

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.19.010

SA基厨余垃圾微胶囊在污水管道中的漂浮输送性能

柳 博, 张子庚, 袁宏林, 张志强, 陈文韬, 刘朵朵, 卢金锁
(西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

摘 要: 在双碳背景下,将厨余垃圾(FW)从固体废物流转移到污水流是一项前景广阔的综合管理方案。然而,FW采用粉碎直排方式会显著加剧污水管道无序的温室气体(GHG)排放。为解决这一问题,利用海藻酸钠(SA)与 Ca^{2+} 之间的快速反应制备微胶囊,并引入羟丙基甲基纤维素(HPMC)作为起泡剂,实现FW的漂浮输送。优化微胶囊的制备工艺,并在模拟管道水流条件下研究其综合性能,结果显示,微胶囊具有高包埋率、高载药量和较低的密度,在模拟管道环境下表现出良好的阻溶和漂浮效果。进一步通过场发射扫描电镜(SEM)分析微胶囊的形态和元素组成,证实了微胶囊能有效包埋FW。碳排放核算结果显示,当水力停留时间(HRT)为3 h和6 h时,FW微胶囊化方式相较于粉碎直排方式可使城镇排水管网的碳排放量分别降低75.60%和72.58%,这为城镇排水系统实现碳中和提供了新思路。

关键词: 厨余垃圾; 海藻酸钠; 微胶囊; 污水管道; 碳排放量

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)19-0066-08

Floating Transportation Performance of Sodium Alginate-based Food Waste Microcapsule in Sewage Pipes

LIU Bo, ZHANG Zi-geng, YUAN Hong-lin, ZHANG Zhi-qiang, CHEN Wen-tao,
LIU Duo-duo, LU Jin-suo

(School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: Transferring food waste (FW) from the solid waste stream to the wastewater stream represents a promising integrated management strategy within the context of dual carbon objectives. However, the process of pulverizing FW and discharging it directly into the sewer system may substantially intensify unregulated greenhouse gas (GHG) emissions originating from the sewer network. To address this issue, the rapid gelation reaction between sodium alginate (SA) and Ca^{2+} was utilized to fabricate microcapsules. Additionally, hydroxypropyl methylcellulose (HPMC) was incorporated as a foaming agent to enable the floating transportation of FW. By optimizing the preparation process of microcapsules and investigating their comprehensive properties under simulated pipeline water flow conditions, the resulting microcapsules exhibited a high embedding rate, high drug loading capacity, and low density. Additionally, they demonstrated excellent solubility inhibition and floating performance in the simulated pipeline environment. The morphology and elemental composition of the microcapsules

基金项目: 国家自然科学基金区域创新发展联合基金资助项目(U24A20191); 国家重点研发计划项目(2022YFC3203200);
国家自然科学基金资助面上项目(52370100)

通信作者: 卢金锁 E-mail: lujinsuo@xauat.edu.cn

were characterized using field emission scanning electron microscopy (SEM), confirming their ability to effectively encapsulate FW. The carbon emission calculation results indicated that microencapsulation reduced the carbon emissions of urban sewer network by 75.60% and 72.58% when the hydraulic retention time (HRT) was set to 3 hours and 6 hours, respectively, compared with pulverized direct discharge. This approach offers a novel strategy for achieving carbon neutrality in urban sewer system.

Key words: food waste; sodium alginate; microcapsule; sewer pipe; carbon emissions

在碳中和背景下,城市公共设施面临巨大挑战,如何实现可持续发展成为迫切需要解决的问题。固体废物管理系统和城镇排水系统在城镇公共设施中扮演着至关重要的角色,是实现可持续发展的关键要素。为此,有研究者提出将家庭和小餐饮店的厨余垃圾(FW)引入污水管道,随后利用活性污泥进行生物处理,以推动污水处理厂向净能源发生器转型^[1]。一方面,综合方案显著改善了污水处理系统的能源平衡、温室气体(GHG)净排放和运行经济性^[2];另一方面,将FW转移至城镇排水系统可优化城市固体废物管理,缓解收集、运输和处理过程中的碳排放和环境污染问题^[3]。利用现有污水处理厂的剩余产能处理FW的综合方案呈现出可持续发展的前景,有望促使污水处理系统和固体废物管理系统早日实现能源自给自足,完成“双碳”目标,实现“1+1>2”的效果。

目前,FW转移的方式主要是采用厨余垃圾粉碎机(FWD)粉碎后直排。然而,这种方式会促进污水管道中CH₄的产生,增加污水管道的碳足迹^[4]。压力式污水管道反应器小试发现,FW的加入会导致CH₄产生量增加60%^[5],这将加剧污水管道中GHG的无序逸散。在中试规模的重力式污水管道中,FW的引入会导致污水管道生物膜产生更多的胞外聚合物,进而使得生物膜厚度和干密度增加,这将扩大生物膜厌氧区,促进产甲烷菌的生长繁殖,增强重力污水管道中CH₄的产生潜力^[6]。

