

邓丽思, 林丹, 刘敏, 等. 碳中和背景下碳源捕获的污泥厌氧发酵性能[J]. 净水技术, 2023, 42(12):88-96.

DENG L S, LIN D, LIU M, et al. Performance of carbon source capture for sludge anaerobic fermentation under the background of carbon neutral[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(12):88-96.

碳中和背景下碳源捕获的污泥厌氧发酵性能

邓丽思¹, 林丹², 刘敏¹, 张新颖^{1,*}, 张禹城¹, 吴炜², 许城¹

(1. 福州大学环境与安全工程学院, 福建福州 350108; 2. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要 在“碳中和”的可持续发展理念及自养生物脱氮工艺需低碳高氮的理想进水水质要求下, 城市生活污水高效碳源捕获技术得到了快速发展, 文章针对该技术捕获的碳源污泥展开厌氧发酵性能研究。结果表明, 捕获碳源污泥在厌氧发酵中溶解性有机物 SCOD_{Cr} 降解率高达约 77.70%、挥发性悬浮固体(VSS)降解率为 15.26%、发酵过程中总磷(TP)质量浓度为(1.35±0.18) mg/L。此外, 捕获碳源污泥发酵平均累积产气量可达到 31.43 mL/(g VSS)、709.54 mL/(g SCOD_{Cr}), 同时通过三维荧光光谱发现厌氧污泥能直接利用捕获碳源污泥中的碳源进行发酵。相比对照组的厌氧污泥, 捕获碳源污泥具有快速发酵、高效产气和污泥减量稳定化的优势, 为自养生物脱氮工艺中产生的捕获碳源污泥的处理处置及资源化利用提供了一种新思路。

关键词 碳中和 碳源捕获 厌氧发酵 污水处理 资源化 产甲烷

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)12-0088-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.12.011

Performance of Carbon Source Capture for Sludge Anaerobic Fermentation under the Background of Carbon Neutral

DENG Lisi¹, LIN Dan², LIU Min¹, ZHANG Xinying^{1,*}, ZHANG Yucheng¹, WU Wei², XU Cheng¹

(1. College of Environment & Safety Engineering, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China;

2. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Under the concept of carbon neutral and sustainable development, and autotrophic biological nitrogen removal process requires the ideal influent water quality requirements of low carbon and high nitrogen, the high efficiency carbon source capture technology of municipal domestic wastewater has been developed rapidly. This paper studies the anaerobic fermentation performance of the carbon source sludge captured by this technology. Results showed that the SCOD_{Cr} degradation rate of dissolved organic matter, volatile suspended solid (VSS) and total phosphorus (TP) mass concentration in anaerobic fermentation were about 77.70%, 15.26% and (1.35±0.18) mg/L, respectively. In addition, the average cumulative gas production of captured carbon source sludge could reach 31.43 mL/(g VSS) and 709.54 mL/(g SCOD_{Cr}). At the same time, through three-dimensional fluorescence spectrum, it was found that anaerobic sludge could directly use the carbon source of captured carbon source sludge for fermentation. Compared with the control group, captured carbon source sludge had the advantages of rapid fermentation, efficient gas production and sludge reduction and stabilization. It provides a new idea for the treatment and resource utilization of carbon capture source sludge produced in autotrophic biological nitrogen removal process.

Keywords carbon neutral carbon source capture anaerobic fermentation wastewater treatment resource utilization methane production

[收稿日期] 2022-12-06

[基金项目] 国家自然科学基金青年项目(52000035); 海环-同济环境产业研究中心课题: 基于碳源分离主流生物脱氮的污水低耗处理与能源化新技术研究

[作者简介] 邓丽思(1999—), 女, 硕士, 研究方向为水污染控制, E-mail: 1457084375@qq.com。

[通信作者] 张新颖, E-mail: 35629487@qq.com。

对于城市生活污水,目前大多采用生物法(包括厌氧和好氧)处理。生物法处理工艺中,污水中的碳源在好氧单元转化为 CO_2 ,同时通过微生物的同化作用增殖转变为剩余污泥排出^[1]。一方面,每好氧分解 1 g COD_{Cr} 就有 13.9 kJ 的能量以热能的形式散发,分解生产的 CO_2 造成了环境的二次污染^[2],加剧温室效应,也浪费了污水中可回收的碳源^[3],不符合以“碳中和”为目标的可持续发展理念;另一方面,被微生物吸收同化的碳源用于自身增殖,在后续资源化利用过程中增加对微生物细胞破壁预处理负担^[4],同时好氧区的曝气也带来高能耗、高成本问题。

近年来,有研究者^[5]提出碳源捕获(carbon resource recovery, CRR)的概念。目前最新 CRR 的技术路线是“高效 CRR+主流自养生物脱氮+高效厌氧消化”,高效 CRR 技术是使用絮凝剂,利用悬浮颗粒物之间的相互絮凝作用,使颗粒物之间相互聚集而发生絮凝沉淀,让聚集的絮体先从污水中分离,去除污水中磷和部分 COD_{Cr} ,为后续的主流自养脱氮提供理想的基质。而捕获的碳源污泥含有大量的碳水化合物及蛋白质等,可以通过厌氧发酵技术使“碳源”改向能源化,发酵过程中产生的挥发性脂肪酸可以有效作为其他生物处理工艺的碳源^[6],产生的甲烷、氢气等清洁气体可以用于发电、供暖^[7]等。然而,目前对于碳源资源化方面的研究多集中于城市污水厂剩余污泥^[8]、餐厨垃圾^[9]等方面,关于絮凝浓缩后的捕获碳源污泥厌氧发酵性能相关研究较少。鉴于此,本研究以城市污水经过絮凝捕获的碳源污泥作为厌氧污泥发酵共基质,并以厌氧发酵污泥为对照组,分析捕获碳源污泥发酵的规律并评估其发酵潜力,为捕获碳源污泥资源化利用提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

