

论述与研究

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.17.001

下水道甲烷释放模型评价与内在控制分析

郝晓地¹, 张益宁¹, 李季¹, 李爽²

(1. 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; 2. 首创生态环保集团, 北京 100044)

摘要: 下水道产生的甲烷排放量近似污水处理过程能耗产生的间接碳排放量,其温室效应不可小觑。通过对下水道甲烷产生与释放过程模型总结、归纳,厘清了下水道甲烷排放模型差异及其适用范围。采用正交试验方法,特别对预测模型中主要控制因子影响甲烷生成量程度进行了显著性分析。计算结果显示,温度对甲烷产生量的影响程度最为显著;进行管道在线热量交换而降温技术上虽然可行但并不可取,因为这势必影响冬季污水生物处理效果。污水COD浓度与管道管径影响程度次之,但受客观条件制约也显得束手无策。归根结底,唯有减少污水管道中流动时间方有可能避免甲烷形成,对此可采用负压排水系统作为技术解决方案,但需核算能耗间接碳排放(CO₂)与管道CH₄排放间的差异。投加化学药剂等外源介入措施固然可一定程度抑制产甲烷细菌活性,但必须考虑维护费用与间接碳排放等问题。

关键词: 下水道; 甲烷; 释放模型; 污水温度; COD浓度; 负压排水

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)17-0001-09

Evaluating Methane Emission Models of Sewers and Analyzing Inherent Control

HAO Xiao-di¹, ZHANG Yi-ning¹, LI Ji¹, LI Shuang²

(1. 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; 2. Capital Eco-Pro Group, Beijing 100044, China)

Abstract: Methane emission from sewers is almost close to indirect carbon emission from energy consumption of wastewater treatment, so that its greenhouse effect should not be underestimated. Some models describing methane production and emission in sewers are first analyzed and summarized, which clarifies the differences and application scopes of these models. Based on the orthogonal tests, the significant degree of key factors on affecting methane production is fully analyzed for the predicting models. The calculated results reveal that temperature has the most significant influence on methane production; lowering temperature by exchanging heat online is feasible but not desirable as this action would inevitably affect biological wastewater treatment during the winter time. The COD concentration and sewers' diameter are the second to affecting methane production, but it seems as if hands be tied because of objective conditions. On balance, reducing the flowing time of wastewater in sewers might be the only approach to avoiding methane production. In this aspect, vacuum sewer system (VSS) seems a

technical solution, but it is essential to balance the indirect CO_2 emission of energy consumption caused by VSS and direct CH_4 emission from sewers. Besides, such external intervention measures as adding chemicals into sewers could inhibit the activity of methanogens to an extent, but maintenance costs and indirect carbon emissions have to be considered.

Key words: sewer; methane; emission model; wastewater temperature; COD concentration; vacuum sewer system

城市污水管线(下水道)作为用于收集生活污水、工业废水以及径流雨水的设施,在维系着城镇可持续发展的同时,也会带来次生环境问题。其中,最为突出的就是甲烷(CH_4)释放^[1-3],这一问题在“双碳”目标下显得尤为突出,因为 CH_4 的温室效应是二氧化碳(CO_2)的28倍之多。粗略估算表明,我国下水道 CH_4 碳排放量(以 CO_2 当量计)接近污水处理厂排放量的一半,高达 $2\,000\times 10^4\text{ t/a}$ ^[2];国际研究也认为,市政下水道系统的 CH_4 碳排放量已与污水处理厂能耗产生的间接碳排放量相当^[4]。

城市下水道 CH_4 碳排放近年已上升为国际普遍关注的热点。目前国内外已有许多有关市政下水道 CH_4 排放量的相关研究,各种估算以及模型计算层出不穷,其中,以管道 CH_4 释放模型为主题的研究备受青睐。例如,Willis等^[5]根据SEWEX模型建立了下水道 CH_4 产生量计算公式,Sun等^[6]在该SEWEX模型基础上又增加了生物膜模型,可分析水质组成对 CH_4 产生量的影响;Chaosakul等对 CH_4 释放经验模型进行了优化,获得了与实际情况吻合良好的模型^[7]。这些模型研究各有千秋,但多聚焦于单一环境,而复杂多样的模型导致应用难度较大。

笔者首先对下水道中 CH_4 形成机制与释放过程进行分析。其次,对各种已有模型进行梳理并总结各自特点和适用范围。最后,以下水道 CH_4 生成量作为指标,选择排放量潜力预测模型,以正交试验方法分析主控制因子对 CH_4 释放量影响的显著性排序,以厘清可能改进的下水道技术措施。

1 下水道甲烷释放过程

城镇下水道常常因重力流而导致形成底部沉积物,在微生物作用下沉积物中的有机物,甚至氮、磷都会发生生物化学转化,进而产生甲烷、硫化氢(H_2S)、氧化亚氮(N_2O)等气体。其中, CH_4 产生量最大,且难以控制其产生。