海藻酸钠(SA)作为一种常见于活性污泥中的天然多糖,具有高生物相容性、可生物降解性、可再生等特点,其可以与Ca²⁺相互作用,制得凝胶微球^[7]。羟丙基甲基纤维素(HPMC)具有无臭、无味和无毒的特点,常用作表面活性剂,使体系中产生更多的气泡^[8]。益生菌-海藻酸钙微胶囊在体内的输送过程^[9]与FW在污水管道的输送过程十分相似,这为降低FWD处理方式对污水管道的生物与环

境影响提供了新思路。

鉴于此,笔者提出以破碎后的FW为囊芯材、天然无毒的材料SA为囊材、HPMC为起泡剂制备SA/HPMC/FW微胶囊,以降低FW在输送过程中的损耗及环境影响。首先确定FW的成分,初步分析粉碎直排可能会引起的碳排放;然后,通过单因素实验结合包埋、阻溶和漂浮性能综合确定微胶囊的最优制备参数,并通过场发射扫描电镜(SEM)等对微胶囊形貌和元素组成进行表征,以确定微胶囊化过程中的变化;最后,对比不同方案下的碳排放情况,探讨该技术的应用场景。本研究首次针对FW在管道中的输送引入微胶囊输送技术,有望降低综合管理方案中污水管道的碳足迹,提升经济和环境效益,为城市公共设施的可持续发开展辟新途径。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验中所使用的试剂均为分析纯。HPMC购于阿拉丁试剂有限公司,SA购于国药集团化学试剂有限公司,无水CaCl₂和人工配制污水药剂购于天津市科密欧化学试剂有限公司。

1.2 FW制备

为了减少FW性质波动对实验结果的影响,本研究采用Wang等^[10]提出的FW配方,即:米饭、面条、猪肉、鸡肉、鸡蛋、大白菜、土豆、胡萝卜、食用油、食用盐的质量占比分别为15%、10%、10%、5%、5%、20%、20%、13.8%、1%、0.2%。调配好的FW经破壁机破碎处理,然后存放在-20℃冰箱中备用。

取少量破碎后的FW进行基础理化指标检测,结果显示,TS、VS含量分别为(22.56±0.08)%、(21.76±0.08)%,VS/TS为(96.48±0.05)%,含水率(MC)为(77.44±0.08)%,具有含水率高、有机质含量高的特点,这与其他研究者的结果类似^[11]。

2022年,FW产生量约为(1.22~1.46)×10⁸ t,而目前FWD在中国的使用仍处于起步阶段,因此初步

假定其安装率为50%。2022年全国污水排放总量约为 $639.3 \times 10^8 \text{ m}^3$,根据50%的安装率可以计算出污水中FW的含量为 $0.95 \sim 1.14 \text{ g/L}$,本研究取 1 g/L 。因此将破碎后的FW按照 1 g/L 的比例添加到清水中混匀,进行相关理化指标的检测。TS、VS、SS、COD、TN、TP、 NH_4^+-N 等均采用国家标准方法测定,蛋白质采用考马斯亮蓝法测定,多糖采用苯酚-硫酸法测定,污水中的悬浮物采用激光粒度分析仪检测粒径。

1.3 SA/HPMC/FW微胶囊的制备

将不同质量的SA(1.0、1.5、2.0、2.5、3.0 g)和HPMC(0.0、0.2、0.6、0.8、1.0 g)与20 g的FW加入到100 mL水中,在2 500 r/min转速下搅拌10 min,随后采用微量蠕动泵以 4 mL/min 的速度将其滴入不同浓度(10、20、30、40、50 g/L)的 CaCl_2 溶液中,在100 r/min条件下固化15 min后取出微胶囊,用超纯水多次清洗后,用滤纸擦干备用。

1.4 SA/HPMC/FW微胶囊的性能测定

FW的成分复杂,难以准确定量。FW主要包含蛋白质和多糖,而壁材中的SA和HPMC等可能对多糖检测造成干扰,鉴于FW中蛋白质含量相对稳定,本研究选用蛋白质含量间接反映FW量的变化。

1.4.1 包埋性能测定

在微胶囊制备过程中,通过测定固化液中的蛋白质释放量,确定蛋白质的包埋率和载药量,以此作为微胶囊中FW的包埋率(EE)和载药量(DL),计算公式如下:

$$\text{EE} = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{DL} = \frac{m_0 - m_1}{m_2} \times 100\% \quad (2)$$