实验室所用的捕获碳源污泥取自 CRR-自养生物脱氮中试装置(图 1),该中试位于福州市洋里污水处理厂,通过颗粒物浮动床辅助絮凝作用使生活污水中部分颗粒和胶体物质聚集成絮体得以分离,得到的污泥成为捕获碳源污泥。装置中进水槽的污水[COD_{Cr} 质量浓度为 (220 ± 60) mg/L、TP 质量浓度为 (4 ± 2) mg/L、TN 质量浓度为 (50 ± 10) mg/L、

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 (40 ± 8) mg/L] 在搅拌器的作用下与混凝槽中的絮凝剂(380 mg/L 聚合氯化铝)充分混合并沉淀,然后经平板膜由出水泵抽吸出水到生物自养脱氮装置,使生物自养脱氮装置中的进水符合低碳、高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的水质特点。而被挡板截留下的污泥即为捕获碳源污泥,该过程实现有机碳源的捕获和低氧低碳脱氮,在此基础上考虑将厌氧污泥和捕获的碳源污泥一起厌氧发酵,实现捕获碳源的资源化利用。接种厌氧污泥来自同济大学实验室,该厌氧污泥驯化条件为保持 35 °C 恒温搅拌,每天投加定量葡萄糖保持污泥活性,驯化期间有机负荷维持在 $1 \sim 2$ kg $\text{COD}_{\text{Cr}}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。两种污泥的初始性质具体如表 1 所示。

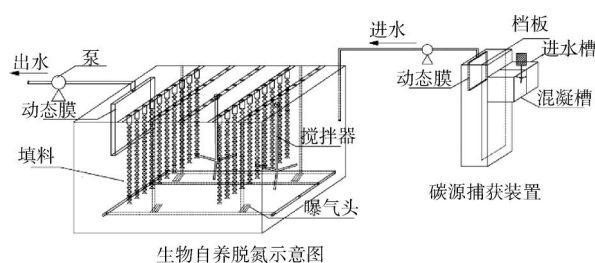


图 1 CRR-生物自养脱氮试验装置

Fig. 1 Test Device of CRR-Biological Autotrophic Denitrification

表 1 试验污泥基本性质

Tab. 1 Basic Properties of Experimental Sludge

项目	捕获碳源	厌氧污泥
pH 值	6.66	6.97
TSS/(mg·L ⁻¹)	7 122	41 550
VSS/(mg·L ⁻¹)	3 165	21 960
SCOD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	137.19	373.56
多糖/(mg·L ⁻¹)	3.32	60.94
蛋白质/(mg·L ⁻¹)	30.46	710.78
$\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	52.88	138.15
TN/(mg·L ⁻¹)	14.40	337.60
TP/(mg·L ⁻¹)	0.41	388.02

注:TSS 为总悬浮固体物;VSS 为挥发性悬浮固体物;SCOD_{Cr} 为溶解性化学需氧量。

1.2 厌氧发酵装置

厌氧发酵装置采用带有垫片的特制厌氧发酵瓶(图 2),有效体积为 500 mL,由发酵瓶、洗气瓶和量筒组成。发酵瓶为三通盖,左侧软管(深入发酵底物中)用于抽液,中间软管用于取气,右侧软管连接

质量分数为 3% 的 NaOH 溶液。排水量通过量筒读取,以此测量气体体积。

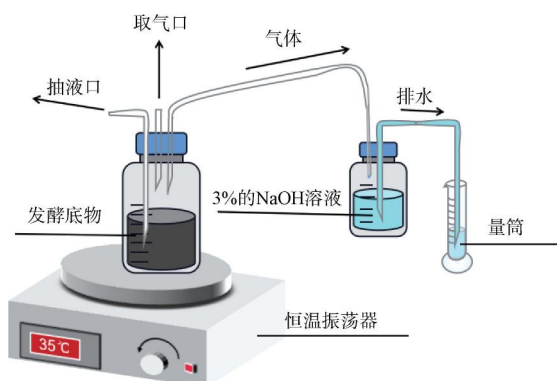


图2 厌氧发酵装置

Fig. 2 Anaerobic Fermentation Device

1.3 厌氧发酵试验

取少量捕获碳源污泥和厌氧污泥,分别命名为 c 组和 t 组并测量污泥的基本性质。将厌氧污泥以 1:1 的比例(以 VSS 计)接种至捕获碳源,同时设置相同污泥浓度(以 VSS 计)的厌氧污泥作为空白对照组,每个污泥样设 3 个平行样,共 6 个污泥样品。

装置密闭,向发酵瓶中充入 2 min 氮气以去除内部的氧气。之后将 6 组发酵装置放置于水浴恒温振荡器(DKZ-3B,上海一恒科学仪器有限公司)中,整个系统的温度稳定在 $(35 \pm 2)^\circ\text{C}$,初始 pH 值为 7.0~7.2,采用一次加泥连续发酵的方式。

发酵反应期间,每日测量沼气产量,并绘制累积产气量曲线;每间隔 2 d 取少量发酵液,经过抽滤处理后测量溶解性指标,如溶解性有机物(SCOD_{Cr}计)、TP、TN、NH₄⁺-N、多糖和蛋白质等,滤饼用于测量 TSS 和 VSS;在反应前后分别测量一次发酵液的三维荧光光谱。

1.4 分析方法

试验中 SCOD_{Cr}、TP、TN、NH₄⁺-N 的测定参照国标方法测定^[10];TP 采用钼锑抗分光光度法测定,TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法。多糖测定采用苯酚-硫酸法^[11],蛋白质测定采用 Folin-酚法^[12],TSS 和 VSS 的测定采用重量法。三维荧光光谱分析采用三维荧光分光光度计(HITACHI F-700,HITACHI 仪器有限公司)。