1.1 下水道中甲烷形成机制

下水道沉积物中有机物在厌氧条件下经微生物作用最终形成 CH_4 、 CO_2 、 H_2O 、 H_2S 等,Bryant等提出的“三阶段”理论是目前普遍接受的厌氧消化机制,包括水解发酵、产氢产乙酸、产甲烷等阶段。经水解发酵(糖类、脂肪和蛋白质等大分子首先被分解成以有机酸为主的低分子中间产物,继而在产酸菌作用下转化为更简单的醇类、挥发性脂肪酸VFAs等)与产氢产乙酸阶段(产乙酸菌将VFAs转化为乙酸),最终通过异养(主渠道,占2/3)和自养(次渠道,占1/3)产甲烷阶段将乙酸或 H_2 与 CO_2 转变为 CH_4 。

1.2 下水道中甲烷释放分析

1.2.1 释放过程

下水道中沉积物和管壁生物膜是 CH_4 产生的主要场所。沉积物及生物膜中的微生物可以利用污水中有机物进行厌氧消化,产生乙酸、 H_2 等物质,产甲烷菌进而利用其产生 CH_4 。一般认为,对 CH_4 产生量与产生速率影响最大的因素是下水道内微生物活性。通常采用微生物对有机物的水解速率、微生物对环境适应时间等参数反映下水道微生物活性变化,从而对 CH_4 释放程度进行分析与模拟。

1.2.2 释放速率

下水道内部环境、污水水质以及微生物群落等均会影响 CH_4 释放速率:①下水道内温度和pH影响微生物群落生长与代谢,而管径和坡度变化会引起水流流速与水力停留时间的变化,从而影响有机物与微生物群落的接触时间;②不同城市区域职能差异导致排放污水中有机物种类与浓度各不相同,进而存在有机物分解速率差异;③不同微生物群落种类和数量共同影响着下水道 CH_4 释放速率。

综合上述三方面影响因素,下水道中 CH_4 释放速率存在诸多变量,这也是模型拟合的难点所在。此外,某些变量因城市居民生活规律变化,存在一段时间(如24 h内)较大变化幅度,如流量、流速、有

机物浓度等。因此,对于下水道甲烷释放模型,一方面需要探究能够与 CH_4 释放速率为强相关性的变量,另一方面还需要对实际管道环境进行长期观察与监测,探究其浮动范围或变化规律,从而对下水道 CH_4 排放实现尽可能准确的拟合。

1.2.3 释放潜力

对下水道 CH_4 释放潜力进行核算与预测,需要掌握能够明显影响 CH_4 产生的因子。在实际工程中,往往需要对计划建设的项目进行碳排放核算,而不是对既有区域进行校核。因此,需在保证计算准确性的同时尽量简单化,只需工程方面参数,无需实测数据。目前研究认为,在排除水质与微生物种群差异影响后,可从污水与微生物接触面积、接触时间和环境温度入手,实现对 CH_4 释放量的估算。

2 下水道甲烷排放模型与评价

2.1 模型分类

现有管道 CH_4 释放模型分共为3类:

① 过程模拟模型。关注管道 CH_4 产生过程,通过不同数学模拟获得与实际过程拟合完美的公式表达,并对其中部分参数赋予实际含义,表达过程中动力学参数、微生物适应能力参数、反应潜力参数、排放峰值参数等信息。

② 释放速率模型。根据管道水力学或水质参数,考察生物反应下对应的 CH_4 产生速率,包括有机物产生速率或单位管道 CH_4 产生速率,它区别于动力学参数中的水解速率常数等,以直接“黑箱”形式评价管道对应的 CH_4 产生快慢。通过各种机理与经验模型,考虑 CH_4 排放过程中发生的有机物转化过程、生物膜内微生物反应、管道内壁污染物堆积与冲刷情况等,可对 CH_4 排放规律进行预判。

③ 潜力预测模型。基于某些实际工程参数实现对管道系统 CH_4 产量进行预测,如管道坡度、直径等水力条件参数,或基于始端COD浓度、温度等初步实际参数,以及管道湿周、水力停留时间等经验参数等。该类模型不需考虑反应过程,仅利用工程参数与大量实际数据进行拟合,经推导后获得相应数学关系,从而实现对实际场景的潜力预测。

2.2 过程模拟模型

2.2.1 一级动力学模拟

一级反应动力学模型可表征 CH_4 累积产量随管道流动时间变化的关系^[8]。考虑到实际污水中存在

溶解性惰性组分 $S_i^{[9]}$,引入参数 c 对该模型进行修正,修正后的模型见式(1)。由于反应初期微生物存在适应阶段,一级动力学模型无法对该过程进行校核。因此,实际拟合时仅拟合稳定后累积 CH_4 产量。该模型突出优势是拟合求解水解速率常数 K_h ,有助于下水道产 CH_4 微生物动力学研究。

$$V(t)=V_m \times [1-\exp(-K_h \times t)-c] \quad (1)$$

式中: $V(t)$ 为 t 时刻下水道累积 CH_4 产生量,mL; V_m 为最大 CH_4 产生量,mL; K_h 为水解速率常数, h^{-1} ; t 为污水在下水道内流动时间,h; c 为污水中难生物降解惰性组分(UBCOD)与总COD比值。