式中: m_2 为微胶囊质量,mg; m_1 为FW在溶液中的释放量,mg; m_0 为微胶囊中FW理论总质量,mg。

1.4.2 阻溶性能测定

称取1 g的SA/HPMC/FW微胶囊加入250 mL人工配制污水中,采用长度为6 cm的转子,通过转速为200 r/min的磁力搅拌模拟真实管道的水力剪切力,保持温度为 25°C ,每隔0.5 h取样检测溶液中的TCOD和蛋白质浓度,根据式(3)计算FW的释放率(RE)。

$$\text{RE} = \frac{m_3}{m_0 - m_1} \times 100\% \quad (3)$$

式中: m_3 为微胶囊释放的FW总质量,mg。

1.4.3 漂浮性能测定

取100粒SA/HPMC/FW微胶囊加入100 mL模拟污水中,保持相同的转子规格、转速和温度,每隔0.5 h记录漂浮个数,按照式(4)计算漂浮率(FE)。使用比重瓶测量微胶囊密度,测量方法参照《液体石油化工产品密度测定法》(GB/T 2013—2010)。

$$\text{FE} = \frac{n_1}{n_0} \times 100\% \quad (4)$$

式中: n_1 为不同时间微胶囊的漂浮个数; n_0 为初始时微胶囊的漂浮个数。

本实验采用人工配制生活污水^[12],其COD、TN、 NH_4^+-N 、TP、 SO_4^{2-} 浓度分别为 (358.2 ± 15.4) 、 (46.7 ± 2.8) 、 (20.2 ± 1.7) 、 (7.5 ± 0.3) 、 $(42.2 \pm 1.5) \text{ mg/L}$,主要组分如下:葡萄糖为 200 mg/L 、氯化铵为 60 mg/L 、 $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ 为 25 mg/L 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 50 mg/L 、 $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 为 2 mg/L 、碳酸氢钠为 130 mg/L 、碳酸氢钾为 50 mg/L 、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 2 mg/L 、无水氯化钙为 3 mg/L 、尿素为 30 mg/L 、酵母为 30 mg/L 、蛋白胨为 20 mg/L 、胰蛋白胨为 20 mg/L 、酪蛋白胨为 20 mg/L 、大豆蛋白胨为 20 mg/L 。

1.4.4 表征方法

利用数码相机对FW和微胶囊的形貌及漂浮特性进行表征。对取得的少量FW和微胶囊样品进行冷冻干燥后,采用SEM对微胶囊的表面、内部形貌以及元素组成进行表征。

1.5 碳排放核算

CH_4 是污水管道中最主要的温室气体,因此本研究以污水管道的 CH_4 浓度初步估算不同方式下污水管道的碳排放强度(CES_{CH_4})和碳排放量(CE_{CH_4}),计算方法如下^[13]:

$$\text{CE}_{\text{CH}_4} = \text{CES}_{\text{CH}_4} \cdot Q \quad (5)$$

$$\text{CES}_{\text{CH}_4} = \text{EF}_{\text{CH}_4} \cdot \text{COD} \cdot \left(1 - \frac{1}{1 + \eta_T t}\right) \times 28 \quad (6)$$

$$\eta_T = \eta_{20} \cdot \varepsilon^{T-20} \quad (7)$$

式中: CE_{CH_4} 为服务年限内的碳排放量, kgCO_2/Q 为年处理污水量,2022年我国城镇生活污水量约为 $639.3 \times 10^8 \text{ m}^3$; CES_{CH_4} 为服务年限内 CH_4 碳排放强度, kgCO_2/m^3 ; EF_{CH_4} 为污水管道的 CH_4 排放因子,取 $0.25 \text{ kgCH}_4/\text{kgCOD}$; COD为污水收集系统的有机物

平均浓度, kg/m^3 ; η_r 为污水收集系统中 COD 的厌氧转化率; t 为计算边界范围的污水平均水力停留时间 (HRT), 本研究取典型值 0.125 d 和 0.25 d^[12]; η_{20} 为 COD 在 20 °C 下的厌氧转化率, 取 0.221^[13]; ε 为修正因子, 取 1.117^[13]; T 为当地污水的全年平均温度, 本研究取 25 °C^[12]; 28 为 CH_4 的全球变暖潜能值。

2 结果与分析

2.1 FW 成分分析

FW 的理化指标测定结果如表 1 所示。经破碎机处理后, FW 中约有 52% 的 TCOD、84% 的多糖以及 41% 的蛋白质被破碎为溶解态。如此大量的溶解性有机物直接进入污水管道后, 在厌氧环境下将会被微生物利用而产生大量的 CH_4 , 增加污水管道的碳排放量。并且, 大量的 NH_4^+-N 被释放, 可能会促进管道中 N_2O 气体的生成。这进一步说明粉碎直排方式可能会加剧污水管道的碳排放。此外, 经过破碎后 FW 含有大量的悬浮固体, 这可能会加剧管道堵塞, 增加管道运行维护阶段的碳足迹。本研究中 FW 的粒径较小, 仅为 121.5 μm , 这可能与破碎机的型号及破壁时间有关。

表 1 FW 理化指标

Tab.1 Physicochemical indicators of FW

指标	平均值	指标	平均值
TCOD/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	318.21±22.58	SCOD/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	165.31±6.50
多糖/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	107.06±2.40	S-多糖/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	89.72±1.50
蛋白质/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	12.30±0.20	S-蛋白质/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5.05±0.10
TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	7.86±0.30	STN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.68±0.02
TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.76±0.01	STP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.55±0.02
氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.32±0.08	S-氨氮/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.02±0.03
粒径/ μm	121.5±13.5	SS/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	136.67±12.85