2 结果与讨论

2.1 发酵液 SCOD_{Cr} 浓度的变化

厌氧发酵过程中,当污泥中的细胞被破碎后,细胞内部的有机物质以溶解态释放至上清液中,上清液的 COD_{Cr} 值其实就是污泥的 SCOD_{Cr} 值^[13]。SCOD_{Cr} 的变化是有机物的溶出和消耗之间平衡的结果^[14]。SCOD_{Cr} 浓度可以间接反映其中有有机物的降解和稳定程度^[15]。发酵液的 SCOD_{Cr} 的变化趋势如图 3 所示。SCOD_{Cr} 总体随着发酵时间下降,试验末期,捕获碳源污泥的 SCOD_{Cr} 质量浓度由 372.72 mg/L 降低到 83.11 mg/L,降解率达约 77.70%;厌氧污泥对照组 SCOD_{Cr} 质量浓度由 293.42 mg/L 降到 141.80 mg/L,降解率达 51.67%。由图 3 可知,发酵液中的 SCOD_{Cr} 在反应前 2 d 大幅度降低,这表明污泥中含有大量可溶性物质能够直接被微生物分解利用^[16],有机物的溶出量小于消耗量。在之后溶出量与消耗量这二者的平衡关系导致 SCOD_{Cr} 的浓度曲线出现小范围波动。发酵第 2~4 d,污泥持续降解难溶性大分子物质,此时水解速率大于产甲烷速率,水解中间产物引起累积使得发酵液中的 SCOD_{Cr} 上升,之后随着有机物的降解,SCOD_{Cr} 的浓度继续下降。对比可知,捕获碳源污泥能作为共基质及产生可溶性有机质更好地被微生物利用,发酵结束后捕获碳源污泥体系中的 SCOD_{Cr} 浓度也比对照组污泥浓度更低。

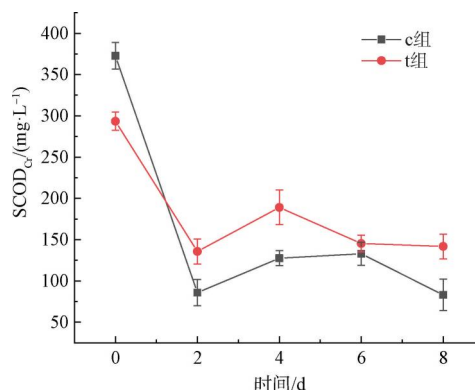


图3 发酵液中 SCOD_{Cr} 的变化

Fig. 3 Changes of SCOD_{Cr} in Anaerobic Fermentation Liquor

2.2 发酵液氮、磷的溶出情况

厌氧发酵过程中 TN、NH₄⁺-N 及 pH 的变化如图 4 所示。由图 4 可知,TN 的浓度随时间的变化总体呈上升趋势,到第 6 d 捕获碳源污泥组的有机氮已基本降解。TN 变化主要由 NH₄⁺-N 浓度体现,厌氧

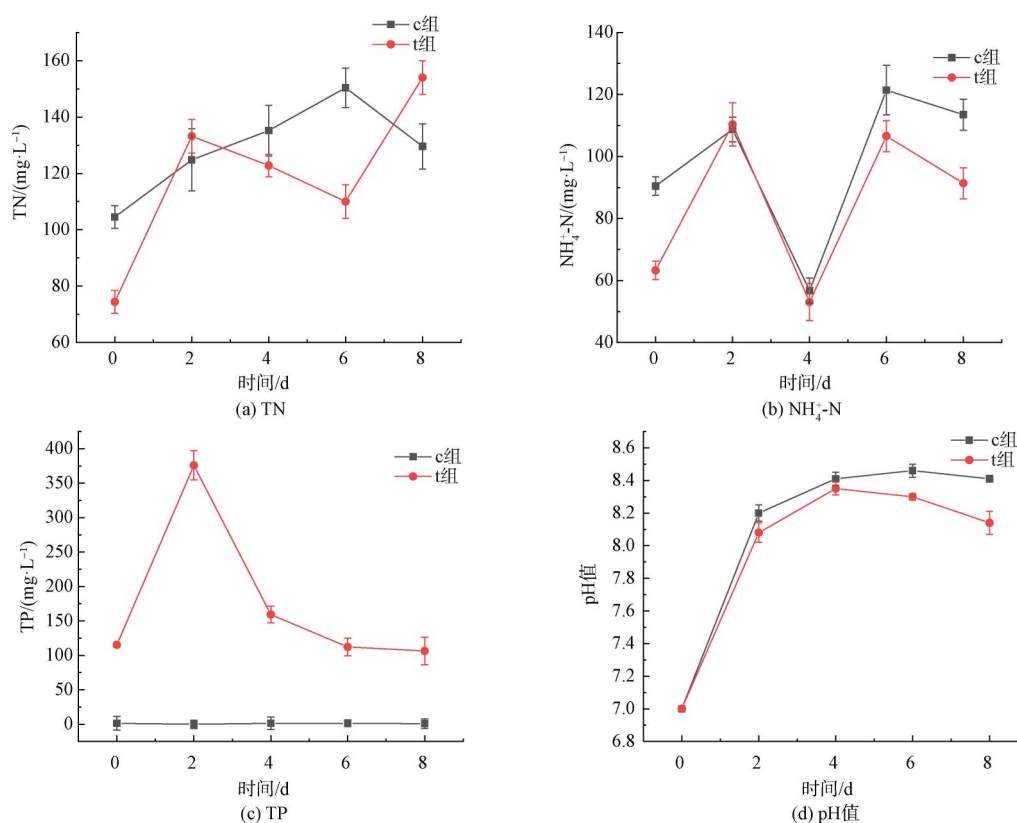


图4 发酵液氮磷的溶出

Fig. 4 Dissolution of Nitrogen and Phosphorus in Anaerobic Fermentation Liquor

污泥中的 TN 质量浓度从 74.40 mg/L 升到 154.00 mg/L,碳源污泥中 TN 质量浓度从 104.53 mg/L 升到 129.60 mg/L; 两组的 NH₄⁺-N 质量浓度在 80.00 mg/L 上下波动。NH₄⁺-N 和 NH₃ 在系统中存在平衡反应,可以调节体系的 pH,增强厌氧消化体系对有机酸积累的缓解能力^[17]。NH₃ 和 NH₄⁺ 的平衡方程如式(1)。