一级动力学模型以有机物降解程度与 CH_4 产生量之间完成平衡作为估算依据,以累积 CH_4 产生量反映微生物水解程度,具有微生物动力学意义,在实际市政下水道环境中已获得证明。当产 CH_4 阶段完成时,环境中仍存在部分有机物,如UBCOD。因此,引入参数 c 对原一级动力学模型进行修正,并探究城市不同职能区域与所排放污水中惰性组分 S_i 之间关系。可以认为,微生物动力学过程等模拟具有较好的拟合效果,但对绝对参数(如初期延滞、终产 CH_4 量等宏观参数)的拟合效果并不佳。

2.2.2 冈珀兹修正模拟

冈珀兹修正模型同样用于模拟复杂进水底物条件下 CH_4 累积变化量,该模型函数图像为一种典型S型指数曲线方程^[10]。相对于一级动力学模型,它也同样存在 V_m 参数,但不同的是它可以反映最大产 CH_4 速率 $R_m(\text{mL/h})$,也新引入了更具实际意义的延滞期 λ ,其具体模型见式(2)。

$$V(t)=V_m \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_m e}{V_m} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (2)$$

式中: e 约为2.7183; λ 为产 CH_4 延滞期,即微生物对环境适应时间,h。

Yono等研究证明,冈珀兹修正模型对于下水道 CH_4 产生潜力预测明显好于一级动力学模型^[11]。该模型考虑了微生物适应阶段产生的初期 CH_4 延滞现象,适用于微生物适应阶段较长的反应环境,如下水道内部,所以它的拟合程度会明显好于一级动力学模型。对于城市管道而言,以初始排放位置作为起点, CH_4 产生过程并非是线性的,而是呈指数函数变化趋势,即:前期并未产生较明显的 CH_4 排放,而随着管线长度增加, CH_4 产生量呈突增趋势。因此,

采用冈珀兹修正模型,通过延滞期参数 λ 可以厘清不同城市排放位置和水质下的产甲烷差异、推测 CH_4 释放路径曲线,从而对于高峰点位采取针对性的抑制措施,进而实现减排。

2.3 释放速率模型

2.3.1 基于管道参数

Willis等^[5]选取了下水道内 CH_4 释放过程中的5种典型反应过程,建立了重力流下水道 CH_4 释放速率模型。该模型共考虑了5种反应过程:①硫酸盐与其他金属盐的化学沉淀反应过程;②管道内壁、内壁与附着生物膜之间、生物膜与液体接触界面三者间的厌氧、缺氧、好氧反应过程,以及其中C与S元素流动过程;③ CO_2 、 CH_4 、 H_2S 在管道内壁附着及液相与气相间迁移过程;④管道内释放气体在污水与管道上部空间发生的对流过程;⑤反应环境内pH变化过程。该模型以管道工程参数作为主要依据, CH_4 释放模型见式(3)。

$$r_{\text{CH}_4} = 0.419 \times 1.06^{T-20} \times Q^{0.26} \times D^{0.28} \times S^{-0.138} \quad (3)$$

式中: r_{CH_4} 为 CH_4 释放速率, $\text{kg}/(\text{km} \cdot \text{d})$; T 为管道内温度, $^{\circ}\text{C}$; Q 为管道流量, m^3/s ; D 为管道直径, m ; S 为管道坡度, m/m 。

为简化模型和便于实际工程应用,对模型作理想状态假设:管道内沉积物不影响 CH_4 释放速率与释放量;排除管道内生产、生活造成的流量波动,以平均管道流量考虑;产 CH_4 微生物活性与 SO_4^{2-} 浓度无关,即,假设 SO_4^{2-} 浓度在 $2.5 \sim 50 \text{ mg/L}$ 之间;将 SO_4^{2-} 对 CH_4 产生抑制只归结于微生物间竞争作用。

2.3.2 基于水质参数

目前大量研究已证实,城市下水道产 CH_4 潜力与污水水质明显相关^[12-13]。Sun等^[14]通过探究下水道污水中 SO_4^{2-} 和SCOD浓度变化对产 CH_4 菌活性的影响,建立了基于水质参数的经验模型,用于预测 CH_4 最大产生速率(k_{CH_4})。经过实际管道环境下的验证表明,该模型能够较好地预测水质波动条件下 CH_4 最大产生速率。

2.4 潜力预测模型

2.4.1 实际工程模型

Zuo等根据下水道内流量、温度、水力坡度等参数信息,利用CAPS(Conveyance Asset Prediction System)系统对产 CH_4 潜力进行预测,得到了潜力预

