的可生物降解的有机基质,使之在后期厌氧运输过程中发生厌氧发酵,从而增强了管道内MA活性。当然,排水管道中还存在其他厌氧微生物与MA竞争COD的情况。例如,硫酸盐还原菌(SRB)等对有机碳源的消耗会抑制 CH_4 生成,其结果还会产生剧毒物质硫化氢(H_2S)及其他物质^[4]。但亦有研究表明,一旦有机物浓度超过一定限值($\text{C/S}>6.7$),SRB对碳源的竞争则显得微不足道,MA就会占据优势地位^[5]。

1.3 有机质

污水中的大量易生物降解COD是MA等微生物生长的良好基质。研究发现,排水管道 CH_4 产量与可溶性有机碳(STOC)或溶解性有机物(DOM)的含量有关^[6]。高浓度有机质工业废水会显著增加排水管道 CH_4 的生成量^[1]。生活污水中若含有极易被微生物吸收利用的大量溶解性可生物降解有机物以及亲水挥发性小分子脂肪酸类(VFAs)物质,也会在厌氧环境下产生 CH_4 ^[7]。此外,污/废水中的有机物浓度较高时,也会促进排水管道厌氧环境的形成。

1.4 水力条件

排水管道绝大部分都是重力流管道,受管道设计坡度、水力停留时间、充满度以及管道内表面积与体积比(A/V)、管道材料等影响,污水在管道内的流速一般较为缓慢,导致管道内壁(特别是管底)形成大量沉积物,这就为世代时间较长的MA提供了良好的生长环境。研究发现,专性分解乙酰的MA在排水管道沉积物中普遍存在,是污水管网中 CH_4 生成的主要贡献者,数量占总MA的90%以上^[8]。雨水管道中违规排放沉积物(IDA)也会为MA提供着床条件,其 CH_4 产量甚至大于生活污水管网系统^[9]。

有人发现,在水流剪切应力作用下,DO浓度沿管壁生物膜深度方向迅速降低,且DO浓度降低速率与生物膜表面水流剪切力强度呈正相关^[10]。MA螺旋菌(*Methanospirillum*)在排水管道生物膜中的占比随着水流速度的加快而增大,但种群数量并不会因此增加,因为流速过快会导致微生物难以附着而被冲刷^[10]。当流速适当、生物膜表面承受的剪切应力保持在 1.45 Pa 时, CH_4 产率可达最大值。在此条

件下,生物膜中MA螺旋菌的种群数量最多,表明MA螺旋菌在重力流排水管道产甲烷过程中起着至关重要的作用^[10]。

也有人观察到,CH₄浓度随排水管沿程逐渐递增,在低流量期(旱季),CH₄日均产量比洪峰流量期间增加约2倍^[2],推测出污水在管道中的停留时间延长会导致CH₄产量增加^[11]。也有研究观测到,管道充满度变大将加快污水中的DO消耗,并迅速形成厌氧环境,导致CH₄产量增加。此外,化粪池、检查井的进出水管连接落差、较大坡度等都会造成水流剧烈紊动,导致CH₄等气体逸出;内表面粗糙的排水管道易引起管壁挂泥和颗粒物的沉积,为微生物产CH₄提供适宜环境。

2 甲烷生成量估算

2.1 系数估算

排水管道内部适宜的环境与基质生长条件导致CH₄持续生成。评估CH₄生成量的简单方法即系数估算法,主要考虑因素是排水管道污水转输过程中有机质的降解量及其向CH₄的转化量。

研究^[12]显示,排水管道CH₄排放系数模拟值为0.053 2 gCH₄/gCOD。理论上,1 g COD最多可以产生0.25 g CH₄,这意味着排水管道COD的厌氧转化率>20%。对韩国大田广域市(约150万人)的排水管道温室气体(GHG)排放量研究显示,该市排水管道年均GHG释放量为5.65×10⁴ tCO₂-eq/a,其中,CH₄贡献3.51×10⁴ tCO₂-eq/a,折算为人均年CH₄贡献为23.4 kgCO₂-eq/(人·a)^[13]。

国内人均COD产生量为24 kg/a(范围19.35~29.93 kg/a),排水管道COD收集等综合折减系数为0.7^[14]。按照上述排水管道CH₄排放系数(0.053 2 gCH₄/gCOD)计算,国内人均CH₄贡献约为22.3 kgCO₂-eq/(人·a),与韩国数据相当。据此,以我国城镇人口8.5亿人为基准,粗略估算我国下水道CH₄排放总量约为1 900×10⁴ tCO₂-eq/a。

