



# 农业资源与环境学报

CSCD 核心期刊  
中文核心期刊  
中国科技核心期刊

## JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

### 太湖沉水植物残体理化性质和资源性分析

张宁, 何晶晶, 章骅, 宗兵年, 吕凡

引用本文:

张宁,何晶晶,章骅,宗兵年,吕凡. 太湖沉水植物残体理化性质和资源性分析[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(4): 873–882.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2022.0505>

### 您可能感兴趣的其他文章

#### Articles you may be interested in

#### 不同浓度氨氮对4种沉水植物的生长影响比较研究

周金波, 金树权, 包薇红, 罗艳, 胡杨

农业资源与环境学报. 2018, 35(1): 74–81 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0206>

#### 三种纳米材料对水稻幼苗生长及根际土壤肥力的影响

尹勇, 刘灵

农业资源与环境学报. 2020, 37(5): 736–743 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0259>

#### 进料浓度对猪粪混合稻秆厌氧产甲烷特性的影响

桂伦, 陈莎莎, 黄振侠, 吁安, 姚健, 陈柳萌

农业资源与环境学报. 2021, 38(2): 305–316 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0162>

#### 3种耐盐植物对滨海盐土化学性质及微生物群落结构的影响

刘雅辉, 孙建平, 马佳, 姚玉涛, 吕晶晶, 张宏伟

农业资源与环境学报. 2021, 38(1): 28–35 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0049>

#### 29种水生植物对农村生活污水净化能力研究

张倩妮, 陈永华, 杨皓然, 陈明利, 柳俊

农业资源与环境学报. 2019, 36(3): 392–402 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0235>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

张宁, 何品晶, 章骅, 等. 太湖沉水植物残体理化性质和资源性分析[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(4): 873–882.

ZHANG N, HE P J, ZHANG H, et al. Characterization and valorization potential of submerged macrophyte residues from Taihu Lake[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40(4): 873–882.

# 太湖沉水植物残体理化性质和资源性分析

张宁<sup>1</sup>, 何品晶<sup>1</sup>, 章骅<sup>1</sup>, 宗兵年<sup>2</sup>, 吕凡<sup>1\*</sup>

(1. 同济大学固体废物处理与资源化研究所, 上海 200092; 2. 同济大学农业环境与生态研究所, 上海 200092)

**摘要:**太湖区域的沉水植物残体产生量大、二次污染严重,亟需解决其资源化利用问题。资源化利用技术的选择取决于生物废弃物的理化性质。为此,本研究分析了太湖区域5种沉水植物和1种对照浮水植物的生物化学组成、元素组成、厌氧和好氧生物稳定性以及热转化过程特征。结果表明:沉水植物的木质纤维素含量(以干质量计)为17.1%~31.7%,低于常见的挺水植物和浮水植物;蛋白质、脂肪含量(以干质量计)分别为11.3%~19.9%和1.8%~3.2%,低于大部分浮水植物;沉水植物具有木质纤维素含量低、适口性好的特点,可经过加工后用作饲料。生物化学甲烷潜力的分析结果显示,粗破碎沉水植物的累计甲烷产量(以有机质质量计)为106.2~150.2 mL·g<sup>-1</sup>,低于常规厌氧消化处理物料的产气量,不适合以单一底物方式进行厌氧消化。沉水植物的7日好氧呼吸量(O<sub>2</sub>,以干质量计)在534.5~698.8 mg·g<sup>-1</sup>范围内,一级降解速率常数为0.051~0.097 d<sup>-1</sup>,快速降解的特性显示其适合采用堆肥技术进行处理。热重分析表明沉水植物的热转化温度低,更适合生产用作吸附剂、土壤调理剂的生物炭。

**关键词:**沉水植物残体;性质;生物化学甲烷潜力;好氧呼吸量;热重分析;资源化利用

中图分类号:X524;TV882.9

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2023)04-0873-10

doi: 10.13254/j.jare.2022.0505

## Characterization and valorization potential of submerged macrophyte residues from Taihu Lake

ZHANG Ning<sup>1</sup>, HE Pinjing<sup>1</sup>, ZHANG Hua<sup>1</sup>, ZONG Bingnian<sup>2</sup>, LÜ Fan<sup>1\*</sup>