测模型^[15]。该模型考虑了水解酸化、产 CH_4 、硫酸盐还原等过程,主要用于分析管道内污水与管内壁生物膜间的相互作用。此模型主要适用于低有机物浓度环境,当能够获取各管段水力条件信息时可采用此模型。

2.4.2 排放因子模型

排放因子模型采用联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)推荐模型,它以 20°C 下有机物厌氧转化率作为基准值,并引入修正因子 ε 进行进一步修正^[16-17],见式(4)、(5)。

$$V(t) = \text{EF}_{\text{CH}_4} \times \text{COD} \times \left(1 - \frac{1}{1 + \eta_T \cdot t}\right) \quad (4)$$

$$\eta_T = \eta_{20} \varepsilon^{T-20} \quad (5)$$

式中: $V(t)$ 为下水道内 t 时刻累积 CH_4 产生量, mg/L ; EF_{CH_4} 为下水道单位COD的 CH_4 排放因子,取值为 0.25 kg/kg ; COD为计算区域范围的初始COD值,以该地区进入市政污水管道有机物平均浓度计, mg/L ; η_T 为有机物(COD)的厌氧转化率; t 为下水道内污水的平均流动时间, d ; η_{20} 为有机物(COD)在 20°C 条件下的厌氧转化率; T 为下水道内污水的温度, $^{\circ}\text{C}$ 。

当下水道COD浓度与污水温度是已知参数时,可以采用排放因子模型进行计算。该模型引入厌氧转化率温度模型,与 CH_4 排放因子进行结合,可实现对 CH_4 最大产生量进行模拟预测。

2.4.3 经验拟合模型

Yan等^[18]主要探究了压力流下水道 CH_4 排放量拟合模型,该模型以市政污水管道几何参数、水力停留时间等作为初始条件,通过大量实测数据得到比 CH_4 释放速率,用于模拟核算压力流管道产 CH_4 潜力,拟合模型见公式(6)。

$$C_{\text{CH}_4} = \gamma \times \frac{A}{V} \times \text{HRT} \quad (6)$$

式中: C_{CH_4} 为单位体积下水道 CH_4 释放量, kg/m^3 ; γ 为比 CH_4 释放速率, $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$,采用最小二乘和拟合算法推导出,取 5.24×10^{-5} ; $\frac{A}{V}$ 为管道内表面积与体积比, m^{-1} ; HRT为污水停留时间, h 。

该模型适用于 $\frac{A}{V} \times \text{HRT}$ 在 $0 \sim 200 \text{ h/m}$ 之间的环境,经实际压力流下水道环境验证,与实际情况拟合程度较好。实际城市真空下水道系统设计管径

通常在 150~600 mm 之间,水力停留时间小于 8 h,因此,基本涵盖绝大多数实际工程应用。

Pikaar 等人^[19]对压力流下水道经验拟合模型进行优化,引入温度参数 T ,使其能够适用于重力流下水道 CH_4 排放潜力模拟预测,拟合公式如下:

$$C_{\text{CH}_4} = 1.05^{T-20} \times \gamma \times \frac{A}{V} \times \text{HRT} + 0.0015 \quad (7)$$

其中 γ 取 $6 \times 10^{-5} \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。根据该模型对我国 2019 年城市下水道 CH_4 排放量进行核算,发现年 CH_4 排放量在 $(8.3 \sim 116.7) \times 10^4 \text{ t}$ 左右,相当于 CO_2 为 $(175 \sim 2\,451) \times 10^4 \text{ t}$,这是城镇水务系统中不可忽略的碳排放来源^[2]。

2.5 模型评价

表 1 是对以上 3 种模型的总结。

表 1 下水道甲烷释放模型比较

Tab.1 Comparisons of methane emission models in sewers

甲烷排放模型分类		适用场景	实际意义参数	优点	缺点
过程模拟模型	一级动力学模拟	探究产甲烷过程内部变化	水解速率常数、延滞期等	从内部分析产甲烷情况,便于针对性地进行甲烷排放抑制	需获取实际甲烷排放信息,不利于工程应用
	冈珀兹修正模拟				
释放速率模型	基于管道参数	污水管网核算边界内动态变化过程	甲烷释放速率	可探究区域内甲烷排放动态过程	获取参数复杂
	基于水质参数				
潜力预测模型	实际工程模型	工程场景粗略计算	单位水量甲烷排放量	计算简便快速,参数获取简单	计算结果存在不确定性
	排放因子模型				
	经验拟合模型				

3 甲烷释放控制模型分析

3.1 模型测算

对不同下水道 CH_4 释放模型评价后发现,各模型主要涉及 4 个影响因子,即污水温度、管道管径、管道长度和 COD 浓度。可以通过正交法将 4 个控制因子的影响程度进行排序。因释放速率模型并不包括对 CH_4 释放量的模拟,因此,选用过程模拟模型与潜力预测模型中的经验拟合模型和排放因子模型,对 CH_4 释放量控制因子进行影响程度分析。