注: SCOD、S-多糖、S-蛋白质、STN、STP、S-氨氮分别为可溶性的 COD、多糖、蛋白质、TN、TP、氨氮。

2.2 SA/HPMC/FW 微胶囊制备工艺优化

在微胶囊制备中, HPMC 通过机械搅拌可在凝胶溶液中产生大量气泡, 为微胶囊漂浮提供驱动力。SA 作为微胶囊的骨架材料, 其羧基上的 Na^+ 离子可被 Ca^{2+} 离子替代, 形成一种独特的蛋盒状网格结构, 最终形成凝胶小球。为了确定微胶囊的最佳制备工艺参数, 探究了不同 SA、HPMC 和 CaCl_2 浓度对微胶囊阻溶、包埋和漂浮等性能的影响。

2.2.1 SA 浓度对微胶囊性能的影响

固定 CaCl_2 浓度为 30 g/L、HPMC 浓度为 6 g/L,

选择 SA 浓度分别为 10、15、20、25 和 30 g/L, 制备微胶囊, 考察 SA 浓度对微胶囊阻溶、包埋和漂浮性能的影响, 结果如图 1 所示。

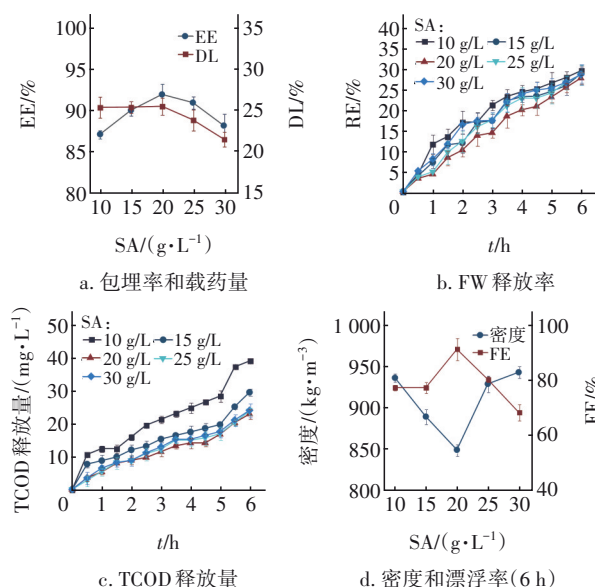


图 1 SA 浓度对 SA/HPMC/FW 微胶囊性能的影响

Fig.1 Effect of SA concentration on performance of SA/HPMC/FW microcapsules

由图 1(a)可知, 随 SA 浓度的增大, 载药量和包埋率均表现出先增大后减小的趋势。当 SA 浓度小于 20 g/L 时, 包埋率和载药量持续增加。这可能是因为 SA 浓度的提高导致其与 Ca^{2+} 之间的交联程度显著提高, 使得形成的骨架结构更为致密, 从而显著增加了载药量和包埋率。然而, 当 SA 浓度大于 20 g/L 时, 溶液黏度变大, 其与 Ca^{2+} 结合所需时间更长, 在固化过程中, 未被包埋的 FW 因此流失, 降低了包埋率和载药量。为了将更多的 FW 包埋在微胶囊中, SA 浓度采用 20 g/L 较合适。

图 1(b)和(c)显示, 模拟管道环境下, SA 浓度增大导致微胶囊的 TCOD 释放量和 FW 释放率先降低后升高。增加 SA 浓度会导致微胶囊形成的壁材更厚更致密, 使得囊芯材料更难以释放到环境中, 从而降低微胶囊的 TCOD 释放量和 FW 释放率。而 SA 浓度的进一步增加使得乳液变得更加黏稠, 其形成的微胶囊出现拖尾的迹象, 抵抗水流剪切的能力降低, 从而导致了微胶囊中 TCOD 释放量和 FW 释放率的升高。从图 1(b)和(c)可以看出, 当 SA 浓度为 20 g/L 时阻溶效果最优。

从图 1(d)可以看出, 随着 SA 浓度的增加, 微胶囊的密度先降低后升高, 在模拟污水管道环境内的

漂浮率先升高后降低。SA浓度过低,则凝胶固化形成的骨架结构过于疏松,微胶囊难以有效包裹气泡,导致密度较高、漂浮率较低。当SA浓度超过20 g/L时,它对增强微胶囊中气泡包埋的效果可能小于自身增加微胶囊质量的作用,使得密度值随之增大,漂浮性能下降。综合来看,当SA浓度为20 g/L时在密度和漂浮率方面均表现出优异的性能。

综上所述,确定SA最佳浓度为20 g/L。

2.2.2 CaCl_2 浓度对微胶囊性能的影响

固定SA浓度为20 g/L、HPMC浓度为6 g/L,选择 CaCl_2 浓度分别为10、20、30、40和50 g/L,制备微胶囊,考察 CaCl_2 浓度对微胶囊阻溶、包埋和漂浮性能的影响,结果如图2所示。