随着发酵反应的进行,固相部分的氮元素会转移到液相,有机氮会进行水解而生成 NH₄⁺-N,进而使得发酵液中溶出的 TN 和 NH₄⁺-N 浓度显著上升^[18]。当 NH₄⁺-N 累积到一定浓度时,会导致 pH 的升高^[19],也符合发酵过程中的 pH 变化,使得平衡向左移,进而产生 NH₃ 和降低 NH₄⁺-N 浓度,有机氮持续降解。此外,在厌氧发酵过程中,污泥中大分子含氮有机物发生水解,主要是蛋白质类物质经水解转化为二肽、氨基酸,并进一步降解产生 NH₄⁺-N,因此, NH₄⁺-N 质量浓度处在 80.00 mg/L 上下波动,总体略微上升,而 TN 浓度上升幅度较明显。

捕获碳源的 TP 质量浓度一直很低,稳定在 1.35 mg/L 左右,对照组厌氧发酵污泥的 TP 质量浓度在 0~2 d 大幅度上升到 375.83 mg/L,在 2~4 d 下降到 159.27 mg/L,之后逐渐稳定在 106.45 mg/L 附近。

结合 NH₄⁺-N 和 TP 的变化,厌氧接种污泥在发酵过程中,大分子物质水解溶解释放出 PO₄³⁻-P,使得前期 TP 浓度大量增加。到了第 2~4 d,TP 和 NH₄⁺-N 同时大幅度下降,推测在碱性的环境下,PO₄³⁻-P 和 NH₄⁺-N 以及一些金属离子如钙、镁等生成鸟粪石沉淀,这与蓝雷传^[20]的研究结果类似。之后厌氧发酵液中的可溶性磷酸盐达到无机化的稳定状态。捕获碳源污泥发酵液中 TP 含量很低,是因为碳源污泥是通过絮凝剂将污水中 TP 捕获,其磷多以磷酸盐沉淀存在,发酵液中微量的溶解态磷更多是来源于细胞膜的磷脂双分子层以及多磷酸颗粒分解的产物^[21]。

2.3 发酵液多糖、蛋白质的溶出情况

污泥中溶解态的多糖和蛋白质的浓度变化趋势代表着有机质溶胞释放与产酸降解速率之间的平衡关系^[22]。本试验中多糖和蛋白质的浓度变化趋势

如图 5 所示。多糖浓度在发酵前 6 d 大幅度下降,厌氧污泥中的多糖质量浓度从 44.32 mg/L 降到 17.28 mg/L,碳源污泥中多糖质量浓度从 60.57 mg/L 降到 7.83 mg/L,说明前期的微生物降解速率高于释放速率,多糖被水解成小分子的单糖等被消耗。而在第 6 d 后由于对多糖的利用率不高,多糖开始积累,在第 8 d,捕获碳源发酵液中多糖质量浓度回

升到 24.38 mg/L,而厌氧污泥对照组回升到 49.20 mg/L。两组发酵液的蛋白质浓度都有明显的下降趋势,这是因为蛋白质在厌氧发酵的过程中,由于水解作用被分解成小分子的氨基酸,污泥前期降解速率高于释放速率,后期降解速率较慢使得蛋白质浓度增加,而后降解速率再次高于释放速率,最终蛋白质的释放与降解速率达到一个基本平衡状态^[23]。