3.1.1 过程模拟模型模拟结果

过程模拟模型将下水道环境信息以微生物内部反应变化的形式进行模拟,该模型存在理论最大 CH_4 产生量 V_m 、最大产 CH_4 速率 R_m 、产 CH_4 延滞期 λ 、污水在下水道内流动时间 t 等 4 个变量。其中, V_m 主要受污水中 COD 浓度影响, R_m 主要与污水温度有关, λ 为管道内有机物的适应时间,与污水其他水质特点有关(如 pH 等), t 与管道长度和污水流速有关。选取 $V_m=1、5、10 \text{ mL}$, $R_m=2、4、6、8 \text{ mL/h}$, $\lambda=0.5、1、2、3 \text{ h}$, $t=0.5、1、2、3、4 \text{ h}$,流速采用最小设计流速 0.6 m/s ,管道长度选取 $1.1 \sim 8.6 \text{ km}$,构建 $L_{25}(5^4)$ 正交表。但在该模型中需保证 $\lambda \leq t$,为此筛选后采用 19 组方案。将各水平变量随机排列,得到正交法模拟结果见表 2。可见,第 19 组方案的累积 CH_4 产生量最大(9.99 mL),已基本达到理论最大产 CH_4 量; $R_m=8 \text{ mL/h}$,可以认为产 CH_4 菌生长环境达到最适宜情

况,环境温度在中温左右; $\lambda=0.5 \text{ h}$, $t=4 \text{ h}$,说明此时产 CH_4 微生物用最短时间适应污水环境,且污水与微生物接触时间最久。因此可以认为,该情况下的 CH_4 释放潜力达到最大。

表 2 过程模拟模型正交试验模拟方案与模拟结果

Tab.2 Orthogonal experimental simulation scheme and results with the process simulation model

编号	V_m / mL	$R_m / (\text{mL} \cdot \text{h}^{-1})$	λ / h	t / h	$V(t) / \text{mL}$
1	1	2	0.5	0.5	0.07
2	1	4	2	3	1.00
3	1	6	1	1	0.07
4	1	8	1	4	1.00
5	5	2	1	3	3.67
6	5	4	1	1	0.33
7	5	6	3	4	4.51
8	5	8	0.5	2	4.98
9	10	4	0.5	4	9.41
10	10	6	2	2	0.66
11	10	4	1	3	7.34
12	10	2	2	4	4.00
13	10	4	1	2	4.00
14	10	8	3	3	0.66
15	10	4	0.5	1	2.06
16	10	2	1	2	2.06
17	10	6	0.5	3	9.55
18	10	4	1	4	9.01
19	10	8	0.5	4	9.99

以 t 时刻累积 CH_4 产生量作为过程模拟模型因变量,进行主体间效应检验,结果见表3。主体间效应检验可以确定不同因子对下水道 CH_4 排放量是否产生显著影响,如果 P 值小于显著性水平(0.05),则说明该因子对 CH_4 排放量影响显著;反之,则说明该因子影响不显著。由表3可知,只有 V_m 具有显著性。表明在过程模拟模型中,起主要影响作用的是底物浓度,即COD浓度。

表3 过程模拟模型主体间效应检验

Tab.3 Inter-subject effects with the process simulation model

方差来源	离差平方和	自由度	均方	F 值	P 值
V_m	436.481 9	2	218.241	11.546	0.009
R_m	47.024 0	3	15.675	0.829	0.481
λ	131.779 9	3	43.927	2.324	0.179
t	123.820 1	4	30.955	1.638	0.271
误差	113.412 9	6	18.902	—	—

3.1.2 经验拟合模型模拟结果

经验拟合模型中含有污水温度、 A/V (管道内表面积与体积比值)、污水流动时间等3个变量。其中, A/V 仅与管道管径有关,污水流动时间与管道长度和污水流速有关。考虑到不同城市四季下水道污水温度变化,选取 $T=0、10、20、30\text{ }^{\circ}\text{C}$, $A/V=2\sim 13.33、8、4、2.667、2\text{ m}^{-1}$ (即选择DN300~2 000范围管径),污水在下水道内流动时间选取0.5、1、2、3、4 h,流速同样用最小设计流速0.6 m/s,即管道长度选取1.1~8.6 km,构建3因子多水平正交试验。

3个影响因子的最大水平变量为5,构建经验拟合模型正交试验模拟方案 $L_{25}(5^3)$ 。若采用全面试验则需 $3^5=243$ 种方案,采用正交试验模拟则仅需25组方案。为减少试验误差,将各水平变量随机排列,得到如表4所示模拟结果。可以看到,第16组方案的 CH_4 排放量最大(5.41 g/m^3),此时温度为 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $A/V=13.33\text{ m}^{-1}$ (管径为DN300)、污水流动时间为3 h(管道长度约6.5 km);第3组方案的 CH_4 排放量最小(1.55 g/m^3),此时温度为 $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $A/V=4\text{ m}^{-1}$ (管径为DN1 500)、污水流动时间为0.5 h(管道长度约1.1 km)。