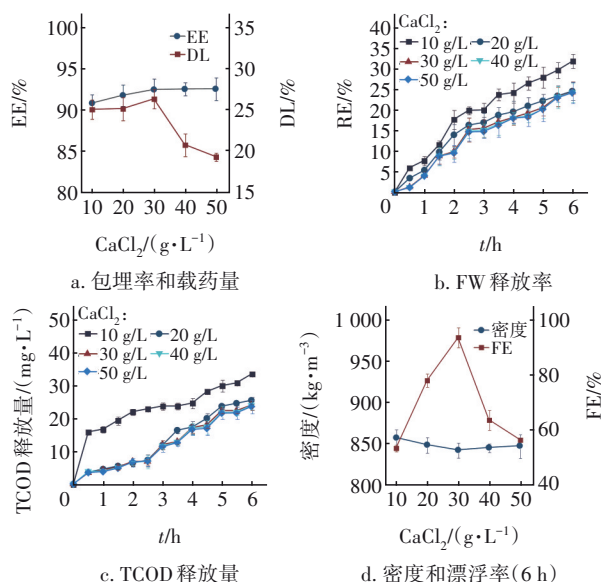


图2 CaCl_2 浓度对SA/HPMC/FW微胶囊性能的影响

Fig.2 Effect of CaCl_2 concentration on performance of SA/HPMC/FW microcapsules

图2(a)显示,当 CaCl_2 浓度为30 g/L时包埋性能最佳,低浓度的 CaCl_2 导致固化程度降低,微胶囊结构相对疏松,固化过程中流失更多FW,从而使得包埋率和载药量相对较低;随着 CaCl_2 浓度的增加,微胶囊的致密性提高,使得包埋率略有升高,但载药量表现出下降趋势,这是因为 CaCl_2 浓度的升高增加了微胶囊的质量,导致其中FW的比例减少。

图2(b)和(c)显示,随着 CaCl_2 浓度的升高,FW释放率和TCOD释放量均呈现先降低后趋于稳定的趋势。这可能是因为 CaCl_2 浓度的提高使得其与SA形成的“Egg-box”网络结构强度增加,FW更加难以释放到环境中,进而导致释放的TCOD量减少。当

CaCl_2 浓度超过30 g/L之后,FW的释放趋于稳定,考虑到经济因素, CaCl_2 浓度为30 g/L较适宜。

由图2(d)可知,当 CaCl_2 浓度为30 g/L时微胶囊的密度最小、漂浮率最高。当 CaCl_2 浓度<30 g/L时,增加 CaCl_2 浓度可提高凝胶的交联度,将更多气泡包埋在微胶囊中,使得微胶囊密度降低、漂浮率提高。当 CaCl_2 浓度超过30 g/L时,SA与 CaCl_2 反应形成的网络结构越来越致密,使得微胶囊的密度增大,导致其在模拟管道中的漂浮率下降。

综上所述,确定 CaCl_2 最佳浓度为30 g/L。

2.2.3 HPMC浓度对微胶囊性能的影响

固定 CaCl_2 浓度为30 g/L、SA浓度为20 g/L,选择HPMC浓度分别为2、4、6、8和10 g/L,制备微胶囊,考察HPMC浓度对微胶囊阻溶、包埋和漂浮性能的影响。结果表明,随着HPMC浓度的增加,包埋率呈略微下降趋势,载药量显著降低。这可能是因为,随着HPMC浓度的增加,凝胶溶液包裹更多的空气,降低了微胶囊对FW的包埋能力,从而降低了载药量。并且,HPMC量的增加导致微胶囊质量也相应增大,这可能导致载药量比包埋率更快速地降低。另外,随着HPMC浓度的升高,微胶囊释放的FW及TCOD呈增加趋势。这可能是因为凝胶溶液包裹更多的空气,增加了微胶囊的通道数量,降低了结构强度,从而使得其中的FW更容易释放到环境中,增加了环境中的TCOD量。

随着HPMC浓度的升高,微胶囊的密度先降后升、漂浮率先升后降。分析可知,HPMC添加量增大,则凝胶溶液包裹更多的空气,使得微胶囊的密度减小、漂浮率上升;然而,HPMC用量增大后,减小了SA与 Ca^{2+} 的交联密度,所以当用量超过6 g/L后,胶囊呈现片状,漂浮率下降且密度有所增大。

综合考虑,确定HPMC最佳浓度为6 g/L。

2.2.4 结果分析

在以上最佳制备工艺条件下制得的SA/HPMC/FW微胶囊包埋率为91.96%、载药量为26.34%、密度为861.01 kg/m³。实际污水管道的HRT约为1~6 h,在HRT=3 h时,4 g/L微胶囊释放的TCOD为11.21 mg/L,FW释放率为14.87%,漂浮率为100%;在HRT=6 h时,微胶囊释放的TCOD为23.46 mg/L,FW释放率为25.70%,漂浮率为92%。1 g/L破碎后的FW进入管道后TCOD增加了318.21 mg/L,根据载药量含有相同FW的SA/HPMC/FW微胶囊进入管

