环境工程学报
CHINESE JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
第 19 卷 第 3 期 2025 年 3 月
Vol. 19, No.3 Mar. 2025
http://www.cjee.ac.cn E-mail: cjee@rcees.ac.cn （010）62941074
DOI 10.12030/j.cjee.202501002 中图分类号 TU992 文献标识码 A

复配酶水解化粪池底泥提高污水厂碳源

唐文胜[1], 张彦平[1,✉], 胡馨月[2], 崔诺[2], 张静[1], 王庆坤[1], 白珺[1]
1. 河北工业大学土木与交通学院，天津 300401；2. 中国市政工程华北设计研究总院有限公司，天津 300381

摘 要 采用复配酶（中性蛋白酶+α-淀粉酶+脂肪酶）水解化粪池底泥释放有机质，以解决污水厂碳源不足的问题。结果表明，在中性蛋白酶∶α-淀粉酶∶脂肪酶配比 4∶1∶1、投加量 8%（w/w）、反应时间 2 h、温度 25 ℃、pH 7 的条件下，底泥水解效果最好。此时 SCOD（溶解性化学需氧量）、多糖、氨氮和蛋白质分别为 5 492.50、3 054.48、305.56 和 460.77 mg·L^{-1}。扫描电镜、颗粒粒径及三维荧光光谱结果表明，经复配酶处理后底泥表面结构和胞外聚合物（extracellular polymeric substances，EPS）结构被破坏，EPS 各层含量变化为 S-EPS（溶解型胞外聚合物）>LB-EPS（疏松型胞外聚合物）>TB-EPS（紧密型胞外聚合物），溶解性有机物从内部溶出，上清液中可生物降解的络氨酸、色氨酸类蛋白及可溶性微生物副产物等物质含量升高，从而提高了化粪池出水有机质含量和可生物降解性，有利于提高污水厂进水碳源。

关键词 中性蛋白酶；淀粉酶；脂肪酶；化粪池底泥；水解；碳源

目前，我国城镇污水处理厂有存在进水有机物不足的现象，导致 C/N（碳氮比）、C/P（碳磷比）比较低，严重影响了污水厂脱氮除磷的效果[1]。为了满足日益严格的水质排放要求，污水厂通常向生物处理系统中投加额外有机碳源（如乙酸钠、葡萄糖、甲醇等）[2] 来满足反硝化脱氮和除磷对碳源的需求，但这极大地提高了污水厂的运行成本。为了解决污水厂碳源不足的问题，研究人员通过物理（热水解、超声、机械等）、化学（臭氧、过硫酸盐、Fenton 等高级氧化技术）、生物（生物酶、鼠李糖脂等）等方法破解污水厂剩余污泥，释放细胞内物质作为碳源来强化脱氮除磷[3]。其中，生物酶法作用条件温和[4]，具有绿色、安全、高效等优点，近年来在污泥水解、发酵等资源化方面的研究备受关注。刘国华等[5] 采用不同种类的生物酶（碱性蛋白酶、中性蛋白酶、α-淀粉酶）水解初沉池污泥，发现 3 种生物酶均可增强初沉池污泥的水解，进而促进产酸作用，且碱性蛋白酶的效果最为显著。YAN 等[6] 采用复配酶（蛋白酶+淀粉酶）预处理剩余污泥进行厌氧消化，结果表明复配酶可以强化剩余污泥的破解和有机物的溶出，使得 SCOD 从最初的 486 mg·L^{-1} 增加到 2 583 mg·L^{-1}，甲烷产量比空白组提高了 70.4%。ZOU 等[7] 采用复配酶（溶菌酶+蛋白酶）水解剩余污泥，在最佳投加方式下，胞外蛋白和多糖含量分别提高了 118% 和 64%，颗粒粒径尺寸向小粒径方向偏移，且利用酶解后的污泥替代甲醇作为反硝化碳源，可减少 21.09 kg CO_2·t^{-1} 碳排放量。

化粪池作为管网始端的污水预处理设施，截留了大量的固体有机质，形成化粪池底泥，面临着定期清运和最终处置问题[8]。与剩余污泥相比，化粪池底泥主要由生活污水中的碳水化合、蛋白质、脂肪等物质组成，更易于被生物酶水解和作为水厂碳源物质。然而，目前尚未见采用化粪池底泥作为水厂碳源的研究报道。因此，本研究采用复配酶（中性蛋白酶、α-淀粉酶、脂肪酶）水解化粪池底泥，研究复配酶配比，酶投加量、反应时间、温度和 pH 值等条件对污泥酶解效果的影响，并通过分析酶解前后污泥的扫描电子显微镜（SEM）、胞外聚合物（EPS）及三维荧光光谱等表征结果进行机理探讨。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验用化粪池底泥取自于天津市河北工业大学某学生公寓化粪池内，原泥的相关性指标：pH 7.3±0.25，

收稿日期：2025-01-01 录用日期：2025-01-25

第一作者：唐文胜（1998—），男，硕士研究生，研究方向为污泥处理与资源化利用，3168968637@qq.com ✉通信作者：张彦平（1978—），女，博士，副教授，研究方向为污水、污泥处理处置及资源化研究，zyphit@163.com

上清液 SCOD 值为（672.10±170.50）mg·L^{-1}，氨氮为（212.89±20.55）mg·L^{-1}，多糖为（28.88±4.30）mg·L^{-1}，蛋白质为（111.52±18.22）mg·L^{-1}。实验所用氯化钠（NaCl）、氢氧化钠（NaOH）及纳氏试剂等均为分析纯，酶制剂选用中性蛋白酶、α-淀粉酶以及脂肪酶，具体性质见表 1。

表 1 生物酶基本性质

Table 1 Basic properties of biological enzymes

酶种类	酶活性/（U·g^{-1}）	适宜温度/ ℃	适宜pH	来源
中性蛋白酶	2×10^5	50~55	6.0~7.0	合肥博美生物
α-淀粉酶	4 000	60~70	6.0~7.0	基努生物
脂肪酶	1×10^5	30~55	7.0~9.0	合肥巴斯夫生物

1.2 实验方法

在 250 mL 的烧杯中加入 60 mL 底泥样品，90 mL 去离子水，放置于六联搅拌器（MY3000-6B，武汉梅宇）中以 200 r·min^{-1} 的速率搅拌反应，依次进行复配酶投加量（0%~15%（w/w）、反应时间（0~6 h）、温度（5~65 ℃）及 pH（5~10）4 个批次的影响因素实验。

反应完成后，取一定量样品置于台式多功能离心机（VELOCITY 18R，Dynamica 公司）中以 4 000 r·min^{-1} 的速率离心 15 min，并取其上清液使用 0.45 μm 的微孔滤膜抽滤，测定上清液中 SCOD、多糖、氨氮以及蛋白质 4 项指标，并在最优条件下对底泥及上清液进行 SEM、颗粒粒径、EPS 及三维荧光光谱分析，探讨复配酶水解化粪池底泥的机理。

1.3 分析方法及使用仪器

SCOD 采用快速消解分光光度法测定；多糖采用苯酚-硫酸法测定；氨氮采用纳氏分光光度法进行测定；蛋白质含量选用 Lowry-Folin 法测定；EPS 采用热提取法测定；EPS 中各层有机物质变化采用三维荧光扫描光谱仪（G9800A，美国安捷伦科技有限公司）检测；颗粒粒径采用激光粒度分析仪（Mastersizer 2000，马尔文仪器有限公司）进行分析；反应前后的底泥样品经电热鼓风干燥箱（101-00BS，上海力辰邦西仪器有限公司）烘干后，采用扫描电镜分析仪（7610F，日本电子株式会社）进行分析。