2.2 模型匡算

为更精确地表征排水管道CH₄释放量,考虑CH₄受多重因素的共同影响,可以从管道模型角度评价排水管道CH₄的生成潜力。由于考虑因素和侧重点不同,排水管道CH₄生成模型匡算定量方法可分为水力模型和经验模型两种。

2.2.1 水力模型

美国水研究基金会(WRF)CAPS模型系统(Conveyance Asset Prediction System)开发了一种用于估算整个排水系统CH₄生成量的方法。该方法根据污水流量、温度和管道坡度等水力模型参数,利用模型进行衡算并输出结果^[15]。CAPS方法以污水和管道内表面生物膜相互作用作为研究背景,包括了水解酸化、产甲烷、硫酸盐还原等主要反应。

澳大利亚昆士兰大学利用SewerX系统模型同样也建立了重力流排水管道CH₄生成量计算方程,共考虑5个过程:①在固液界面、生物膜和管道表面发生碳/硫厌氧、缺氧和好氧转化;②金属离子和硫酸盐等离子发生化学沉淀;③生化反应导致pH变化;④CO₂、CH₄、H₂S等在液、气相之间转移,以及H₂S吸附在管道表面上;⑤CO₂、CH₄、H₂S在污水和顶空空间内发生对流交换^[15]。该模型中涉及的CH₄计算简化公式如下^[15]:

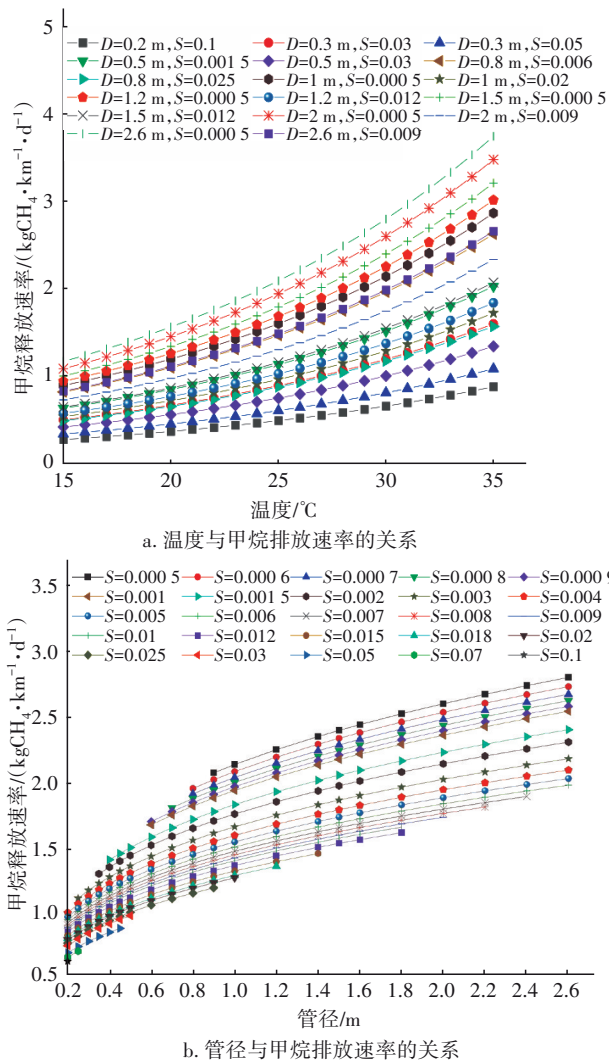
$$r_{\text{CH}_4-\text{GS}} = 0.419 \times 1.06^{(T-20)} \times Q^{0.26} \times D^{0.28} \times S^{-0.138} \quad (1)$$

式中: $r_{\text{CH}_4-\text{GS}}$ 为CH₄释放速率,kgCH₄/(km·d); T 为温度,℃; Q 为流量,m³/s; D 为管道直径,m; S 为管道坡度,m/m。

此模型做出如下假设:①MA活性不受SO₄²⁻浓度影响(认为SO₄²⁻为2.5~50 mg/L);②SO₄²⁻抑制CH₄完全来自于微生物对碳源的竞争;③CH₄日产量取决于平均流量,不考虑流量波动影响;④不考虑沉积物变化对CH₄产量的影响。