以下水道 CH_4 排放量作为经验拟合模型因变量,进行主体间效应检验,结果如表5所示。可见,3个变量对 CH_4 释放量的影响均十分显著。进一步对比 F 值,得到影响程度显著性排序为:温度 $>A/V$ (管

径) $>$ 流动时间。说明温度在设计阶段对 CH_4 释放量的影响显著性最大。下水道内环境温度升高,产 CH_4 菌内酶活性增强,代谢反应速率加快,从而使得生物量增长更为迅速,进而增加 CH_4 产生量。管径对 CH_4 产生量的显著性次之,实际上,下水道管径越大时 CH_4 产生量将同样增大。在大管径条件下,水流速度变慢,有机物将在管道中停留更长的时间,并进行充分的厌氧发酵,从而产生更多的 CH_4 。当污水在管道内停留时间较长时,有机物会有更多时间进行厌氧发酵,从而产生更多 CH_4 。在不增加污水流速情况下,下水道越长,污水中有机物厌氧消化时间也越久, CH_4 产生量也就越大。

表4 经验拟合模型正交试验模拟方案与模拟结果

Tab.4 Orthogonal experimental simulation scheme and simulation results with the empirical fitting model

编号	温度/ $^{\circ}\text{C}$	$A/V/\text{m}^{-1}$	流动时间/h	CH_4 排放量/ $(\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$	编号	温度/ $^{\circ}\text{C}$	$A/V/\text{m}^{-1}$	流动时间/h	CH_4 排放量/ $(\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$
1	0	13.33	1	1.80	14	20	2.67	0.5	1.58
2	0	8	3	2.04	15	20	2	2	1.74
3	0	4	0.5	1.55	16	30	13.33	3	5.41
4	0	2.67	2	1.62	17	30	8	0.5	1.89
5	0	2	4	1.68	18	30	4	2	2.28
6	10	13.33	0.5	1.75	19	30	2.67	4	2.54
7	10	8	2	2.09	20	30	2	1	1.70
8	10	4	4	2.09	21	20	13.33	2	3.10
9	10	2.67	1	1.60	22	20	8	4	3.42
10	10	2	3	1.72	23	20	4	1	1.74
11	20	13.33	4	4.70	24	20	2.67	3	1.98
12	20	8	1	1.98	25	20	2	0.5	1.56
13	20	4	3	2.22					

表5 经验拟合模型主体间效应检验

Tab.5 Inter-subject effects with the empirical fitting model

方差来源	离差平方和	自由度	均方	F 值	P 值
温度	61.347	3	20.449	8.014	2.806E-03
A/V	8.805	4	2.201	0.863	5.117E-01
流动时间	5.852	4	1.463	0.573	6.868E-01
误差	33.174	13	2.552	—	—

3.1.3 排放因子模型模拟结果

在下水道污水水质数据可获取的情况下,利用排放因子模型可获得COD浓度、污水流动时间、污水温度3个影响因子的显著性差异。选取COD浓度

为 50、100、200、300、400、500 mg/L,污水流动时间与污水温度选取范围同设计施工参数(分别为 0.02、0.04、0.06、0.08、0.10、0.13、0.15、0.17 d 和 0、5、10、15、20、25、30 ℃),且在此基础上增加水平变量,建立 3 因子多水平正交表。

考虑 3 个影响因子的最大水平变量为 8,构建排放因子模型正交试验模拟方案 $L_{64}(8^3)$,见表 6。通过表 6 得到,第 49 组的 CH_4 产生量最大(8.89 mg/m^3),

此时的 COD 浓度为 400 mg/L,污水流动时间为 3.5 h (管道长度约 7.6 km),污水温度为 30 ℃。第 37 组的 CH_4 产生量最小(0.01 mg/m^3),此时的 COD 浓度为 100 mg/L,污水流动时间为 0.5 h,管道长度约 1.1 km,污水温度为 0 ℃。排放因子模型正交法模拟结果同样展示了,在重力流下水道中污水 COD 浓度和温度越高,管道越长, CH_4 产生量相应便会更大。

表 6 排放因子模型正交试验模拟方案与模拟结果

Tab.6 Orthogonal experimental simulation scheme and simulation results with the emission factor model