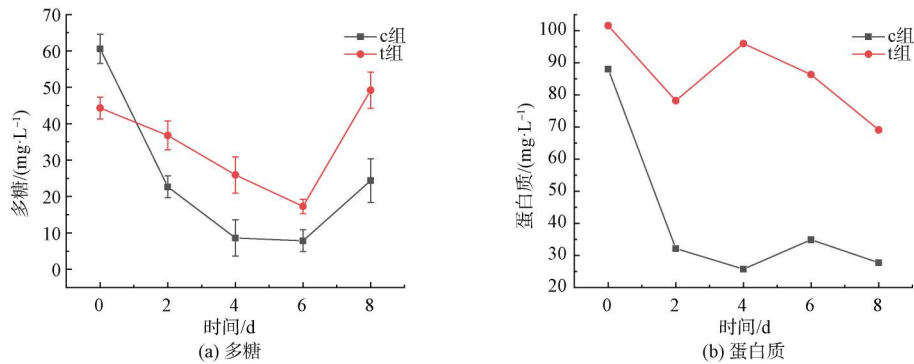


图 5 发酵液中多糖和蛋白质的溶出

Fig. 5 Dissolution of Carbohydrate and Protein in Anaerobic Fermentation

2.4 TSS 及 VSS/TSS 的变化

TSS 变化可以作为污泥减量化的项目指标,而 VSS 是混合液悬浮固体中有机物的质量, VSS 的降

解反映了污泥进行厌氧消化后的稳定化程度^[24]。如图 6 所示,随着厌氧发酵的进行,两组的 TSS 都呈现出下降趋势,捕获碳源污泥的 TSS 质量浓度由

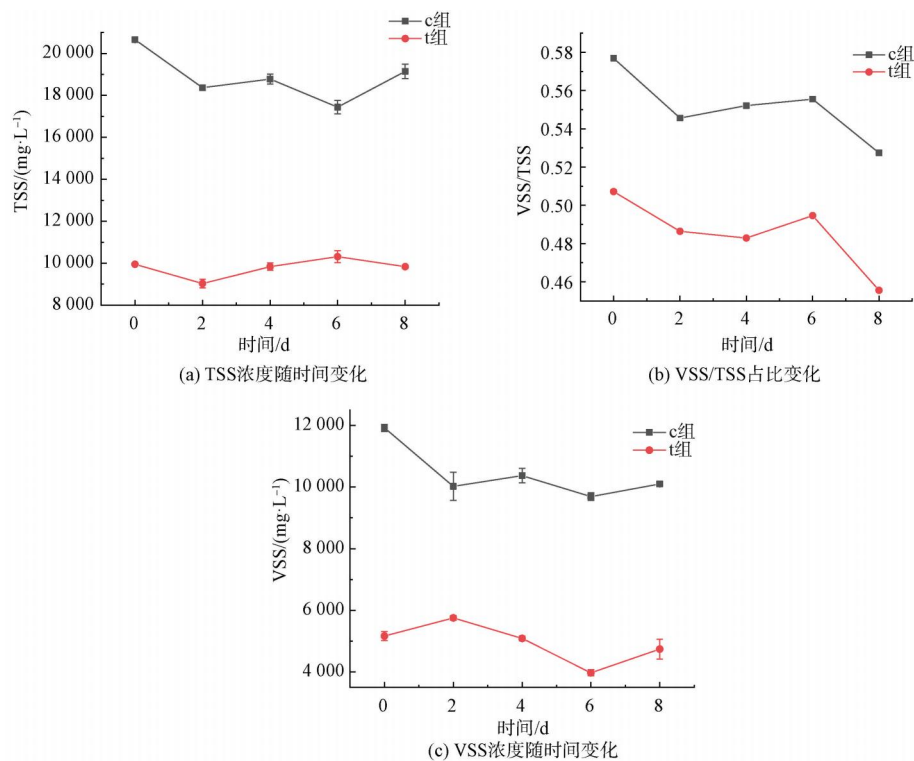


图 6 发酵液中 TSS、VSS 及 VSS/TSS 的变化

Fig. 6 Changes of TSS, VSS and VSS/TSS in Anaerobic Fermentation

20 655 mg/L 减少到 19 146 mg/L, VSS/TSS 要由原来的 0.576 降低为 0.527; 厌氧污泥对照组的 TSS 质量浓度从 10 452 mg/L 减小到 10 330 mg/L, VSS/TSS 从 0.507 到 0.456, 捕获碳源污泥 VSS 降解率为 15.26%, 厌氧污泥对照组的 VSS 降解率为 8.18%。

TSS 和 VSS 浓度下降的原因是污泥发酵的过程中溶解性固体被微生物分解利用, 发酵后期 TSS 和 VSS 的上升情况可能是由于污泥中的微生物在裂解的同时, 污泥中的一些小分子物质被活性较好的微生物用来生长繁殖^[25]。图 6 中两组污泥的 TSS 变化与 VSS 保持一致, 在捕获碳源污泥中前期可溶性固体被迅速降解, 后期由于微生物缓慢降解难溶性大分子物质和自身的代谢作用, 使得 TSS 和 VSS 浓度上下波动。厌氧污泥发酵过程中无法得到直接碳源, 于是前期水解有机质, 使 VSS 浓度上升, 之后被微生物分解利用, 最后 6~8 d 的上升可能是由于微生物吸收了内源消耗致死的细菌, 短期快速增长。

2.5 累积产气量和发酵液三维荧光分析

厌氧发酵技术在处理污泥的同时获得氢气、甲烷等清洁能源, 不仅可以减轻环境污染、实现资源化利用, 还可以获得经济效益^[26]。两组污泥样品厌氧发酵累积产气量如图 7 所示, 在第 2~8 d, 捕获碳源污泥组利用底物迅速产生大量气体; 第 8~14 d, 产气量略有波动后趋于平缓, 最终累积产甲烷量达 132.23 mL。厌氧污泥发酵对照组发酵前 2 d 累积产气 9.6 mL, 后续发酵处于缓慢阶段, 产气量很小, 累积产气量趋于平缓。

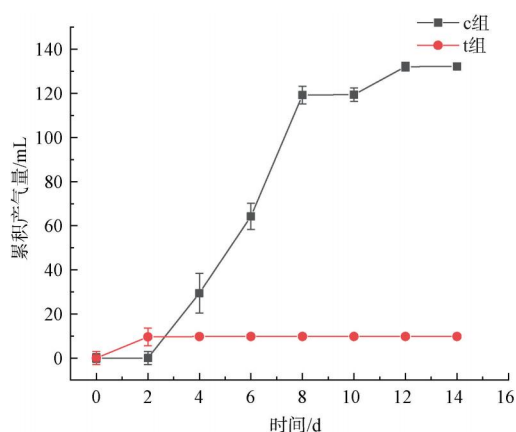


图 7 厌氧发酵累积产气量

Fig. 7 Cumulative Gas Production by Anaerobic Fermentation

对于产气量指标, 由于本试验污泥中的捕获碳源组接种后的 $SCOD_{Cr}$ 质量浓度为 372.72 mg/L, 平

均累积产气达到 31.43 mL/(g VSS)、709.54 mL/(g $SCOD_{Cr}$)。对照相关文献, 康雅茹等^[27]研究小麦秸秆预处理对厌氧消化性能的影响, 厌氧发酵时间为 70 d, 混合污泥初始 $SCOD_{Cr}$ 质量浓度为 15 000 mg/L, 平均累积产气量为 533.33 mL/(g $SCOD_{Cr}$); 徐乔根等^[28]以实际垃圾渗滤液作为厌氧发酵底物, 结果表明甲烷的最大累积产量为 91.59 mL/(g $SCOD_{Cr}$)、氢气的最大累积产生量为 24.33 mL/(g $SCOD_{Cr}$); Feng 等^[29]研究预发酵类型对餐厨垃圾产甲烷潜力的影响, 结果表明异乳酸发酵、混合酸发酵的最大产甲烷量分别为 290、287 mL/(g $SCOD_{Cr}$), 单相厌氧消化 (SPAD) 的最大产生甲烷含量为 279 mL/(g $SCOD_{Cr}$)。由以上对比可知, 本试验中的捕获碳源污泥在 $SCOD_{Cr}$ 浓度极低的情况下, 仍然达到 709.54 mL/(g $SCOD_{Cr}$) 的累积产气量, 说明捕获碳源中的有机质能够被微生物充分地利用分解, 且发酵时间较短, 具有高效产气、快速发酵的优势。