前已述及,进水有机物浓度是产CH₄的重要因素之一,且污水COD因不同地区和环境差异较大。实际研究发现,当溶解性有机物浓度(SCOD)超过100 mg/L时,产CH₄过程并不受碳源浓度制约;当SCOD浓度为50 mg/L时,CH₄产量与SCOD为100 mg/L时相比仅下降9%^[15]。这意味着污水中低浓度有机物的浓度变化对管道CH₄生成量的影响不大。基于此,该模型以考察低碳源污水为主,忽略进水有机物的微小影响。该研究过程还对排水管道系统的气体排放等进行了长期监测、收集,验证了该简化模型的准确性和可行性。

根据式(1),对模型参数 T 、 D 、 S 进行了敏感性分析,结果见图1。其中,图1(b)是在污水温度为30℃条件下得到的分析结果。

图1 下水道CH₄释放速率及敏感性分析Fig.1 CH₄ release rate and sensitivity analysis in sewers

由图1(a)可知,随着温度的升高,CH₄释放量逐渐升高。在小管径($D=200$ mm)管道中,当 $S=0.1$ 、 $T=15$ °C时,CH₄释放速率最小,仅 0.3 kgCH₄/(km·d);当温度升高至 35 °C时,CH₄释放速率升至 0.879 kgCH₄/(km·d)。在大管径($D=2\,600$ mm)管道中,当 $S=0.000\,5$ 、 $T=35$ °C时,CH₄释放速率达到最大值,为 3.7 kgCH₄/(km·d)。

由图1(b)可知,随着 S 的增加,CH₄释放量逐渐下降。在 $D=200$ mm条件下,当 $S=0.1$ 时CH₄释放速率最小,仅为 0.7 kgCH₄/(km·d);当 $S=0.004$ 时,CH₄释放速率最大,高达 1.0 kgCH₄/(km·d)。另一方面,随管径的增加,CH₄产量逐渐上升;在最小设计坡度 $S=0.000\,5$ 条件下,当 $D=900$ mm时,CH₄释放速率为 2.1 kgCH₄/(km·d),而当 $D=2\,600$ mm时CH₄释放速率增大至 2.8 kgCH₄/(km·d)。

综上,排水管道CH₄释放速率与温度的关系最大,管径次之,坡度影响最小。我国污水有机物浓度较低,该模型基本适用。根据《2019年城市建设统计年鉴》统计,我国污水总量为 554.6×10^8 m³/a,管道长度为 74.4×10^4 km,管径为 $200 \sim 2\,600$ mm,坡度根据管径大小合理选取,温度为 $15 \sim 35$ °C。由此,根据式(1)可匡算出我国2019年城市排水管道CH₄释放量为 $(51.9 \sim 709.8) \times 10^4$ t/a,折合 $(1\,091 \sim 14\,906) \times 10^4$ tCO₂-eq/a;该计算结果最大值对应于全部管径为 $2\,600$ mm、最小坡度为 $0.000\,5$ 的计算结果。

2.2.2 经验模型

另外一种经典计算模型考虑了排水管道微生物产CH₄动力学过程,关键参数为温度、水力停留时间(HRT)和管道表面积与体积比(A/V)等。有人将压力管道中CH₄形成与管道几何形状(即, A/V)和HRT等自变量联系起来,提出一种经验拟合模型预测CH₄浓度,用于估算类似加压上升排水系统CH₄释放量,具体计算见下式^[11]:

$$C_{CH_4} = \gamma \times \frac{A}{V} \times HRT + 0.001\,5 \quad (2)$$

式中: C_{CH_4} 为排水管道单位体积CH₄释放量,kg/m³; γ 为比CH₄释放速率,采用MS Excel中的最小二乘法和拟合算法进行经验推导求出,取 5.24×10^{-5} kg/(m²·h);HRT为污水在排水管道中的停留时间,h; A/V 为管道内表面积与体积比,m⁻¹。

由于压力管道管径一般为 $150 \sim 600$ mm,设计HRT <8 h。因此,模型中 $A/V \cdot HRT$ 的乘积值范围($0 \sim 200$ h/m)将涵盖大多数压力流管段实际情况。