编号	COD 浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	流动时 间/d	温度/ $^{\circ}C$	CH_4 产生量/($mg \cdot m^{-3}$)	编号	COD 浓度/ ($mg \cdot L^{-1}$)	流动时 间/d	温度/ $^{\circ}C$	CH_4 产生量/($mg \cdot m^{-3}$)
1	500	0.06	15	0.95	33	300	0.04	15	0.38
2	300	0.1	10	0.54	34	100	0.167	30	2.51
3	300	0.146	15	1.37	35	100	0.125	15	0.39
4	500	0.02	30	1.65	36	300	0.08	10	0.44
5	300	0.08	20	1.30	37	100	0.02	0	0.01
6	500	0.125	5	0.65	38	300	0.146	25	3.98
7	500	0.167	0	0.50	39	300	0.1	20	1.62
8	300	0.04	25	1.14	40	100	0.06	5	0.06
9	500	0.02	20	0.55	41	200	0.08	0	0.10
10	200	0.146	5	0.30	42	50	0.125	25	0.57
11	200	0.1	0	0.12	43	50	0.167	20	0.44
12	400	0.06	25	2.25	44	200	0.04	5	0.08
13	200	0.04	15	0.25	45	50	0.06	15	0.09
14	400	0.167	10	1.21	46	200	0.1	30	3.13
15	400	0.125	15	1.56	47	200	0.146	15	0.91
16	200	0.08	30	2.54	48	50	0.02	10	0.02
17	200	0.125	10	0.45	49	400	0.146	30	8.89
18	50	0.08	15	0.13	50	200	0.02	15	0.13
19	50	0.04	30	0.33	51	200	0.06	10	0.22
20	200	0.167	15	1.04	52	400	0.1	15	1.25
21	50	0.1	5	0.05	53	200	0.167	25	3.02
22	200	0.06	20	0.65	54	400	0.04	0	0.10
23	200	0.02	25	0.38	55	400	0.08	5	0.34
24	50	0.146	0	0.04	56	200	0.125	20	1.34
25	300	0.167	5	0.52	57	500	0.1	25	4.63
26	100	0.04	20	0.22	58	300	0.06	0	0.11
27	100	0.08	25	0.75	59	300	0.02	5	0.06
28	300	0.125	0	0.23	60	500	0.146	20	3.91
29	100	0.146	10	0.26	61	300	0.125	30	5.78
30	300	0.02	15	0.19	62	500	0.08	15	1.26
31	300	0.06	30	2.89	63	500	0.04	10	0.36
32	100	0.1	15	0.31	64	300	0.167	15	1.56

以下水道 CH_4 排放量作为排放因子模型因变量,进行主体间效应检验,结果表明,COD 浓度、污水流动时间与温度在实际工程模型中对 CH_4 释放量影响显著($P < 0.05$);对比 F 值得到各因子显著性排

序:温度(9.238)>COD 浓度(8.909)>污水流动时间(2.601)。

3.2 讨论

影响下水道 CH_4 产生因子主要包括:温度、管

径、管道长度、COD浓度。在设计阶段不能获取实际污水COD浓度信息时,得到影响因子显著性排序为:温度>A/V(管径)>流动时间;在下水道水质数据可获取的情况下,得到影响因子显著性排序为:温度>COD浓度>流动时间。可见,温度是影响CH₄产生量最为突出的因子。低温显然有利于抑制CH₄产生,即在自然条件下,冬季下水道的CH₄产生量低于夏季。对下水道降温理论上可通过在线水源热泵热量交换实现^[20-21]。但是,这势必导致污水处理厂进水温度降低,对污水生物处理极其不利。因此,通过人为调节下水道温度抑制CH₄产生量的做法不可取。

下水道COD浓度取决于管网前端用户生活水平与习惯,似乎也无法实现人为干预。尽管化粪池可以截留部分COD,但是,被截留的COD在相对静止的厌氧环境下比下水道更容易产生CH₄。所以,主张保留化粪池的观点也不可取。某种程度上说,化粪池对污水处理脱氮除磷来说实际上是在帮倒忙。

提高管道流速理论上可以减少不溶性COD管底沉积,可最大程度避免CH₄产生。但是,排水规律与特点决定了下水道一般以重力流为主,不可能通过减少管径的方式单纯提高管道流速,以避免峰值排水潜在的排水不畅、甚至堵塞问题。

无论如何,减少污水在管道中的停留时间是抑制CH₄产生唯一可能采取的技术措施。重力流管道缩径固然不可取,但是,负压排水系统似乎可以奏效。而负压排水需要能耗,要核算能耗产生的间接CO₂排放与管道CH₄排放间的差异。

此外,从外源介入入手似乎可以抑制产甲烷细菌的活性,例如向下水道中注入氮氧化物(NO₃⁻与NO₂⁻)、O₂、金属盐、碱性、游离亚硝酸(FNA)等药剂可直接或间接控制CH₄与H₂S排放^[22],但是这些化学药剂的生产与运输亦会带来间接碳排放,需要进行全生命周期(LCA)核算。

4 结论

① 市政下水道环境非常复杂,传输污水中有机物(COD)沉积导致的管壁厌氧微生物滋生必然会形成CH₄而释放。若下水道检查井通气不畅,遇明火会发生爆炸,而通气太畅则会向大气中释放大量温室气体。因此,需要有合适的模型预测下水道