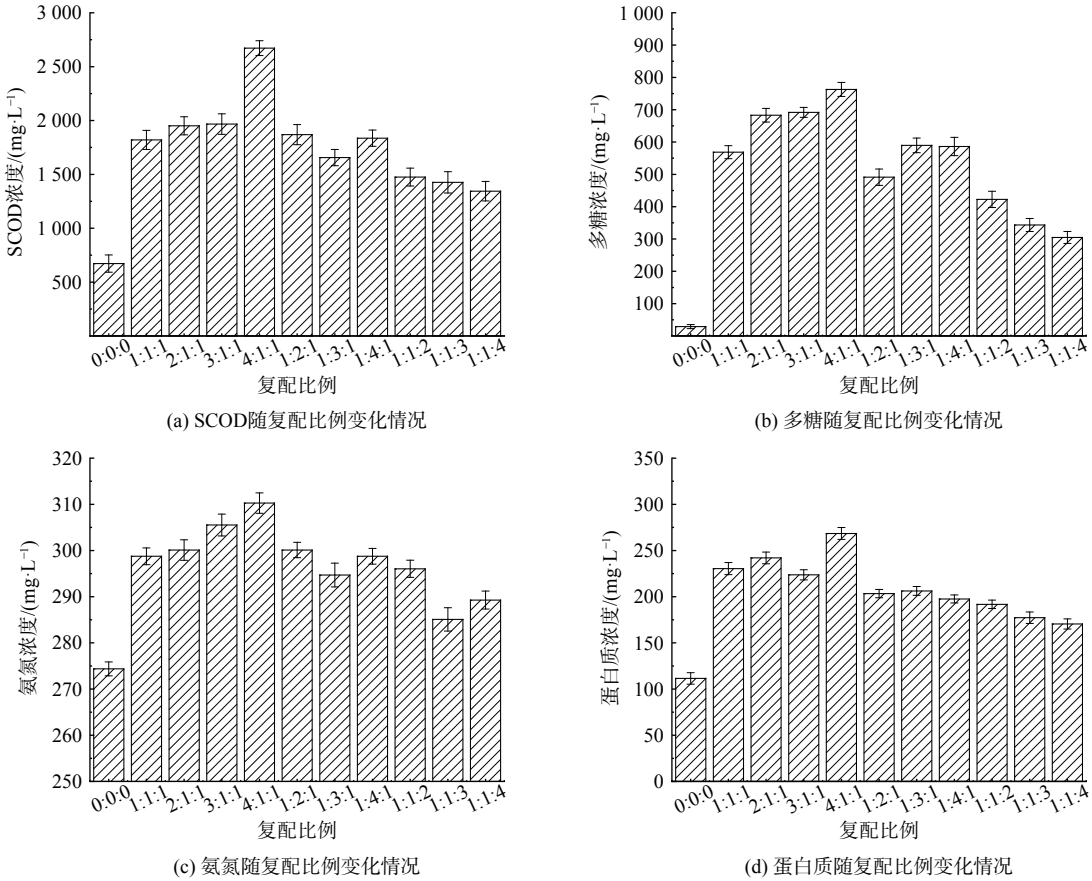
2 结果与讨论

2.1 复配酶配比优化

由于生活污水中通常含有大量碳水化合物、蛋白质、脂肪等物质，这些物质会沉积在化粪池底泥中，使得单一类型的生物酶往往难以有效的水解化粪池底泥。因此本实验选择中性蛋白酶、α-淀粉酶及脂肪酶 3 种酶复配的形式水解化粪池底泥，探究其最佳配比。实验在 pH 7、温度 25 ℃、反应时间 2 h，复配酶投加量为 2%（W/W）的条件下，研究了中性蛋白酶∶α-淀粉酶∶脂肪酶 3 者配比分别为 1∶1∶1、2∶1∶1、3∶1∶1、4∶1∶1、1∶2∶1、1∶3∶1、1∶4∶1、1∶1∶2、1∶1∶3、1∶1∶4 时对化粪池底泥水解效果的影响，并与空白组（原泥，0∶0∶0）进行对比，分析不同配比对化粪池底泥上清液 SCOD、多糖、氨氮和蛋白质的含量变化，结果见图 1。

由图 1 可知，投加复配酶后，上清液中的 SCOD、多糖、氨氮与蛋白质的含量均较原污泥大幅度提高，表明化粪池底泥中的有机质在 3 种酶的联合作用下被水解，释放出大量溶解性有机质和氨氮等，使得液相中 SCOD、多糖、氨氮等浓度升高。其中，中性蛋白酶能将大分子蛋白质分解成氨基酸[9]；α-淀粉酶主要作用于底泥中的淀粉类物质，可催化水解淀粉中的 α-1,4 糖苷键，将其分解为 α-极限糊精、寡糖和葡萄糖等小分子物质[10]；脂肪酶是一类催化脂肪（甘油三酯）水解的酶，主要作用是将脂肪分解为甘油和脂肪酸[11]。

图 1 结果表明，随着中性蛋白酶占比的增加，液相中 SCOD、多糖、氨氮及蛋白质含量增加；随着 α-淀粉酶用量的增多，多糖含量稍有增加，蛋白质含量基本不变，SCOD 和氨氮呈现先减少后增加，整体变化不大的趋势；而随着脂肪酶用量的增加，SCOD、多糖和蛋白质稍有降低，氨氮先降低后升高，总体呈降低趋势。该结果表明，化粪池底泥中蛋白类物质含量较多，碳水化合物含量次之，脂肪类物质含量较少，该结果与文献报道一致[12-13]。在中性蛋白酶∶α-淀粉酶∶脂肪酶配比为 4∶1∶1 时底泥水解效果最优，SCOD、多糖、氨氮、蛋白质浓度与原泥相比，分别增加了 1 999.90、733.98、35.90 和 156.94 mg·L^{-1}。3 种酶的最佳配比值可能与化粪池底泥构成中此 3 类物质的含量占比有关。综上所述，后续实验使用的复配酶配比为：中性蛋白酶∶α-淀粉酶∶脂肪酶=4∶1∶1。