道后3 h和6 h时,释放的TCOD仅占粉碎直排方式所增加TCOD的3.52%和7.38%。因此,以SA/HPMC/FW微胶囊最佳制备工艺为基础,可进一步设计开发FW小型自动微胶囊化生产设备,为微胶囊化技术的应用奠定了基础。

综上所述,SA/HPMC/FW微胶囊在包埋、阻溶和漂浮方面均展现出优异性能,表明微胶囊化技术能显著提升FW的输送效率,同时降低释放到环境中的TCOD,从而有望在减少输送过程中的碳足迹和环境影响方面发挥积极作用。

2.3 SA/HPMC/FW微胶囊和FW表征

采用SEM对FW和SA/HPMC/FW微胶囊内外部形貌、元素组成进行表征,结果见图3和4。由图3可知,微胶囊化过程显著改变了FW的形态,使其由破碎颗粒状态转变为球形微胶囊状态,提高了其机械强度,赋予了其抵抗外界环境和漂浮的能力,从而显著减少FW在输送过程中的损耗。破碎后的FW粒径为121.5 μm ,被包埋在微胶囊中可能导致表面凹凸不平,进而形成微胶囊表面的褶皱。在微胶囊制备过程中,HPMC表现出乳化特性,在快速搅拌下能够有效地在凝胶溶液中产生大量气泡。因此,微胶囊内部表现出多孔结构,这也是微胶囊漂浮能力的来源。高倍数的SEM图像显示,无论是微

胶囊内部还是外部,囊壁均呈现光滑的形态,这使得微胶囊能够有效地将气泡和FW包裹在内部,从而表现出良好的包埋、阻溶和漂浮能力。

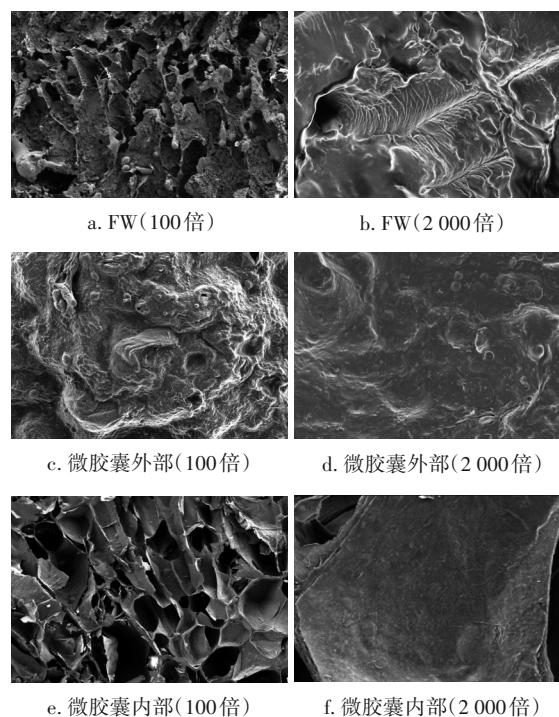


图3 FW和SA/HPMC/FW微胶囊的形貌

Fig.3 Morphology of FW and SA/HPMC/FW microcapsules

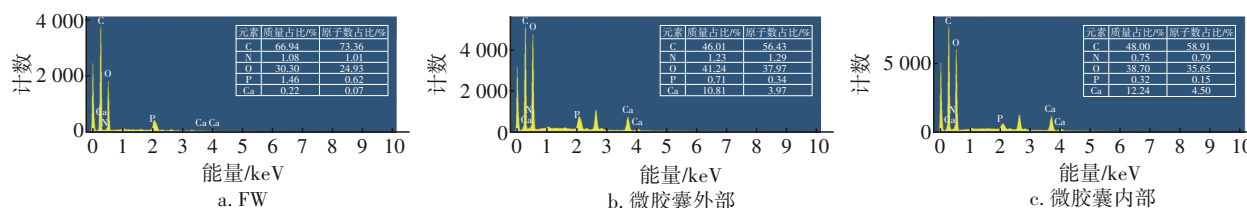


图4 FW和SA/HPMC/FW微胶囊的元素组成

Fig.4 Elements composition of FW and SA/HPMC/FW microcapsules

SA与 Ca^{2+} 结合形成网状凝胶结构,构成了微胶囊的骨架结构,因此图4中微胶囊内部和外部Ca元素的含量显著增加,这一特殊结构是微胶囊展现出卓越包埋和阻溶性能的根本原因。此外,观察到微胶囊表面和内部均存在一定比例的N和P元素,然而微胶囊中仅FW含有N和P元素,表明FW被成功包埋在微胶囊内。