CH₄释放量。

② 已有下水道CH₄释放量模型可分为3类:过程模拟模型、释放速率模型与潜力预测模型。其中,过程模拟和释放速率模拟模型只能对已有城镇下水道系统进行核算,并不能对未施工管道进行系统评估。相形之下,潜力预测模型可适用于工程应用场景,只需坡度、管径等工程设计参数便可进行快速简便计算,尽管计算结果准确性欠佳。

③ 不同模型主要涉及4个影响CH₄释放量的影响因子,其影响程度排序为:温度>COD浓度>管径>污水流动时间。

参考文献:

- [1] 王向阳. 污水处理碳足迹核算及环境综合评价研究[D]. 北京:北京建筑大学, 2019.
WANG Xiangyang. Study on Calculating Carbon Footprint and Assessing the Total Environmental Impact of Wastewater Treatment [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2019 (in Chinese).
- [2] 郝晓地, 孙群, 李季, 等. 排水管道甲烷产生影响因素及其估算方法[J]. 中国给水排水, 2022, 38(20): 1-7.
HAO Xiaodi, SUN Qun, LI Ji, et al. Affecting factors and estimating methods of methane produced in sewers [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(20): 1-7 (in Chinese).
- [3] REN D, ZUO Z, XING Y, et al. Simultaneous control of sulfide and methane in sewers achieved by a physical approach targeting dominant active zone in sediments [J]. Water Research, 2021, 211: 118010.
- [4] GUISASOLA A, DE HAAS D, KELLER J, et al. Methane formation in sewer systems [J]. Water Research, 2008, 42(6): 1421-1430.
- [5] WILLIS J, BROWER B, GRAF W, et al. Manuscript: new GHG methodology to quantify sewer methane [C]// Water Environment Federation. 91st Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference. Alexandria: Water Environment Federation, 2018: 4745-4752.
- [6] SUN J, NI B J, SHARMA K R, et al. Modelling the long-term effect of wastewater compositions on maximum sulfide and methane production rates of sewer biofilm [J]. Water Research, 2018, 129: 58-65.

- [7] CHAOSAKUL T, KOOTATEP T, POLPRASERT C. A model for methane production in sewers[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2014, 49 (11): 1316–1321.
- [8] ZEPTER J, ENGELHARDT J, GABDERAKHMANOVA T, *et al.* Empirical validation of a biogas plant simulation model and analysis of biogas upgrading potentials[J]. *Energies*, 2021, 14(9): 2424.
- [9] VAN LOOSDRECHT M C M, LOPEZ-VAZQUEZ C M, MEIJER S C F, *et al.* Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling [J]. *Journal of Hydroinformatics*, 2015, 17 (5): 697–718.
- [10] ZHANG W, WEI Q, WU S, *et al.* Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions [J]. *Applied Energy*, 2014, 128: 175–183.
- [11] YONO B, SYAICHURROZI I, SUMARDIONO S. Kinetic model of biogas yield production from vinasse at various initial pH: comparison between modified Gompertz model and first order kinetic model [J]. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 2014, 7: 2798–2805.
- [12] LISTOWSKI A, NGO H, GUO W, *et al.* Greenhouse gas (GHG) emissions from urban wastewater system: future assessment framework and methodology [J]. *Journal of Water Sustainability*, 2011, 1(1): 113–125.
- [13] LIU Y, NI B J, SHARMA K R, *et al.* Methane emission from sewers [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 524/525: 40–51.
- [14] SUN J, HU S, SHARMA K R, *et al.* Impact of reduced water consumption on sulfide and methane production in rising main sewers [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 154: 307–315.
- [15] ZUO Z, 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.
- [16] EGGLESTON H S, BUENDIA L, MIWA K, *et al.* 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[R]. Geneva:IDCC, 2006.
- [17] TOPRAK H. Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond [J]. *Water Research*, 1995, 29(4): 1111–1119.
- [18] YAN X, 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.
- [19] 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.
- [20] CIPOLLA S, MAGLIONICO M. Heat recovery from urban wastewater: analysis of the variability of flow rate and temperature in the sewer of Bologna, Italy [J/OL]. *Energy and Buildings*, 2014, 69: 122–130.
- [21] GUO X, HENDEL M. Urban water networks as an alternative source for district heating and emergency heat-wave cooling [J/OL]. *Energy*, 2018, 145: 79–87.
- [22] 郝晓地, 杨振理, 张益宁, 等. 排水管道中 CH_4 、 H_2S 与 N_2O 的产生机制及其控制策略 [J]. *环境工程学报*, 2023, 17(1): 1–12.
- HAO Xiaodi, YANG Zhenli, ZHANG Yining, *et al.* Production mechanism and control strategy of CH_4 , H_2S and N_2O in drainage pipeline [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2023, 17 (1): 1–12 (in Chinese).

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:2023-06-18

修回日期:2023-06-27

(编辑:李德强)