(a) SCOD随复配比例变化情况　(b) 多糖随复配比例变化情况

(c) 氨氮随复配比例变化情况　(d) 蛋白质随复配比例变化情况

图 1　不同配比的复配酶对化粪池底泥水解效果的影响

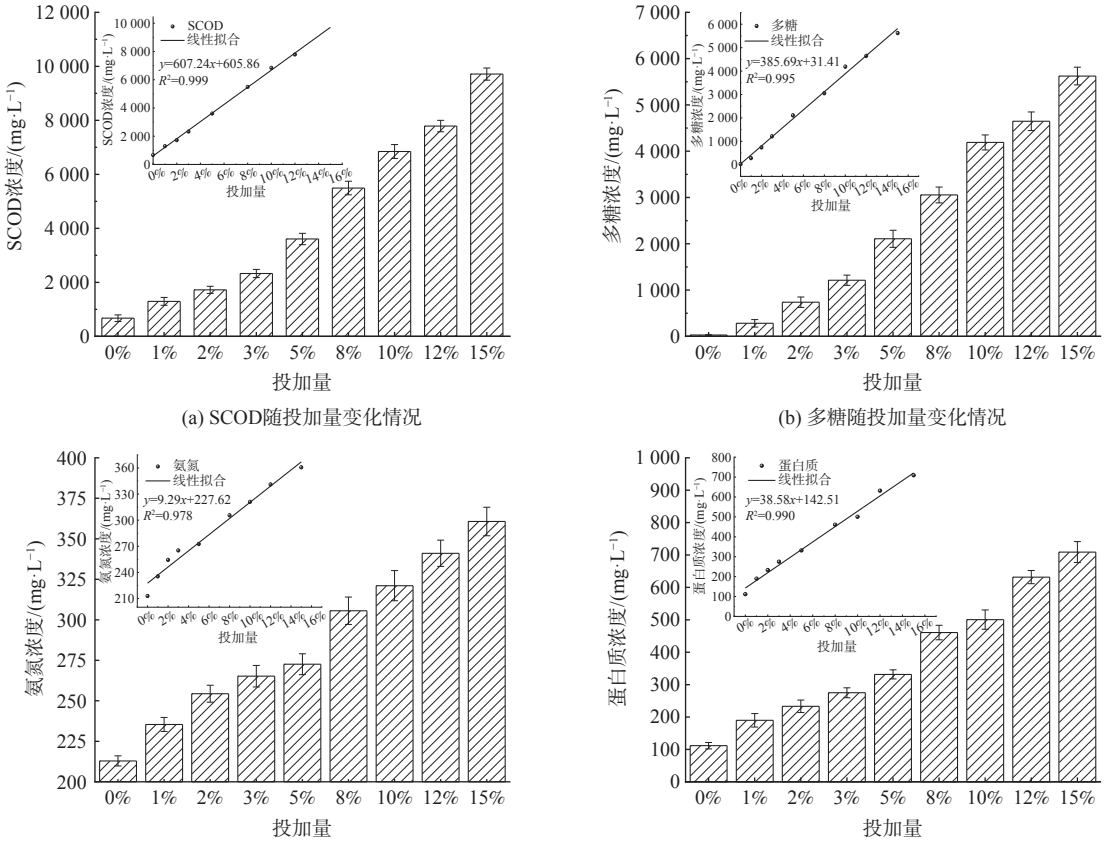
Fig. 1　Effect of different ratios of enzymes in the compound enzyme on the hydrolysis efficiency of sediment in septic tank

2.2　复配酶投加量对水解效果的影响

在中性蛋白酶∶α-淀粉酶∶脂肪酶配比为 4∶1∶1、pH 7、温度 25 ℃、反应时间 2 h 的条件下，研究了复配酶投加量（0%、1%、2%、3%、5%、8%、10%、12% 和 15%（w/w））对化粪池底泥水解效果的影响，如图 2 所示。

由图 2(a)、(b) 可知，当复配酶投加量从 0%（w/w）增加到 3%（w/w）时，SCOD 与多糖分别从 672.10 和 28.88 mg·L^{-1} 增加到 2 328.00 和 1 210.93 mg·L^{-1}；当复配酶投加量为 5%~15%（w/w）时，SCOD 和多糖增加较为迅速，投加量为 15%（w/w）时，两者分别达到最高值 9 712.50、5 623.55 mg·L^{-1}。但从整体上看，SCOD 与多糖均随复配酶投加量的增加呈现线性增加。根据酶促反应动力学可知，当底物浓度足够高时，酶的活性位点会被足够数量的底物分子占据，在这种情况下，反应速率会随着酶浓度的增加而提高。因为更多的酶分子可以同时催化底物转化为产物，即水解效果随着随酶浓度的增加快速上升，并与酶浓度成线性关系，表现为一级反应。

由图 2(c)、(d) 可知，在 0%~5%（w/w）范围内，氨氮和蛋白质的含量随着复配酶投加量的增加从 212.89 和 189.82 mg·L^{-1} 缓慢升高到 272.60 和 331.58 mg·L^{-1}；而当投加量大于 5%（w/w）时，氨氮和蛋白质的浓度开始迅速升高，且在 15%（w/w）投加量时达到最高值 360.67 和 709.02 mg·L^{-1}。这可能是由于，在中性蛋白酶的催化下，污泥中所含的蛋白质类有机物溶出、部分微生物细胞膜结构溶解，细胞内及 EPS 中的蛋白质释放到污泥上清液中[14]，同时释放的蛋白质会被进一步分解为氨基酸，导致上清液中蛋白质和氨氮的浓度增加[15]。但由于初始投加量较小，水解不充分，因此氨氮和蛋白质的变化趋势不明显。经过复配酶预处理后，蛋白质含量的升高，一方面是因为底泥细胞的溶解过程中使固态蛋白质转变为了可溶性的蛋白质；另一方面，生物酶本身包含一定量的蛋白质，这也是蛋白质含量升高的一个因素。此外，根据以上实验结果



(a) SCOD随投加量变化情况

(b) 多糖随投加量变化情况

(c) 氨氮随投加量变化情况

(d) 蛋白质随投加量变化情况

图 2 复配酶投加量对底泥水解效果的影响

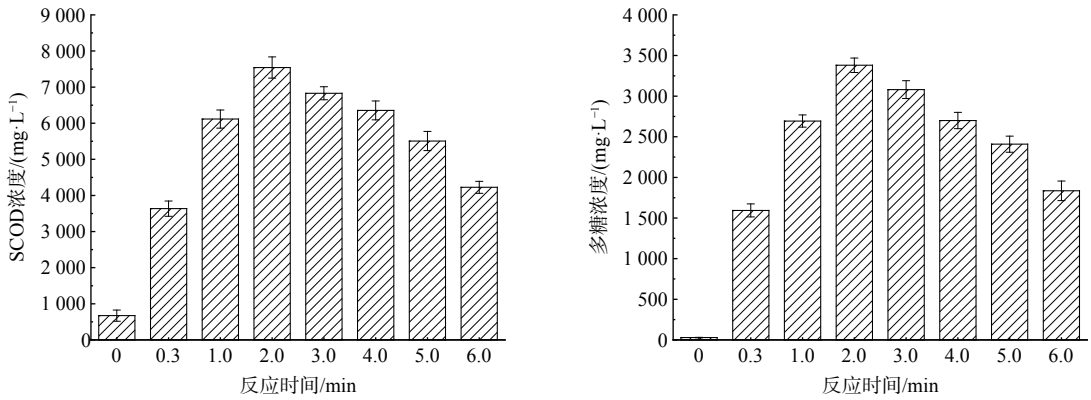
Fig. 2 Effect of compound enzyme dosage on the hydrolysis efficiency of sediment

可知，随着蛋白酶绝对用量的增加，COD、氨氮等物质大量溶出，进一步证实了化粪池底泥中蛋白类物质含量较多。

综上可知，复配酶水解化粪池底泥的效果随投加量的增加而增强，其中当投加量从 5%（w/w）增加到 8%（w/w）时，各指标增量较为突出，SCOD、多糖、氨氮和蛋白质含量分别为 5 492.50、3 054.40、305.56 和 460.77 mg·L^{-1}，结合经济性考虑，最终选择 8%（w/w）为复配酶最佳投加量。