(1. Institute of Waste Treatment and Reclamation, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Institute of Agricultural Environment and Ecology, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract:** To treat a large amount of harvested submerged macrophyte residues from the Taihu Lake area and address serious secondary pollution issues, there is an urgent need to solve problem of resource utilization. To that end, the biochemical composition, elemental composition, anaerobic and aerobic biostability, and thermal conversion process characteristics of five different submerged macrophytes from Taihu Lake area were studied and compared with one floating macrophyte. The results showed that the lignocellulose content of the submerged macrophytes was 17.1%–31.7% (dry weight), which was generally lower than that of emergent and floating macrophytes. The protein and lipids contents of the submerged macrophytes were 11.3%–19.9% and 1.8%–3.2%, respectively, which were lower than those of most floating macrophytes. With low lignocellulose contents, submerged macrophytes have good palatability; thus, they can to be further processed as feed. The results of the biochemical methane potential analysis showed that the cumulated methane production of roughly broken submerged macrophytes was 106.2–150.2 mL·g<sup>-1</sup>, which was lower than the methane production of conventional feedstocks of anaerobic digestion, which were not suitable as a single substrate for anaerobic digestion. The respiration activity of the submerged macrophytes for seven days ranged from 534.5–698.8 mg·g<sup>-1</sup>, and the first-order degradation rate constant was 0.051–0.097 d<sup>-1</sup>. The rapid degradation characteristics of the submerged macrophytes showed their potential for composting treatment. The thermogravimetric analysis showed that submerged macrophytes were suitable for the production of biochar, which is used as an adsorbent and soil conditioner, owing to their low thermal conversion temperatures.

**Keywords:** submerged macrophyte residues; characteristics; biochemical methane potential; aerobic respiration activity; thermogravimetric analysis; resource utilization

收稿日期: 2022-07-28 录用日期: 2022-10-14

作者简介: 张宁(1998—),女,江苏常州人,硕士研究生,研究方向为固体废物处理与资源化利用。E-mail: 2132785@tongji.edu.cn

\*通信作者: 吕凡 E-mail: lvfan.rhodea@tongji.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD1100600)

Project supported: The National Key Research & Development Program of China(2018YFD1100600)

水生植物是湖泊生态系统的重要组成部分,具有净化水质<sup>[1-2]</sup>、稳定沉积物<sup>[3]</sup>、抑制藻类<sup>[4]</sup>等作用,在水体生态修复中得到广泛应用。其中,沉水植物具有以下优点:存在多类快速生长物种;能比漂浮植物更好地从水体中吸收养分,组织中具有比挺水植物更高的养分含量;大多数物种(如金鱼藻和穗花狐尾藻等)具有很强的抗逆性,生长受到人工收割的影响较小<sup>[5]</sup>。因此,沉水植物被认为是改善富营养化浅水湖泊水质的主要生态措施。

但是,水生植物的生长具有一定周期性,若其枯萎残体未得到及时收割,腐烂后不仅会使吸收的N、P和有机物等重新释放,造成二次污染,而且微生物分解过程还会大量消耗水体中的溶解氧造成水质恶化<sup>[6]</sup>。同时,大量水生植物残体在湖底积累会造成淤积<sup>[7]</sup>。因此,收割水生植物组织被认为是缓解富营养化、解决二次污染问题直接且有效的方法<sup>[8]</sup>。对过度生长的水生植物进行收割,也可以显著减少其对土地灌溉、排涝、湖泊水质、航运、渔业和视觉景观的影响<sup>[9]</sup>。

近年来,随着太湖治理工作的推进,在改善水质的同时,通过水位调控、精准收割等措施有效地促进了水生植物群落结构的恢复。根据水利部太湖流域管理局发布的《太湖健康状况报告(2018)》<sup>[10]</sup>,2016年以来,太湖沉水植物逐渐恢复,分布面积呈稳定上升趋势。沉水植物分布密集的水域面积由2016年的26 km<sup>2</sup>上升至2018年的105 km<sup>2</sup>。2019年春夏期间,太湖沉水植物分布面积超过155 km<sup>2</sup>,其中苏州市吴中区沉水植物面积达到了122.4 km<sup>2</sup>;仅优势种狐尾藻一种,2019年7月的频度和分布范围就较2016年同期提升了233.8%和49.1%;2019年,苏州市吴中区全区共收割太湖水草和水体漂浮物约2.4万 t<sup>[11]</sup>。