三维荧光光谱主要是分析有机物的特征光谱的位置及强度, 三维荧光光谱图分为 5 个区域, 每个区域都代表着不同类型的有机物^[30]。I~V 区分别代表芳香蛋白类物质 I (发射波长 $E_x = 200 \sim 250$ nm, 激发波长 $E_m = 280 \sim 300$ nm)、芳香蛋白类物质 II ($E_x = 200 \sim 250$ nm, $E_m = 330 \sim 380$ nm)、富里酸类物质 III ($E_x = 200 \sim 250$ nm, $E_m = 380 \sim 550$ nm)、溶解性微生物代谢产物 IV ($E_x = 250 \sim 450$ nm, $E_m = 280 \sim 380$ nm) 和腐植酸类物 V ($E_x = 250 \sim 450$ nm, $E_m = 380 \sim 550$ nm)。由图 8 可知, 发酵液集中在 IV 和 V 类物质。捕获碳源污泥发酵液刚开始有两个明显荧光峰, 分别为峰 B ($E_x/E_m = 280$ nm/356 nm) 和峰 A ($E_x/E_m = 325$ nm/404 nm), 即属于类蛋白荧光中的类络氨酸溶解性微生物代谢产物 (荧光强度为 19.47) 和腐植酸类中的可见类富里酸 (荧光强度为 19.86), 在发酵 24 h 后, IV 区的荧光峰 B 消失。这说明捕获碳源污泥含有较多的可溶性微生物代谢产物, 且厌氧污泥能直接利用捕获碳源污泥中的碳源进行发酵。同时, V 区的峰 A ($E_x/E_m = 320$ nm/408 nm) 荧光强度升到 29.95, 一方面是由于微生物分解利用可降解有机物生成一些中间产物如氨基酸和小分子有机酸等, 并利用这些中间产物进行新陈代谢形成腐植酸; 另一方面可能是污泥在发酵过程中难降解有机物的腐殖化程度加深。在发酵 264 h