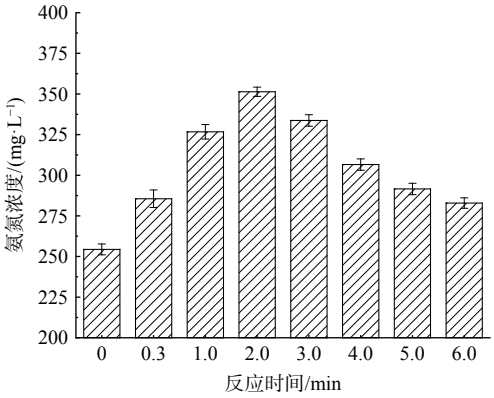
2.3 反应时间对底泥水解效果的影响

在 pH 7，复配酶投加量 8%（w/w），温度 25 ℃ 条件下，研究了反应时间对化粪池底泥水解效果的影响，结果如图 3 所示。由图 3 可知，上清液中 SCOD、多糖、氨氮和蛋白质 4 者含量变化的趋势基本一致，

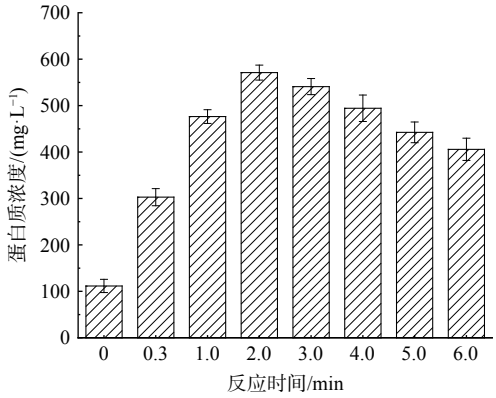


(a) SCOD随反应时间变化情况

(b) 多糖随反应时间变化情况



(c) 氨氮随反应时间变化情况



(d) 蛋白质随反应时间变化情况

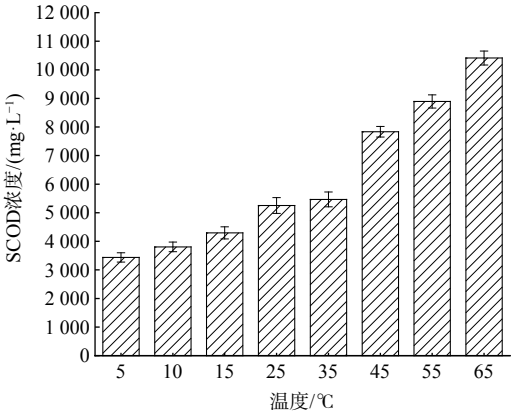
图 3　反应时间对复配酶水解底泥效果的影响

Fig. 3　Effect of reaction time on the hydrolysis efficiency of sediment treated by compound enzyme

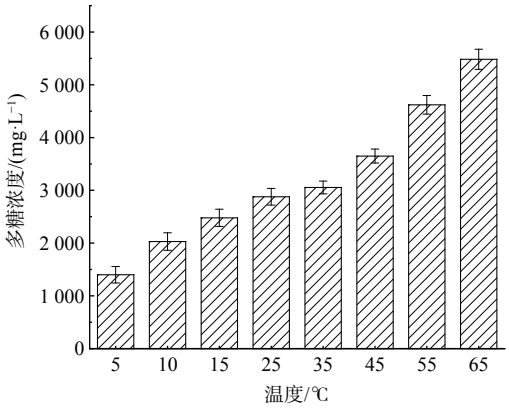
皆是随着反应时间的延长呈先升高后降低的趋势，且均在反应时间 2 h 达到最大，4 者的含量分别从初始的 672.10、28.88、254.37、111.52 mg·L^{-1} 增加到 7 542.50、3 380.24、351.36、571.05 mg·L^{-1}。这是由于反应初期复配酶活性较高，酶解作用可以破坏底泥中的碳水化合物、蛋白质、脂肪等有机物，以及微生物絮体结构，增强底泥的增溶作用，随着底泥絮体的裂解，先前被保护免受酶攻击的有机大分子有机物质及微生物细胞等暴露出来，进而被复配酶水解，使得 SCOD、多糖等可溶性有机物的含量随着水解时间的延长快速增长，并在反应 2 h 时达到最大值。此后，随着反应时间的延长，酶活性开始降低，也存在着酶活性中心被底泥中有机质分子占据或者吸附作用导致酶反应活性的降低的情况[16]，有机物的溶出速率降低，且此时底泥中部分细菌的代谢速率高于酶促水解速率，因而导致溶解性物质浓度逐渐下降[17]。因此，选择 2 h 作为最优反应时间进行后续实验。

2.4　温度对底泥水解效果的影响

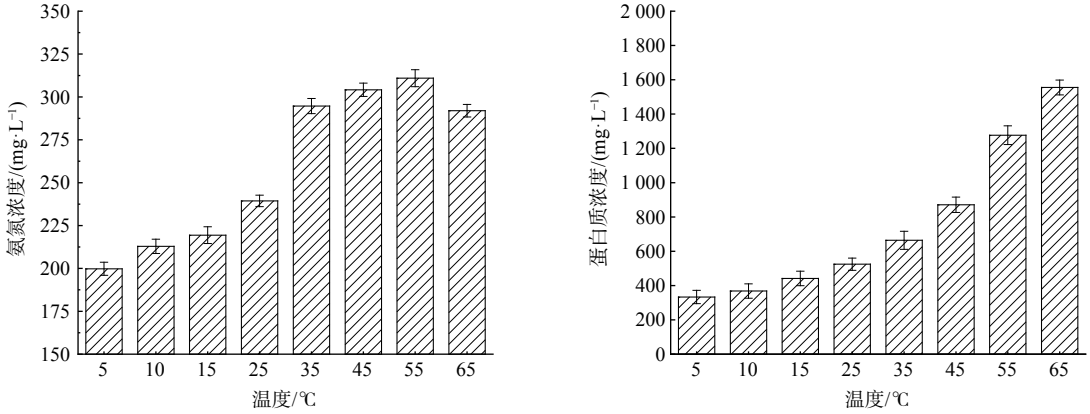
在复配酶投加量为 8%（w/w）、pH 7、反应时间 2 h 的条件下，研究了不同温度（5、10、15、25、35、45、55、65 ℃）对化粪池底泥水解效果的影响，如图 4 所示。由图 4 可知，SCOD、多糖及蛋白质 3 者含量变化均随温度的升高而呈现出持续上升的趋势，在 65 ℃ 时均达到最高值，此时上清液中 SCOD、多糖和蛋白质分别为 10 412.50、5 482.78 和 1 555.13 mg·L^{-1}。一方面由于温度对生物酶活性具有较大的影响，大多数酶在低温环境下催化反应的速度较慢，随着反应温度的升高，酶促反应速率迅速升高，水解效能逐渐增强；另一方面，试验所用中性蛋白酶和脂肪酶的最佳温度范围小于 55 ℃，α-淀粉酶的最佳温度小于 70 ℃，当反应温度超过上述最佳温度时，酶则会出现失活的现象[18]，严重影响酶的催化速率。但由于低温热水解（T<100 ℃）[19] 的作用同样会引起污泥絮体的解体以及细胞膜中化学键的破坏，导致 EPS 和细胞内有机物（包括蛋白质、多糖和脂质）溶解并释放到污泥上清液中[20]，因此导致 3 者含量持续上升。而图 4(c) 结