因该模型未考虑重力流管道CH₄释放,所以,有人优化了上述模型,考虑了CH₄生成量受温度的影响,同时基于 A/V 、HRT和温度等重要参数,建立了另外一个预测污水重力管道的CH₄释放经验模型,且该模型已得到现场实验验证^[16]:

$$C_{CH_4} = 6 \times 10^{-5} \times 1.05^{(T-20)} \times \gamma \times \frac{A}{V} \times HRT + 0.001\,5 \quad (3)$$

根据式(3)再次计算我国排水管道CH₄排放量,并同样使用2019年的基础数据,得出2019年我国城市重力流管道CH₄排放量为 $(8.3 \sim 116.7) \times 10^4$ t/a,换算成CO₂当量则为 $(175 \sim 2\,451) \times 10^4$ tCO₂-eq/a。

2.3 方法比较

对甲烷生成量不同估算方法进行比较,结果见

表1。通过系数法估算得到的我国排水管道CH₄年排放量(1 900×10⁴tCO₂-eq/a)虽不精确,但并未偏离两种模型计算方法范围,特别是与后一种经验模型计算结果非常接近。从适用角度,系数估算法可以帮助快速确定范围,而模型计算法则可较为精确地用于定量。

表1 甲烷生成量不同估算方法的比较

Tab.1 Comparison of different methods for estimating methane production

甲烷生成量估算方法	适用范围	考虑因素	估算量/(10 ⁴ tCO ₂ -eq·a ⁻¹)	优点	缺点
系数估算	粗略计算排水管道甲烷产量	有机质降解量及其向CH ₄ 的转化量	1 900	计算简单且快速	计算结果不确定性成分大
模型匡算	水力模型	大规模工程管道、管径和坡度等	1 091~14 906	计算结果较准确	计算过程复杂,参数比较多且复杂
	经验模型	管道内表面积与体积比以及水力停留时间等	175~2 451		

两种模型匡算法基于排水管道CH₄生成是一种生物反应过程,受温度影响较大,故均考虑了温度对CH₄生成的影响。水力模型采用平均流量进行计算,主要用于估计收集系统范围内的CH₄产量;平均流量代表了管道浸湿程度,但需获得精确的管径和坡度等设计参数,适合大规模工程管道CH₄的预测。经验模型主要考虑管道内表面积与体积比以及水力停留时间等对微生物产CH₄的影响,更适合针对不同现场环境小范围CH₄产量的评价。

3 CH₄释放控制

在当前“双碳”目标下,抑制排水管道CH₄产生并排放则显得尤为必要。以下从源头抑制、过程控制、末端处理等三方面总结抑制排水管道CH₄释放的方法。

3.1 源头抑制

① 高铁酸盐(Fe⁶⁺)

研究显示,Fe⁶⁺对微生物具有快速、强力的杀灭作用,可作用于产生H₂S和CH₄的排水管道生物膜上,使微生物失活,从而抑制CH₄生成。研究结果发

现,投加60 mgFe⁶⁺/L后微生物细胞参与生命活动的关键功能基因*dsrA*和*mcrA*分别大幅下降84.2%和86.6%,SRB和MA细菌的相对丰度也显著降低。投加Fe⁶⁺可在15 min内灭活排水管道生物膜中的微生物,若采用脉冲加药方式则可进一步增强其作用效果^[17]。

② 游离氨(FA)

研究发现,尿液中所含FA对厌氧环境下排水管道生物膜具有很强的生物灭活作用;在FA浓度为154 mgNH₃-N/L条件下,暴露24 h后,实验排水管道反应器中H₂S和CH₄含量立即下降80%,其机理为FA显著降低了排水管道生物膜微生物群落的丰度和多样性。与投加化学药剂相比,源分离后的尿液直接投加至排水管道可以抑制CH₄产生,且操作简单、成本低、环境影响较小^[18]。

③ 游离亚硝酸(NO₂⁻)

NO₂⁻对污水管网生物膜同样具有较强的杀灭效果,相较于SRB,MA对NO₂⁻浓度的变化更为敏感;实验研究表明,游离NO₂⁻可以完全抑制CH₄生成^[19]。研究发现,较低的NO₂⁻用量(0.09 mgN/L)和较短的暴露时间(6 h)可以完全抑制CH₄产量;较长投药间隔(20 d)将足以达到90%的抑制效率^[20]。分析发现,游离NO₂⁻能够显著改变沉积物中深层微生物群落结构,可抑制沉积物中CH₄生成^[21]。但是,NO₂⁻在环境中很容易被氧化为NO₃⁻,其持续有效作用仍需考察。