因此,如何对每年大量收割的沉水植物进行科学的处理处置、实现资源化利用是需要解决的现实问题。有学者综述了大型水生植物的综合利用途径<sup>[12]</sup>,但是不同水生植物的性质差异较大,适合的资源化利用方式不同。已有研究报道了不同沉水植物的生物化学组成,以评价其作为饲料源<sup>[13-14]</sup>或者进行厌氧发酵<sup>[15-16]</sup>的潜力;或是分析沉水植物的营养成分,以评估其进行堆肥的可行性<sup>[17]</sup>;也有关于沉水植物热化学分析<sup>[18]</sup>的报道。但这些研究仅针对单一的利用方式进行性质表征,评价指标相对有限,未能全面反映沉水植物的性质,进而作出不同利用方式之间的对比分析。简而言之,目前针对沉水植物的研究仍然不足,其作为生物质资源的潜力尚缺乏系统的科学论证。

鉴于此,本研究针对太湖典型沉水植物残体进行了全面的理化性质分析,以及厌氧、好氧、热化学转化潜力测试,据此判断其可行的资源化利用途径,以期为我国沉水植物残体的综合利用、实现减污降碳提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

根据《太湖健康状况报告(2018)》<sup>[10]</sup>中水生植物多样性的调查结果,本研究在9种常见沉水植物中选取了5种(苦草、金鱼藻、伊乐藻、轮叶黑藻、穗花狐尾藻)作为研究对象,同时,在3种优势浮水植物中选取1种(菱角)作为对照。所有样品于2021年9月采自太湖区域。

将新鲜样品剪碎至粒径约2 cm,部分用于含水率测试,部分保存于-20 ℃,用于后续厌氧和好氧资源化潜力分析。剩余样品在105 ℃烘箱中杀青30 min,降温至65 ℃烘干至恒质量后,破碎至粒径<2 mm,以进行后续的化学组成和热重分析。

### 1.2 分析方法

理化性质测试指标包括:含水率、有机质、生物化学组成(蛋白质、脂肪、半纤维素、纤维素、木质素)、元素组成(C、H、N、S)。

含水率和总固体含量(TS)参考《生活垃圾采样和分析方法》(CJ/T 313—2009),在105 ℃烘箱中烘干至恒质量后测定。有机质(VS)参考《固体废物 有机质测定 灼烧减量法》(HJ 761—2015),在600 ℃马弗炉中灼烧至恒质量后测定。

蛋白质测定参考《饲料中粗蛋白的测定 凯氏定氮法》(GB/T 6432—2018),消解后采用凯氏定氮仪(Kjeltec™ 8400型,丹麦福斯公司)测定凯氏氮(TKN),而氨氮(TAN)不经消解直接测定,蛋白质含量=(TKN-TAN)×6.25;脂肪参考《食品安全国家标准 食品中脂肪的测定》(GB 5009.6—2016),采用乙醚-石油醚提取后测定质量分析;木质纤维素参考《饲料中中性洗涤纤维(NDF)的测定》(GB/T 20806—2006)、《饲料中酸性洗涤纤维的测定》(NY/T 1459—2007),采用杯式纤维测定仪(FiberCap™ 2023型,丹麦福斯公司)分析。