(a) SCOD随温度变化情况



(b) 多糖随温度变化情况



(c) 氨氮随温度变化情况 (d) 蛋白质随温度变化情况

图 4 温度对复配酶水解底泥效果的影响

Fig. 4 Effect of temperature on the hydrolysis efficiency of sediment treated by compound enzyme

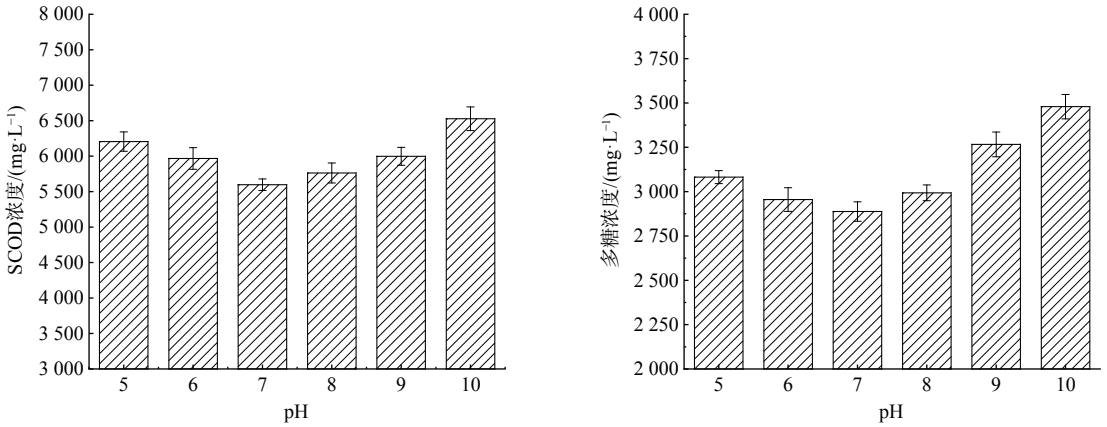
果显示，氨氮含量随着温度的升高呈先升高后降低的趋势，这可能是因为当温度过高时氨氮在水中的溶解度会有一定程度下降（即随水分蒸发转移到气相中）导致的[21]。

考虑到在传统化粪池中额外设计加热装置则会增加运行成本和能耗，同时图 4 结果显示复配酶在常温条件（25 ℃）下也能表现出较好的水解效能（SCOD、多糖、氨氮和蛋白质分别为 5 253.10、2 878.52、239.38 和 524.65 mg·L^{-1}）。因此，选用 25 ℃ 进行后续实验。

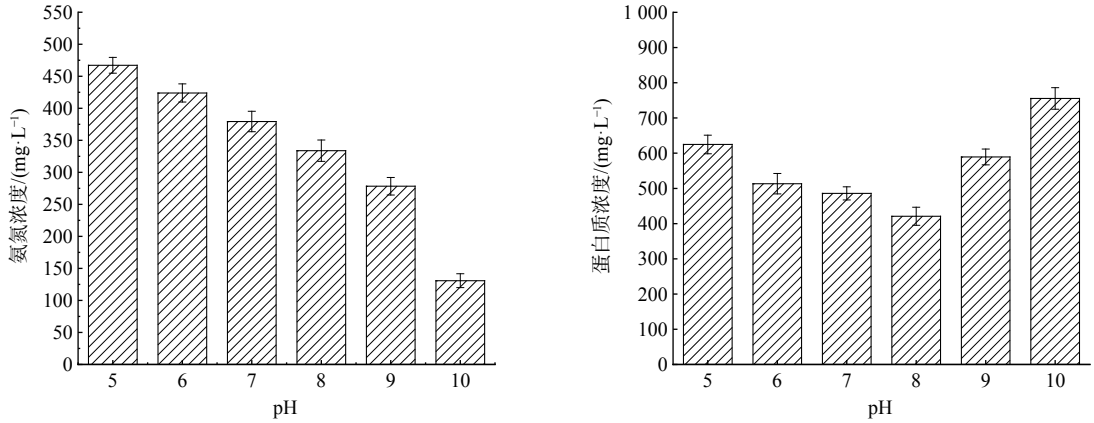
2.5 pH 对底泥水解效果的影响

在复配酶投加量为 8%（w/w），温度 25 ℃，反应时间 2 h 的条件下，研究了 pH 在 5~10 范围内对化粪池底泥水解效果的影响，如图 5 所示。由图 5 可知，SCOD、多糖及蛋白质含量的变化趋势相同，在 pH 5~10 范围内，随着 pH 的增高，SCOD、多糖及蛋白质 3 者含量均呈先稍微下降后逐渐缓慢升高的趋势。其中，在 pH 6~8 范围时，3 者变化不大。由于中性蛋白酶、α-淀粉酶和脂肪酶的适宜 pH 分别 6~7、6~7 和 7~9，因此 pH 6~8 时大致处于复配酶的适宜范围，复配酶水解能力较强，此时 SCOD、多糖、蛋白质的整体变化范围均在 5 597.50~5 967.50、2 887.74~2 993.28、420.91~513.38 mg·L^{-1} 之间。当 pH 继续增加时，尽管部分生物酶失活，复配酶水解能力下降，但在偏碱性条件下（pH 10），底泥中微生物细胞壁的磷脂双分子层较容易被破坏，导致更多的胞内聚合物（如可溶性蛋白质、多糖和脂类）被释放[22]，从而导致 3 者含量依旧保持上升的趋势。相比之下，偏酸性环境同样会抑制生物酶活性，但酸性环境会分解链间氢键，使污泥结构膨胀破裂，促进底泥微生物细胞破裂和溶解，而过程相对缓慢[23]。因此，在 pH 6~8 范围内，复配酶对化粪池底泥的水解效果影响不大。

图 5(c) 结果显示，氨氮含量随着 pH 值的升高呈逐渐降低趋势。这是由于 pH 较低时（pH 5），化粪池底泥在酶解和酸解的催化作用下发生部分溶解，部分蛋白类物质和微生物细胞被溶出进入上清液中，同时溶



(a) SCOD随pH变化情况 (b) 多糖随pH变化情况



(c) 氨氮随pH变化情况　　(d) 蛋白质随pH变化情况

图 5　pH 对复配酶水解底泥效果的影响

Fig. 5　Effect of pH on the hydrolysis efficiency of sediment treated by compound enzyme

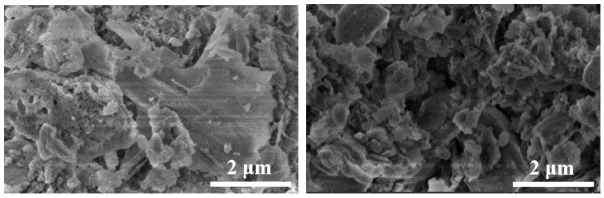
出的蛋白类物质可被进一步水解为多肽、二肽和氨基酸，氨基酸进一步通过脱氨基作用转化为低分子易生物降解的有机酸、氨氮及 CO_2，使得上清液中氨氮浓度升高[24]。由于氨氮在水中的存在形态与 pH 值密切相关，随着 pH 值的升高，氨氮逐渐由离子态转变为自由态氨，并容易从液相中释出进入气相，从而导致氨氮浓度随着 pH 值的升高逐渐降低[25]。