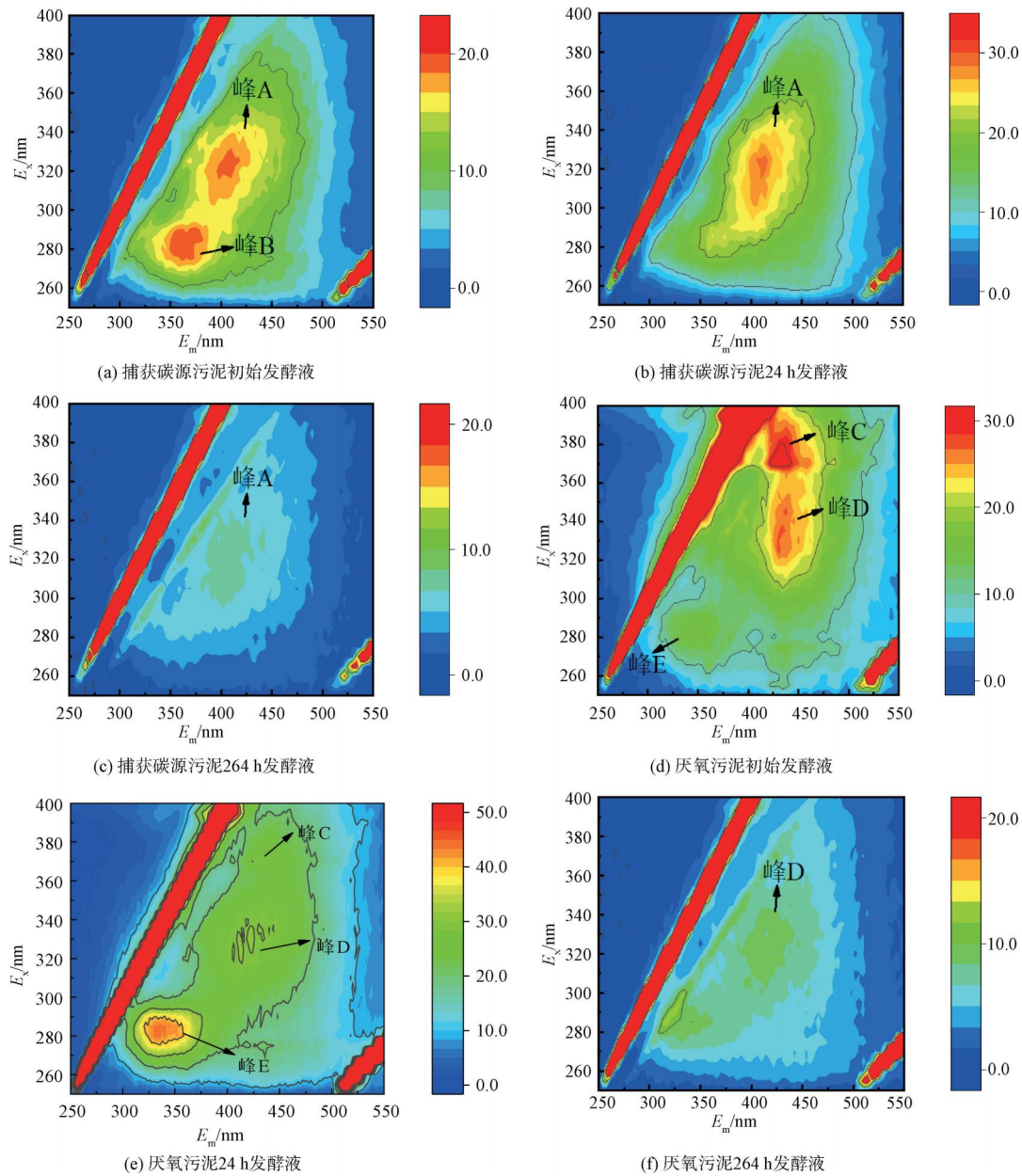


图8 两组污泥发酵液的三维荧光光谱

Fig. 8 3D-EEM of Anaerobic Fermentation in Two Groups of Sludge

后, V区的峰 A 荧光强度由 29.95 降低到 8.31, 表示腐植酸被微生物分解消耗。厌氧污泥发酵液刚开始有 3 个荧光峰, 分别为 V 区腐植酸类较为明显的峰 C ($E_x/E_m = 370 \text{ nm}/434 \text{ nm}$)、峰 D ($E_x/E_m = 330 \text{ nm}/430 \text{ nm}$), 以及峰值不突出的 IV 区峰 E ($E_x/E_m = 280 \text{ nm}/358 \text{ nm}$), 峰 C 和峰 D 均为类腐植酸 (荧光强度分别为 32.71、26.97), 峰 D 为类蛋白荧光中的类酪氨酸 (荧光强度为 15.74)。在发酵 24 h 后, IV 区峰 E 荧光强度由 15.74 上升到 44.48, 此过程属

于水解阶段, 微生物将复杂的大分子有机物分解成简单可溶的小分子物质, V 区峰 C 类腐植酸荧光强度由 32.71 降至 28.63, 峰 D 可见类富里酸荧光强度上升为 31.57, 说明发酵前期污泥中微生物降解及代谢产物主要向可见类富里酸转化, 发酵结束后只检测到强度仅为 9.48 的可见类富里酸。上述现象进一步表明, 捕获碳源污泥在发酵刚开始就将可溶解性物质充分分解进入产气阶段; 而厌氧污泥则先需分解大分子有机物为可溶解性物质进行发酵产气。

3 结论

(1) 相对于厌氧污泥对照组, 捕获碳源污泥 SCOD_{Cr} 降解率高达约 77.70%, 同时捕获碳源污泥对碳水化合物和蛋白质的降解率也高于对照组, 发酵液的 TP 质量浓度为 1.35 mg/L 左右, 具有高效快速启动发酵的潜力。

(2) 捕获碳源污泥 VSS 降解率为 15.26%, 厌氧污泥对照组的 VSS 降解率为 8.18%, 这是污泥减量效果的直接反映, 也是水解发酵有机质效率的反映, 说明捕获碳源污泥发酵能更好地达到污泥减量的效果。

(3) 通过三维荧光技术分析, 发现捕获碳源能够在发酵前期迅速地将可溶解性物质分解发酵产气, 为接种污泥提供发酵底物。

(4) 捕获碳源平均累积产气量可达到 31.43 mg/(g VSS)、709.54 mL/(g SCOD_{Cr}), 说明捕获碳源中的有机质能够被微生物充分地利用分解, 且具有高效产气、高速发酵的优势。

(5) CRR 后的污水为主流自养生物脱氮提供低碳高氮的理想基质, 捕获的碳源污泥自身为厌氧消化单元提供优质碳源。

参考文献

- [1] 马焕春. 我国污水的处理技术及应用分析——评《污水处理厂技术与工艺管理》[J]. 环境工程, 2020, 38(12): 195-195.
- MA H C. Treatment technology and application analysis of sewage in China - Review of *Wastewater Treatment Plant Technology and Process Management* [J]. Environmental Engineering, 2020, 38(12): 195-195.
- [2] 龙腾锐, 高旭. 污水生物处理单元能量平衡与分析方法研究与应用[J]. 环境科学学报, 2002, 22(5): 683-688.
- LONG T R, GAO X. Study and application on energy balancing and analyzing approach for biological wastewater treatment unit [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(5): 683-688.
- [3] 孔海霞, 袁林江, 王晓昌. 活性污泥对污水中有机物、铵和磷酸盐的生物吸附试验研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2001, 39(5): 735-740.
- KONG H X, YUAN L J, WANG X C. A study on biosorption of organic compounds, ammonium and phosphate from waste water by activated sludge [J]. Journal of Xi'an University of Architecture and Technology (Natural Science Edition), 2001, 39(5): 735-740.
- [4] CESARO A, BELGIORNO V. Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 240: 24-37. DOI: 10.1016/j.cej.2013.11.055.
- [5] 刘智晓. 未来污水处理能源自给新途径——碳源捕获及碳源改向[J]. 中国给水排水, 2017, 33(8): 43-52.
- LIU Z X. Carbon capture and carbon redirection: New way to optimize the energy self-sufficient of wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(8): 43-52.
- [6] MOSER E R, UDERT K M, WILD D, et al. Products from primary sludge fermentation and their suitability for nutrient removal [J]. Water Science & Technology, 1998, 38(1): 265-273.
- [7] HUANG R Y, HUANG Z G, RAN Y, et al. Experimental and simulation study on the surface contact between biogas fermentation liquid and straw material based on hydraulic mixing [J]. Energy, 2021, 222: 119992. DOI: 10.1016/j.energy.2021.119992.
- [8] LIU X R, FU Q Z, LIU Z Y, et al. Alkaline pre-fermentation for anaerobic digestion of polyacrylamide flocculated sludge: Simultaneously enhancing methane production and polyacrylamide degradation [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 425: 131407. DOI: 10.1016/j.cej.2021.131407.
- [9] LI R H, LI X Y. Recovery of phosphorus and volatile fatty acids from wastewater and food waste with an iron-flocculation sequencing batch reactor and acidogenic co-fermentation [J]. Bioresource Technology, 2017, 245: 615-624. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.08.199.
- [10] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, State Environmental Protection Administration. Methods for water and wastewater monitoring and analysis [M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Sciences Press, 2002.
- [11] MICHALOPOULOS I, LYTRAS G M, MATHIOUDARKIS D, et al. Hydrogen and methane production from food residue biomass product [J]. Waste and Biomass Valorization, 2020, 11(5): 1647-1655.
- [12] 秦晓. 剩余污泥中蛋白质的分离及其性质分析[D]. 天津: 天津大学, 2012.
- QIN X. Separation of protein from excess sludge and analysis of the protein properties [D]. Tianjin: Tianjin University, 2012.
- [13] 黄剑明, 程毅, 何瀚涛, 等. 厌氧消化产气量与 SCOD 在评价污泥破解程度方面的对比研究 [J]. 城镇供水, 2012(4): 101-103.
- HUANG J M, CHENG Y, HE H T, et al. Comparative study of anaerobic digested gas production and SCOD in evaluating the degree of sludge cracking [J]. City and Town Water Supply, 2012(4): 101-103.
- [14] HAI Y W, YANG D H, ZHOU Q, et al. The effect of pH on