2.4 降低碳足迹潜力和应用分析

计算不同HRT情况下,不添加FW以及FW添加量为1 g/L且粉碎直排或微胶囊包埋的城镇生活污水的碳排放强度和碳排放量,结果如表2所示。

可以看出,当HRT为3 h时,FW采用粉碎直排方式时城镇生活污水的碳排放量同比增加了78.35%,而采用微胶囊包埋方式时仅同比增加了2.75%。当HRT增至6 h时,粉碎直排方式同比增加78.37%的碳排放量,而微胶囊包埋方式仅同比增加了5.79%的碳排放量。值得注意的是,当HRT为3 h和6 h时,微胶囊包埋方式相较于粉碎直排方式显著降低了FW对城镇排水管网碳排放量的影响,降低率分别为75.60%和72.58%。因此,微胶囊化技术在降低FW输送引起的污水管道无序碳排放方面表现出卓越的性能。

表2 不同HRT下不同方法的碳排放核算结果

Tab.2 Results of carbon emission under different HRT using various methods

HRT/h	FW添加方式	COD/($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)	碳排放强度/($\text{kgCO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)	碳排放量/($10^3 \text{ tCO}_2 \cdot \text{a}^{-1}$)
3	不添加	0.41	0.13	8 329
	粉碎直排	0.72	0.23	14 855
	微胶囊包埋	0.42	0.13	8 558
6	不添加	0.41	0.25	15 927
	粉碎直排	0.72	0.44	28 409
	微胶囊包埋	0.43	0.26	16 849

胶囊化工艺在降低FW输送过程中的释放以及碳足迹方面表现出优异的性能,且仅需少量的壁材即可将FW有效包埋6 h以上。同时,SA和HPMC低成本的优点,为微胶囊化工艺带来了经济优势^[8,14],有利于推动微胶囊化技术的应用。然而,微胶囊化过程中的电力消耗和设备成本可能成为限制该技术应用的重要因素,需要进一步优化设备设计。

预实验结果表明,SA/HPMC/FW微胶囊和剩余污泥在37℃搅动混匀情况下,仅需1.5 d左右微胶囊即可完全溶解,这对需要10~30 d的厌氧消化过程不会造成显著影响。并且,SA具有促进污泥水解和酸化的作用^[14],而HPMC则是一种具有良好生物相容性的多糖^[8],因此,微胶囊化引入的多糖类物质SA和HPMC不会在厌氧消化过程中引起二次污染,而且具有提高厌氧发酵效果的潜力。微胶囊平均粒径约为3.5 mm,因此设计在细格栅后增加一道约为2 mm间隔的格栅,将微胶囊分离处理后与污泥共同进行厌氧消化,这些有机物会被细菌分解成甲烷等气体和稳定的有机物,产生的气体可以用作能源,而稳定的有机物则可以作为污水处理厂的碳源^[15]。基于此,本研究提出综合方案,即通过设备在家庭厨房中快速地将FW转化为微胶囊排入管道中,微胶囊通过管道输送至污水处理厂进行前端分离进而与污水污泥进行厌氧消化,以进行资源回收,如图5所示。这一综合管理方案不仅有望推动城镇排水系统和固体废物管理系统实现“双碳”目标,减轻环境负担,同时也在促进城市可持续发展方面展现了巨大潜力。

当然,该设备目前还停留在理论阶段,其研发及其对城镇排水系统的影响需要后续的中试和实际应用进行进一步的验证。考虑到该技术方案的

应用可能会对城镇排水管网产生一定的冲击,因此在确保污水系统实现雨污分流、取消化粪池,并与排水系统正确衔接的前提下,按照相关工程技术标准进行设计、施工、验收和维护管理。此外,由于该技术方案可能会对污水处理系统造成较大影响,应进一步研究在污水处理厂前端分离的方式、污泥处理系统的处理余量以及盈余能量利用储存方式等方面的情况,在经过深入研究和实证验证后,该技术才能在实际应用中发挥最大效益。

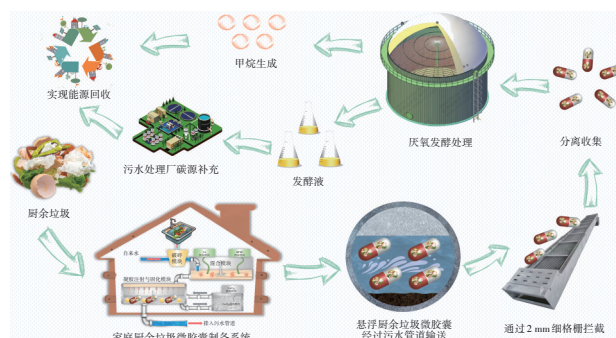


图5 城镇固体废物管理系统和污水系统协同管理方案

Fig.5 Municipal solid waste management system and wastewater system co-management programme