考虑到，中性蛋白酶、α-淀粉酶和脂肪酶在偏酸、碱性条件下会失活，且化粪池底泥的 pH 通常在 7~8 左右，因此反应过程中不对底泥进行 pH 调节。

3　机理分析

3.1　扫描电镜

使用扫描电子显微镜对复配酶处理化粪池底泥前后污泥的表面结构进行分析，结果见图 6。从图 6 可以看出，原泥表面大部分区域较为平整，致密（图 6(a)），而经复配酶（图 6(b)）处理后，底泥表面结构明显变得松散，凹凸不平，孔隙结构较多。这是因为复配酶处理时会破坏底泥中有机质以及微生物细胞结构，使污泥絮体颗粒变得更细，具有更大比表面积和更发达的孔隙结构[26]，内部物质溶出并转移到液相之中，使得胶体状的大颗粒底泥被转化成了分散、悬浮状的小污泥颗粒群[27]。



(a) 原泥　　(b) 复配酶处理

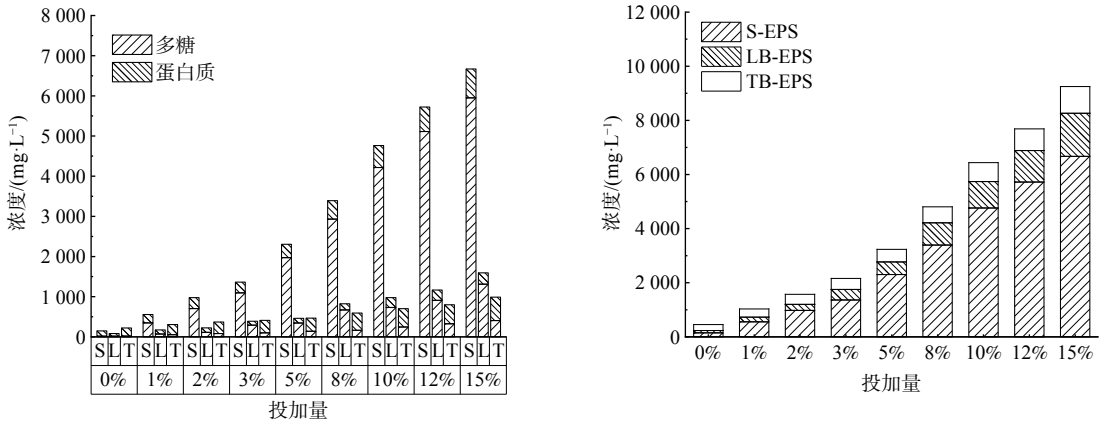
图 6　原泥及复配酶处理后表面微观结构（×20 000）

Fig. 6　SEM images of raw sediment and sediment treated by compound enzyme（×20 000）

3.2　EPS 分析

多糖和蛋白质是底泥微生物 EPS 的主要组成成分，为进一步分析复配酶对化粪池底泥的水解效果，研究了在不同复配酶投加量条件下底泥微生物 EPS 组分及含量的变化，如图 7 所示。由图 7(a) 可知，随着复配酶投加量的增加，上清液 S-EPS（溶解型 EPS）、LB-EPS（松散结合型 EPS）和 TB-EPS（紧密结合型 EPS）中的多糖与蛋白质的含量均随之逐步增加，其中多糖增加的趋势较为明显。当投加量为 1%（w/w）时，各层 EPS 中多糖加蛋白质的总含量由大到小为：S-EPS>TB-EPS>LB-EPS；此后，随着投加量的增加，复配酶对化粪池底泥产生水解作用逐渐增强，各层 EPS 均呈增长趋势，EPS 各层变化趋势变为 S-EPS>LB-EPS>TB-EPS。其中，S-EPS 增长幅度最大，在投加量单位 15%（w/w）时，S-EPS 含量达到 6 669.00 mg·L^{-1}。这是由于 TB-EPS 是胞外聚合物的最内层[28]，经酶解处理的底泥释放的溶解性有机质由 TB-EPS 逐步转移到 LB-EPS，最后到 S-EPS 中，因而使得 S-EPS 中多糖及蛋白质的增量较为明显。

不同复配酶投加量下 EPS 总含量变化情况如图 7(b) 所示。原泥的 EPS 为 453.92 mg·L^{-1}，随着复配酶投加量的增加，EPS 总量逐步增加，且各层 EPS 均有明显增多。在投加量为 15%（w/w）时，S-EPS、LB-



(a) EPS中多糖、蛋白质浓度变化 (b) EPS随投加量变化情况

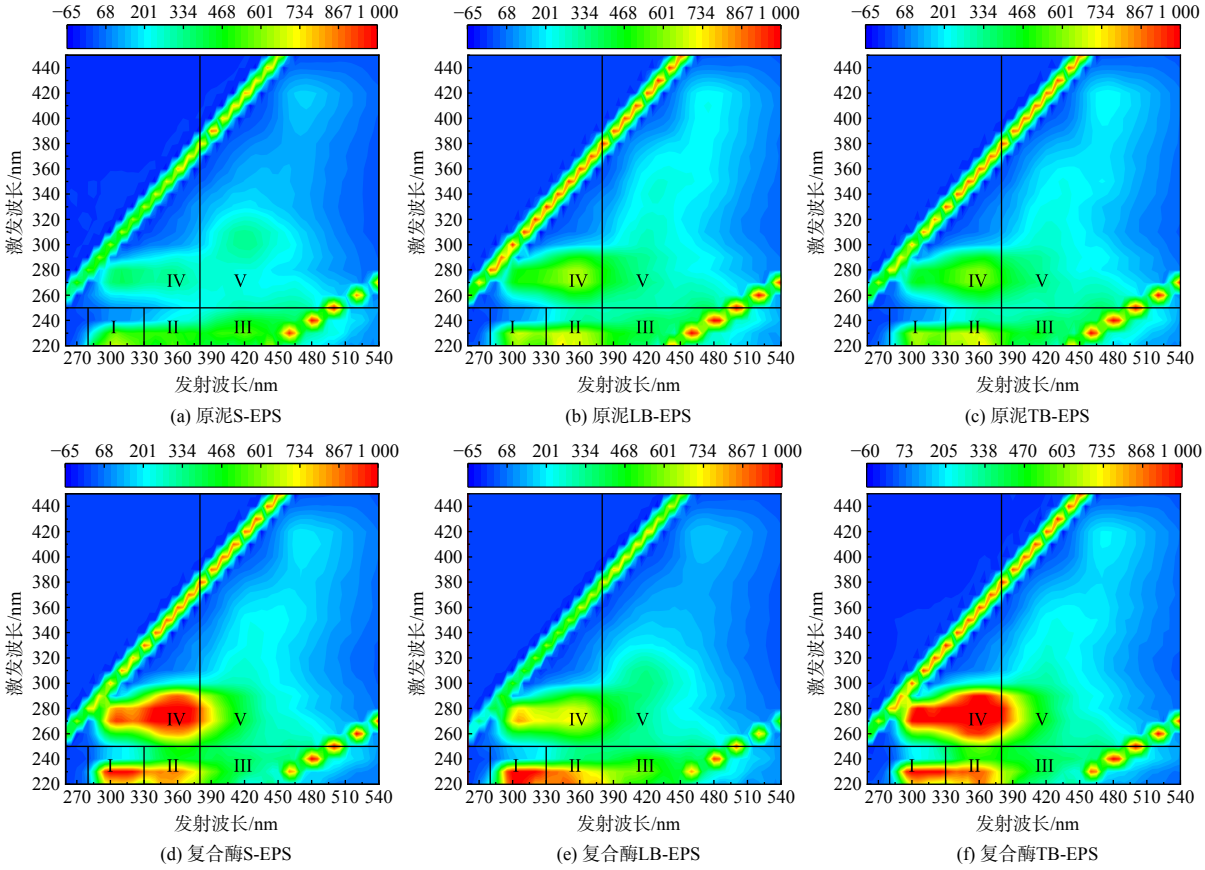
图 7 复配酶对底泥 EPS 的影响（S、L、T 分别表示 S-EPS、LB-EPS、TB-EPS）