④ pH

污水pH长期保持在8.6~9.0会影响排水管道生物膜中MA的活性^[3]。实验研究和现场检测均发现,适度升高pH可以实现对CH₄生成的抑制,若污水pH每天有2 h处于9.0,数周内CH₄生成量将会被控制在原先产量的25%以下。相较其他化学药剂投加,间歇调节pH是一种经济有效的策略^[3]。有人发明了一种电化学制碱法,可利用电化学原理直接从污水中制备OH⁻,以提高管道污水pH,进而抑制MA活性。这种电化学方法若用于控制小规模污水管网中的CH₄产量,不失为一种较有前景的技术,但需要较多现场试验验证其有效性^[22]。

3.2 过程缓释

根据CH₄生成预测模型,通过缩短HRT、优化A/V可有效减少排水管道CH₄释放。此外,定期维护清理管道沉积物也是一种减少CH₄释放的策略^[18]。对

于大多数重力流排水管道,保持良好的通风状态是消除管道内厌氧环境的切实可行方法。也有研究表明,与未设通风系统相比,通过对上游管段采取自然脉冲方式通风(UNPV),上、下游排水管道中总 H_2S 浓度分别降低39%和59%, CH_4 浓度分别降低42%和36%,这可能是通风时污水氧化还原电位增加和有机碳迁移导致MA菌群种属组成发生变化所致^[23]。

3.3 末端处理

如果采取上述方法后排水管道仍会不可避免地产生相当量的 CH_4 ,则可以通过原位处理方法消除 CH_4 。研究发现,在污水管网末端添加 NO_3^- ,管道内溶解性 CH_4 会被消耗,其原理是反硝化过程中 CH_4 被用作电子受体而被氧化为 CO_2 ^[24]。亦可在 CH_4 主要释放点(如重力流排水管道顶空通风点等)安装生物过滤器,进行末端处理。

4 结语

排水管网 CH_4 生成主要取决于水质特性、水力条件和管道环境三种因子。水质特性为MA提供有机碳源及所需营养;水力条件决定生物膜结构及其传质性能;管道环境则是MA着床的重要保障。

系数估算或模型预测均可获得 CH_4 生成量信息,前者可用于数据范围的快速确定,后者则能根据管道具体情况进行定量计算。无论哪一种估算方法,我国下水道 CH_4 年排放量应在 $2\,000\times 10^4\text{ tCO}_2\text{-eq/a}$ 上下,其值已经接近我国污水处理厂碳排放总量($3\,985\times 10^4\text{ tCO}_2\text{-eq/a}$)的1/2。因此,排水管道 CH_4 排放量不可小觑。

控制排水管道 CH_4 产生与排放需从上述三个影响因子入手,可通过投加抑制MA活性的药剂进行源头控制,也可通过改善排水管道的厌氧环境来减缓 CH_4 释放,不得已时可在管道气体释放口进行末端处理。

参考文献:

- [1] SUDARJANTO G, SHARMA K R, GUTIERREZ O, *et al.* A laboratory assessment of the impact of brewery wastewater discharge on sulfide and methane production in a sewer[J]. *Water Science & Technology*, 2011, 64(8):1614-1619.
- [2] LIU Y W, SHARMA K R, FLUGGEN M, *et al.* Online dissolved methane and total dissolved sulfide measurement in sewers [J]. *Water Research*, 2015, 68:109-118.
- [3] GUTIERREZ O, PARK D, SHARMA K R, *et al.* Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms [J]. *Water Research*, 2009, 43(9):2549-2557.
- [4] AI T, HE Q, XU J W, *et al.* A conceptual method to simultaneously inhibit methane and hydrogen sulfide production in sewers: the carbon metabolic pathway and microbial community shift [J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 246:119-127.
- [5] 任南琪,王爱杰,赵阳国. 废水厌氧处理硫酸盐还原菌生态学[M]. 北京:北京科学出版社, 2009.
REN Nanqi, WANG Aijie, ZHAO Yangguo. Ecology of Sulfate-reducing Bacteria in Anaerobic Biotreatment Processes[M]. Beijing: Beijing Science Press, 2009(in Chinese).
- [6] LIU Y W, NI B J, GANIGUÉ R, *et al.* Sulfide and methane production in sewer sediments [J]. *Water Research*, 2015, 70:350-359.
- [7] CATALÁN N, CASAS-RUIZ J P, VON SCHILLER D, *et al.* Biodegradation kinetics of dissolved organic matter chromatographic fractions in an intermittent river [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, 122(1):131-144.
- [8] SUN J, HU S H, SHARMA K R, *et al.* Stratified microbial structure and activity in sulfide- and methane-producing anaerobic sewer biofilms [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2014, 80(22):7042-7052.
- [9] CHEN H, WANG Z N, LIU H, *et al.* Variable sediment methane production in response to different source-associated sewer sediment types and hydrological patterns: role of the sediment microbiome [J]. *Water Research*, 2021, 190:116670.
- [10] XU J W, HE Q, LI H, *et al.* Modeling of methane formation in gravity sewer system: the impact of microorganism and hydraulic condition [J]. *AMB Express*, 2018, 8(1):1-10.
- [11] FOLEY J, YUAN Z G, LANT P, *et al.* Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions [J]. *Water Science & Technology*, 2009, 60(11):2963-2971.
- [12] 周瑜. 昆明市下水道中甲烷产排污系数研究[D]. 昆明:昆明理工大学, 2013.