3 结论

① 厨余垃圾(FW)在破碎过程中将大量有机物和氨氮类物质转化为溶解态,同时产生大量悬浮固体,厨余垃圾粉碎后直排可能会增加污水管道运行维护阶段的碳足迹。

② SA/HPMC/FW微胶囊的最优制备工艺如下:将HPMC(6 g/L)、SA(20 g/L)与FW(200 g/L)在2 500 r/min转速下混匀10 min,然后滴入30 g/L的 CaCl_2 溶液中固化15 min。制得的SA/HPMC/FW微胶囊包埋率为91.96%,载药量为26.34%,密度为861.01 kg/m^3 。在模拟管道环境下,当HRT为3 h和6 h时,4 g/L微胶囊在阻溶和漂浮方面均表现出优异的性能。微胶囊化技术可显著提高FW的输送效率,降低FW输送过程中的环境影响。

③ 当HRT为3 h和6 h时,FW微胶囊化方式相较于粉碎直排方式能够显著降低FW引入对城镇排水管网碳排放量的影响,降低率分别为75.60%和72.58%。基于FW微胶囊化工艺提出如下协同管理方案:家庭和小型餐饮点的厨余垃圾通过快速微胶囊化设备转化为微胶囊,随后通过污水管道输送至污水处理厂,经约2 mm的格栅分离后,与污水

污泥共同进行厌氧发酵产生 CH_4 ,以实现资源回收。综合方案有望推动城镇排水系统碳中和的实现进程,为可持续城市管理和资源回收提供了创新的解决方案。

参考文献:

- [1] GUAN J Y, ZHANG H C, LAU C Y, *et al.* Energy and carbon footprint analysis of municipal wastewater treatment process integrated with food waste disposer [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 375: 134063.
- [2] IQBAL A, ZAN F X, SIDDIQUI M A, *et al.* Integrated treatment of food waste with wastewater and sewage sludge: energy and carbon footprint analysis with economic implications [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 825: 154052.
- [3] ZAN F X, IQBAL A, GUO G, *et al.* Integrated food waste management with wastewater treatment in Hong Kong: transformation, energy balance and economic analysis [J]. *Water Research*, 2020, 184: 116155.
- [4] ZAN F X, IQBAL A, LU X J, *et al.* “Food waste–wastewater–energy/resource” nexus: integrating food waste management with wastewater treatment towards urban sustainability [J]. *Water Research*, 2022, 211: 118089.
- [5] ZAN F X, DAI J, JIANG F, *et al.* Ground food waste discharge to sewer enhances methane gas emission: a lab-scale investigation [J]. *Water Research*, 2020, 174: 115616.
- [6] ZAN F X, TANG W T, JIANG F, *et al.* Diversion of food waste into the sulfate-laden sewer: interaction and electron flow of sulfidogenesis and methanogenesis [J]. *Water Research*, 2021, 202: 117437.
- [7] NEZAMDOOST-SANI N, KHALEDABAD M A, AMIRI S, *et al.* Alginate and derivatives hydrogels in encapsulation of probiotic bacteria: an updated review [J]. *Food Bioscience*, 2023, 52: 102433.
- [8] YAWALKAR A N, PAWAR M A, VAVIA P R. Microspheres for targeted drug delivery — a review on recent applications [J]. *Journal of Drug Delivery Science and Technology*, 2022, 75: 103659.
- [9] MOHAMADZADEH M, FAZELI A, SHOJAOSADATI S A. Polysaccharides and proteins-based bionanocomposites for microencapsulation of probiotics to improve stability and viability in the gastrointestinal tract: a review [J]. *International Journal of Biological Macromolecules*, 2024, 259: 129287.
- [10] WANG G J, LI Q, GAO X, *et al.* Sawdust-derived biochar much mitigates VFAs accumulation and improves microbial activities to enhance methane production in thermophilic anaerobic digestion [J]. *ACS Sustainable Chemistry Engineering*, 2019, 7(2): 2141–2150.
- [11] ZAN F X, DAI J, HONG Y Z, *et al.* The characteristics of household food waste in Hong Kong and their implications for sewage quality and energy recovery [J]. *Waste Management*, 2018, 74: 63–73.
- [12] ZHANG Z Z, LU J S, ZHANG Z Q, *et al.* Effect of potassium ferrate treatment on adhesive gelatinous biopolymer structure and erosion resistance of sewer sediments: promotion or inhibition? [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 431: 134025.
- [13] 中国城镇供水排水协会. 城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2022.
China Urban Water Association. Guidelines for Carbon Accounting and Emission Reduction in the Urban Water Sector [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2022 (in Chinese).
- [14] HU Z Y, WANG S, GENG Z Q, *et al.* Controlling volatile fatty acids production from waste activated sludge by an alginate-degrading consortium [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150730.
- [15] CORRADO A, STEPHANE H, PIERRE B, *et al.* Temperature phased anaerobic digestion (TPAD) of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and digested sludge (DS): effect of different hydrolysis conditions[J]. *Waste Management*, 2021, 126: 21–29.

作者简介:柳博(1997–),男,山东聊城人,硕士,主要研究方向为厨余垃圾分离背景下城市排水系统优化。

E-mail:liub1999@163.com

收稿日期:2025-03-07

修回日期:2025-04-09

(编辑:刘贵春)