Fig. 7 Effect of compound enzyme on EPS of sediment（S、L、T represented S-EPS、LB-EPS、TB-EPS respectively）

EPS、TB-EPS 分别由原始的 149.34、83.44、221.15 mg·L^{-1} 增加到 6 669.00、1 593.48 和 988.15 mg·L^{-1}。图 7 结果显示，在复配酶作用下，化粪池底泥中有机物以及微生物 EPS 的水解效果较为明显，生物酶处理后更多物质释放到液相中，导致各层 EPS 均随着投加量增加而增多。

3.3 三维荧光光谱分析

荧光物质是污水中溶解性有机物（DOM）的重要组成部分之一，可采用 3D-EEM 进行 DOM 中所含荧光物质的组成、浓度以及分布情况分析[29]，结果如图 8 所示。相比于原泥，经复配酶水解后化粪池底泥上清



(a) 原泥S-EPS (b) 原泥LB-EPS (c) 原泥TB-EPS

(d) 复合酶S-EPS (e) 复合酶LB-EPS (f) 复合酶TB-EPS

图 8 原泥及复配酶处理后底泥 EPS 荧光光谱变化

Fig. 8 Changes in EPS fluorescence spectra of raw sediment and sediment treated by compound enzymes

液的 EPS 中，I（Ex/Em 为 220~250 nm/280~330 nm）、II（Ex/Em 为 220~250 nm/330~380 nm）、IV（Ex/Em 为 250~380 nm/280~380 nm）区域内荧光强度较原底泥均有较为明显的增强。说明复配酶处理后底泥有机物及微生物 EPS 被破坏，导致大量络氨酸（I 区）、色氨酸类（II 区）蛋白以及微生物副产物（IV 区）溶出[30]。此外，经处理后 I、II、IV 这 3 个区域内的荧光强度（即荧光物质含量）大致为：TB-EPS≈S-EPS>LB-EPS，这可能是由于 TB-EPS 层的结构较为紧密，会拦截一定的有机物留于其中，而 LB-EPS 层的结构较为疏松[31]，溶解性的有机物能较容易的转移到 S-EPS 之中。而对于 V 区（Ex/Em 为 250~450/380~540 nm）的腐殖酸类物质的含量，经复配酶处理后均略高于原底泥。这主要是由于化粪池底泥中的膳食纤维在长时间厌氧过程中可能会发生一系列的反应（微生物代谢、氧化还原、化学聚合等）转化为腐殖酸[32]，而腐殖酸属于难降解物质[33]，微生物自身对其利用率较低，经酶解处理后，原来包裹在底泥中的腐殖酸类物质从固相进入到了液相，使得液相中的腐殖酸类物质含量稍有增加。

3.4　颗粒粒径变化分析

经复配酶处理前后化粪池底泥的颗粒粒径分布情况如图 9 所示。图 9 结果显示，处理前后污泥的颗粒粒径分布范围相近，均在 0.5~1 000 μm 范围内，且均有 2 个峰。处理前，化粪池底泥的 2 个峰分别位于 80 μm 和 450 μm 附近，且位于 450 μm 处的峰值较高，表明此时底泥中存在的颗粒物质以大颗粒有机质为主。经复配酶处理后，位于 450 μm 处的峰值明显降低，而位于 80 μm 处的峰值逐渐升高，表明大颗粒逐渐向小颗粒转化。表 2 结果显示，D10、D50、D90 经酶解处理后均呈降低趋势，其中 D90 降低显著。综上可以看出，化粪池底泥经复配酶水解后，底泥絮体的结构遭到破坏，使底泥中的大颗粒有机质逐渐被水解为小粒径颗粒，从而有利于进入上清液中，并输送到污水厂增加水厂碳源。

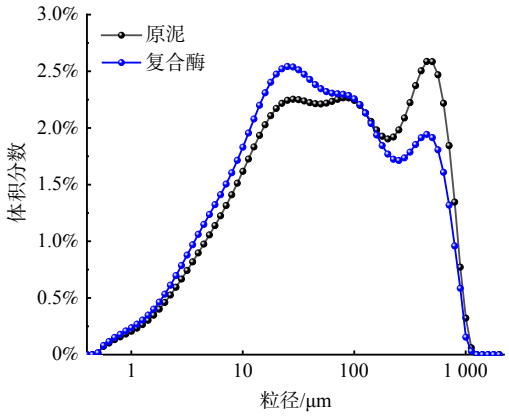


图 9　原泥及复合酶处理后底泥颗粒粒径分布

Fig. 9　Particle size distribution of raw sediment and sediment treated by compound enzyme

表 2　颗粒粒径分布情况

Table 2　Particle size distribution of sediments

样品	D10/μm	D50/μm	D90/μm
原泥	5.48	58.62	481.01
复合酶	4.71	42.84	406.77

4　结论

1）采用中性蛋白酶、α-淀粉酶及脂肪酶复配水解化粪池底泥，在中性蛋白酶:α-淀粉酶:脂肪酶配比 4:1:1、投加量 8%（w/w）、反应时间 2 h、温度 25 ℃、pH 7 的条件下，复配酶水解效果较好，底泥上清液 SCOD、多糖、氨氮和蛋白质分别由原始的 672.10、28.88、212.89 和 189.82 mg·L^{-1} 增加到 5 492.50、3 054.48、305.56 和 460.77 mg·L^{-1}，化粪池底泥大部分有机质由固相转移到了液相之中。

2）经复配酶处理后，底泥表面结构变的较为松散，溶解性有机物从内部向外溶出。EPS 含量变化为 S-EPS>LB-EPS>TB-EPS。上清液中可生物降解的络氨酸、色氨酸类蛋白及可溶性微生物副产物等物质含量升高。复配酶有效增强了化粪池底泥结构的破坏与水解程度，提高了化粪池出水的有机质含量，有利于管网及污水厂碳源的提高。

参 考 文 献

[1]　WEI Q, ZHANG J S, LUO F Z, et al. Molecular mechanisms through which different carbon sources affect denitrification by Thauera linaloolentis: Electron generation, transfer, and competition[J]. Environment International, 2022, 170: 107598.
[2]　孙世佳, 李茹莹, 孙邓威. 柠檬酸碳源强化低 C/N 校园生活污水脱氮性能[J]. 环境科学学报, 2024, 44(8): 170-180.
[3]　矫洪铭, 周盈盈, 毛佳乐, 等. 剩余污泥深度脱水及资源化利用研究进展[J/OL]. 土木与环境工程学报 (中英文), 1-12. [2025-01-23]. http://kns.cnki.net/kcms/detail/50.1218.TU.20240814.1251.002.html.
[4]　YIN Z H, WANG J H, WANG M R, et al. Application and improvement methods of sludge alkaline fermentation liquid as a carbon source for biological nutrient removal: A review[J]. Science of the Total Environment, 2023, 873: 162341.
[5]　刘国华, 王健, 齐鲁, 等. 生物酶对初沉污泥厌氧发酵产短链脂肪酸的调控研究[J]. 中国环境科学, 2022, 42(5): 2195-2203.