- ZHOU Yu. Study on Methane Production and Discharge Coefficient in Kunming Sewer [D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2013 (in Chinese).
- [13] KYUNG D, KIM D, YI S, *et al.* Estimation of greenhouse gas emissions from sewer pipeline system [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017, 22(12):1901-1911.
- [14] 郝晓地,杨文字,林甲. 不可小觑的化粪池甲烷碳排放量[J]. 中国给水排水,2017,33(10):28-33.
- HAO Xiaodi, YANG Wenyu, LIN Jia. Non negligible carbon emission with methane from septic tanks [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(10):28-33 (in Chinese).
- [15] WILLIS J, BROWER B, GRAF W, *et al.* Manuscript: new GHG methodology to quantify sewer methane [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2019, 2018(8): 4745-4752.
- [16] CHAOSAKUL T, KOOTTATEP T, POLPRASERT C, *et al.* A model for methane production in sewers [J]. Journal of Environmental Science and Health (Part A), 2014, 49(11): 1316-1321.
- [17] YAN X F, SUN J, KENJIAHAN A, *et al.* Rapid and strong biocidal effect of ferrate on sulfidogenic and methanogenic sewer biofilms [J]. Water Research, 2020, 169:115208.
- [18] ZUO Z Q, SONG Y R, REN D H, *et al.* Control sulfide and methane production in sewers based on free ammonia inactivation [J]. Environment International, 2020, 143:105928.
- [19] JIANG G M, GUTIERREZ O, YUAN Z G, *et al.* The strong biocidal effect of free nitrous acid on anaerobic sewer biofilms [J]. Water Research, 2011, 45(12): 3735-3743.
- [20] JIANG G M, GUTIERREZ O, SHARMA K R, *et al.* Optimization of intermittent, simultaneous dosage of nitrite and hydrochloric acid to control sulfide and methane productions in sewers [J]. Water Research, 2011, 45(18): 6163-6172.
- [21] ZUO Z Q, ZHENG M, CHANG J, *et al.* Free nitrous acid-based suppression of sulfide production in sewer sediments: in-situ effect mechanism [J]. Science of the Total Environment, 2020, 715: 136871.
- [22] PIKAAR I, ROZENDAL R A, RABAEY K, *et al.* In-situ caustic generation from sewage: the impact of caustic strength and sewage composition [J]. Water Research, 2013, 47(15): 5828-5835.
- [23] GAO R Y, ZHANG Z Q, ZHANG T W, *et al.* Upstream natural pulsed ventilation: a simple measure to control the sulfide and methane production in gravity sewer [J]. Science of the Total Environment, 2020, 742:140579.
- [24] AUGUET O, PIJUAN M, GUASCH-BALCELLS H, *et al.* Implications of downstream nitrate dosage in anaerobic sewers to control sulfide and methane emissions [J]. Water Research, 2015, 68: 522-532.

作者简介:郝晓地(1960-),男,山西柳林人,博士,教授,从事市政与环境工程专业教学与科研工作,主要研究方向为污水生物脱氮除磷技术、污水处理数学模拟技术、可持续环境生物技术。现为国际水协期刊 *Water Research* 区域主编(Editor)。

E-mail:haoxiaodi@bucea.edu.cn

收稿日期:2021-07-16

修回日期:2021-09-01

(编辑:丁彩娟)

贯彻落实《中华人民共和国河道管理条例》