- anaerobic fermentation of primary sludge at room temperature [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 172(1): 196–201.
- [15] ZOU J T, PAN J Y, HE H T, et al. Nitrifying aerobic granular sludge fermentation for releases of carbon source and phosphorus: The role of fermentation pH[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 260: 30–37. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.03.071.
- [16] TAYLOR A H, MILLER R, GRAY R D. New Caledonian crows reason about hidden causal agents [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2012, 109(40): 16389–16391.
- [17] 程寒, 荆肇乾, 张锤一, 等. 厌氧消化过程中氨抑制及其调控策略[J]. *应用化工*, 2020, 49(5): 1308–1312.
CHENG H, JING Z Q, ZHANG Z Y, et al. Ammonia inhibition and its regulatory strategy during anaerobic digestion [J]. *Applied Chemical Industry*, 2020, 49(5): 1308–1312.
- [18] 常城, 明磊强, 牟云飞, 等. 厨余垃圾与污泥厌氧发酵产甲烷的协同作用[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(3): 1259–1266.
CHANG C, MING L Q, MOU Y F, et al. Synergy effect of kitchen waste and sludge anaerobic fermentation for methane production[J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(3): 1259–1266.
- [19] YUAN H P, ZHU N W. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 58: 419 – 438. DOI: 10.1016/j.rser.2015.12.261.
- [20] 蓝雷传. 剩余污泥厌氧发酵产酸过程强化研究[D]. 湘潭: 湘潭大学, 2017.
LAN L C. Study on the intensification of acid production by anaerobic fermentation of residual sludge [D]. Xiangtan: Xiangtan University, 2017.
- [21] 韩博涛. 碱性污泥发酵液中的氨磷去除及碳源利用[D]. 西安: 长安大学, 2017.
HAN B T. Remonal of ammonia and phosphorus from sludge fermentation liquid and utilization of internal carbon source[D]. Xi'an: Chang'an University, 2017.
- [22] SODHI V, BANSAL A, KUMAR J M. Excess sludge disruption and pollutant removal from tannery effluent by upgraded activated sludge system[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 613–624. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.04.118.
- [23] 解安森. 基于污水碳源捕获的铁基富碳污泥厌氧产酸产甲烷研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019.
XIE A S. Research on anaerobic acidification and methanation of Fe-carbon-rich sludge based on carbon capture from wastewater [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019.
- [24] PARRAVICINI V, SMIDT E, SVARDAL K, et al. Evaluating the stabilisation degree of digested sewage sludge: Investigations at four municipal wastewater treatment plants [J]. *Water Science & Technology*, 2006, 53(8): 81–90.
- [25] 刘松, 孙梅香, 张利, 等. 三维荧光光谱法解析光电-Fenton降解印染废水有机物的过程[J]. *科学技术与工程*, 2017, 17(34): 174–179.
LIU S, SUN M X, ZHANG L, et al. Degradation of organic compounds in dyeing wastewater by photoelectric-Fenton based on three-dimensional fluorescence spectrophotometry method [J]. *Science Technology and Engineering*, 2017, 17(34): 174–179.
- [26] LIU H, HUANG F, FU B, et al. Catalytic flocculation method to remove humic acid and increase acid production by liquid fermentation of sludge for organic solid waste treatment, involves hydrolyzing sludge, adding titanium dioxide to sludge hydrolyzate and flocculating[P]. 2021-04-06.
- [27] 康雅茹, 田光明, 何若. 小麦秸秆预处理对厌氧消化性能的影响研究[J]. *环境污染与防治*, 2022, 44(1): 1–7.
KANG Y R, TIAN G M, HE R. Effect of wheat straw pretreatment on anaerobic digestion performance [J]. *Environmental Pollution and Control*, 2022, 44(1): 1–7.
- [28] 徐乔根, 傅木星, 苏洪洲, 等. 垃圾渗滤液发酵产氢和产甲烷特性研究[J]. *环境污染与防治*, 2012, 34(9): 43–45, 52.
XU Q G, FU M X, SU Y Z, et al. Bio-production of hydrogen and methane from landfill leachate by anaerobic fermentation[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2012, 34(9): 43–45, 52.
- [29] FENG K, LI H, DENG Z, et al. Effect of pre-fermentation types on the potential of methane production and energy recovery from food waste [J]. *Renewable Energy*, 2020, 146: 1588–1595. DOI: 10.1016/j.renene.2019.07.127.
- [30] 王甜甜. 基于三维荧光技术的多孔含水介质中腐殖酸迁移转化特征研究[D]. 焦作: 河南理工大学, 2017.
WANG T T. Research on migration and transformation of humic acid in porous media of groundwater based on three-dimensional fluorescence technology [D]. Jiaozuo: Henan Polytechnic University, 2017.