[6] YAN Y M, CHEN J X, CUI L H, et al. Development of oriented multi-enzyme strengthens waste activated sludge disintegration and anaerobic digestion: Performance, components transformation and microbial communities[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 365: 121614.
[7] ZOU X, HE J G, ZHANG P F, et al. Insights into carbon recovery from excess sludge through enzyme-catalyzing hydrolysis strategy: Environmental benefits and carbon-emission reduction[J]. Bioresource Technology, 2022, 351: 127006.
[8] 徐垚, 张亚雷, 周雪飞. 城市化粪池粪便污泥基本物料特性及潜在环境风险[J]. 环境卫生工程, 2024, 32(5): 17-23.
[9] 徐友, 陈思思, 董滨, 等. 酶处理强化污泥厌氧消化效能及脱水性能的研究进展[J]. 工业水处理, 2018, 38(3): 6-11.
[10] 钟为章, 丁雅婷, 秦学, 等. 城镇污水剩余污泥生物法水解研究进展[J]. 工业水处理, 2022, 42(10): 38-45.
[11] 林佳琪, 姚毅, 王龙, 等. 酶促污泥原位减量研究现状[J]. 中国给水排水, 2022, 38(22): 28-34.
[12] 刘璇. 热解技术用于人粪污泥资源化处理的研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2015.
[13] 李政伟, 付健, 高小涛, 等. 人粪便好氧堆肥技术研究进展[J]. 环境生态学, 2024, 6(5): 139-145.
[14] 解昊, 盛维杰, 廖勇, 等. 基于污泥破解的蛋白质回收工艺研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(2): 438-443.
[15] 邱文韬, 张彦平, 袁春波, 等. 中性蛋白酶水解排水管网沉积物[J]. 环境工程学报, 2023, 17(5): 1695-1704.
[16] 辛晓东. 酶溶剩余污泥发酵产酸效能与机制研究[D]. 黑龙江: 哈尔滨工业大学, 2018.
[17] PAN W, MO C R, LI X M, et al. Bio-hydrogen production from anaerobic fermentation of sludge pretreated with α-amylase[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(4): 785-790.
[18] 史贺, 华飞果, 李鸿凯, 等. 纤维素酶预处理漂白针叶木浆的工艺优化研究[J]. 中国造纸学报, 2022, 37(S1): 1-12.
[19] JIA A Y, WU C D, DUAN Y. Precursors and factors affecting formation of haloacetonitriles and chloropicrin during chlor(am) ination of nitrogenous organic compounds in drinking water[J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 308: 411-418.
[20] 方宁, 廖柏杰, 陆熙, 等. 利用剩余污泥内碳源强化反硝化脱氮的研究进展[J/OL]. 环境科学与技术, 1-13. [2025-01-23]. https://doi.org/10.19672/j.cnki.1003-6504.1699.24.338.
[21] 陈小粉. 外加酶促进剩余污泥热水解的研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2011.
[22] 白杨, 王鹤立, 李广, 等. 强化污泥厌氧消化的前处理技术研究进展[J]. 工业水处理, 2011, 31(6): 1-4.
[23] 万娟娟, 陈桂春, 李瑞鹏, 等. 污泥理化特性及不同破解技术对污泥破解效果的研究进展[J]. 安全与环境工程, 2024, 31(6): 207-216.
[24] LI S R, PENG B H, XU S Q, et al. Research progress on synergistic emission reduction of ammonia and hydrogen sulfide in composting[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2024, 41(2): 431-441.
[25] 张勇, 王慧, 黄健, 等. 冷冻时间对剩余污泥破解及有机物组分转化的影响[J]. 环境科学与技术, 2022, 45(12): 38-43.
[26] 薛飞, 陈钦, 许士洪, 等. 超声与溶菌酶协同强化印染污泥溶胞效果研究[J]. 应用化工, 2020, 49(8): 1933-1937.
[27] 刘改革. 溶菌酶与鼠李糖脂联用强化污泥破解效能及机制研究[D]. 黑龙江: 哈尔滨工业大学, 2020.
[28] 梁杉. 基于过硫酸盐调理改善剩余污泥脱水作用机制研究[D]. 重庆: 重庆交通大学, 2024.
[29] 张万里, 程方奎, 朱敬林. 污水厂臭氧处理单元中溶解性有机质的转化特性[J/OL]. 工业水处理, 1-17. [2025-01-23]. https://doi.org/10.19965/j.cnki.iwt.2024-0438.
[30] 马宇浩. 生物酶联合氧化法提高污泥脱水性能研究[D]. 黑龙江: 哈尔滨工业大学, 2021.
[31] HE J G, XIN X D, QIU W, et al. Performance of the lysozyme for promoting the waste activated sludge biodegradability[J]. Bioresource Technology, 2014, 170: 108-114.
[32] 刘成丰, 穆智贤, 唐家桓, 等. 有机固体废弃物制备腐殖酸及其应用的研究进展[J/OL]. 应用化工, 1-9. [2025-01-23]. https://doi.org/10.16581/j.cnki.issn1671-3206.20241219.001.
[33] 余舰波, 周炯, 黄洋洋, 等. 高温高氨氮餐厨垃圾发酵废水组合处理技术研究[J]. 中国给水排水, 2024, 40(19): 109-114.

（责任编辑: 陶雪）

Hydrolysis of sediment in septic tank by compound enzyme to increase carbon sources in wastewater treatment plants

TANG Wensheng[1], ZHANG Yanping[1,*], HU Xinyue[2], CUI Nuo[2], ZHANG Jing[1], WANG Qingkun[1], BAI Jun[1]

1. School of Civil and Transportation Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China; 2. North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd, Tianjin 300381, China

*Corresponding author, E-mail: zyphit@163.com

Abstract To address the issue of carbon source shortage in wastewater treatment plants, this study investigated the hydrolysis of septic tank sediment using a compound enzyme (neutral protease, α-amylase, and lipase) to release organic matter. The results indicated that the optimal hydrolysis of the sediment occurred at 8% (w/w) compound enzyme (neutral protease∶α-amylase∶lipase=4∶1∶1), at a temperature of 25 °C, a pH of 7, and a reaction time of 2 hours. Under these conditions, SCOD (soluble chemical oxygen demand), polysaccharides, ammonia nitrogen, and protein were 5 492.50, 3 054.48, 305.56 and 460.77 $mg \cdot L^{-1}$, respectively. The results from scanning electron microscopy, particle size analysis, and three-dimensional fluorescence spectroscopy indicated that both the surface structure and EPS structure of the sediment were disrupted following treatment with the compound enzyme, leading to the release of soluble organic matter from the interior to the exterior of the sediment. The concentrations of protein and soluble microbial byproducts in the supernatant increased, enhancing both the organic matter content and biodegradability of the effluent from the septic tank, which helps to augment the carbon sources available for wastewater treatment plants.

Keywords neutral protease; α-amylase; lipase; sediment in septic tank; hydrolysis; carbon sources