C、H、N、S元素采用元素分析仪(Vario ELⅢ型,德国元素分析系统公司)分析,O元素通过差量计算。

### 1.3 生物化学甲烷潜力试验

生物化学甲烷潜力(Biochemical Methane Potential,



BMP)试验用于评估水生植物的厌氧消化产甲烷资源化潜力。采用厌氧颗粒污泥作为接种物,在每个500 L血清瓶中加入1 g VS底物和3 g VS接种物,添加营养介质至总体积为300 mL。营养介质的配制参照Angelidaki等<sup>[19]</sup>提出的方法。向瓶中通入99.9%的N<sub>2</sub>充气10 min,以获得厌氧环境。反应器置于35.0℃恒温室中15 d,采用自动搅拌器以130 r·min<sup>-1</sup>搅拌。反应器产生的气体经过7 mol·L<sup>-1</sup> NaOH碱瓶以捕集CO<sub>2</sub>,CH<sub>4</sub>产量(0℃,1.013×10<sup>5</sup> Pa)采用全自动甲烷潜力测试系统(AMPTS II,瑞典碧普公司)记录。将仅添加接种物的反应器作为空白,水生植物的产甲烷量为反应器产甲烷总量减去空白后的值。每种底物测试设置2个平行。

1.4 七日好氧呼吸量试验

七日好氧呼吸量(Respiration Activity for 7 days, RA<sub>7</sub>)试验用于评估水生植物通过好氧堆肥技术资源化处理的潜力。RA<sub>7</sub>参考上海市地方标准《湿垃圾处理残余物的生物稳定性评价方法》(DB 31/T 1208—2020)测定。采用堆肥产物作为接种物,接种比(接种物与物料的干基比)为1。反应器置于20.0℃恒温箱中,累计耗氧量采用微生物呼吸仪(BSBdigi,德国塞卢泰克公司)自动记录。在迟滞期结束后的第4天,由于观察到部分水生植物样品仍然显示出较高的微生物活性,为正确评估水生植物在好氧降解过程中的氧气消耗情况,以合理确定好氧堆肥技术的通风量,将标准测试时间4 d延长为7 d。将仅添加接种物的反应器作为空白,水生植物的好氧呼吸量为反应器好氧呼吸总量减去空白后的值。每种底物测试设置2个平行。

1.5 热重分析试验

热重分析(Thermogravimetric Analysis, TGA)试验用于评估水生植物通过热解技术资源化处理的潜力。使用同步热分析仪(STA449F3,德国耐驰仪器制造有限公司)分析水生植物在加热过程中质量随温度的变化。每次TGA测试使用约10 mg样品,载气采用99.9% N<sub>2</sub>,流速为10 mL·min<sup>-1</sup>,以5℃·min<sup>-1</sup>的速度从室温加热到850℃。

2 结果与讨论

2.1 性质分析

2.1.1 生物化学组成

如表1所示,6种水生植物的含水率(以鲜质量计)范围在87.26%~92.48%之间。高含水率是沉水植物的典型特征,也是其收割和利用的主要障碍。5种

沉水植物的有机质含量(以干质量计)在55.56%~79.50%范围内,种间差异较大,但是都比菱角低。半纤维素、纤维素和木质素含量也显示出这一现象(图1)。5种沉水植物的木质纤维素含量(以干质量计)为17.1%~31.7%,而菱角为42.0%。从外观和手感判断,菱角具有更加厚实坚硬的茎和根系,而沉水植物具有更灵活和柔软的结构,以适应水流<sup>[20]</sup>,表明后者木质纤维素含量较低。沉水植物中的总酚含量低于挺水植物和浮水植物<sup>[21]</sup>,也说明了这一现象。伊乐藻的有机质和木质纤维素含量最低,这可能与其生长速度快有关。Poorter等<sup>[22]</sup>对24种单子叶植物的化学组成和相对生长速率的相关性分析结果表明,快速生长物种中的C含量、(半)纤维素和木质素较低,会积累更多无机物。其余4种沉水植物也基本体现出这一对应关系。

由图1可知,5种沉水植物的蛋白质含量(以干质量计)为11.3%~19.9%,与文献报道范围一致<sup>[13,23]</sup>,但

表1 6种水生植物的含水率和有机质含量

Table 1 Moisture and organic matter contents of 6 macrophytes

| 水生植物 Macrophyte | 含水率 Moisture/% | 有机质 Organic matter/% |
|-----------------|----------------|----------------------|
| 苦草              | 92.48±0.12     | 72.16±0.25           |
| 金鱼藻             | 91.49±0.10     | 67.87±0.75           |
| 伊乐藻             | 87.26±0.02     | 55.56±0.69           |
| 轮叶黑藻            | 90.02±0.16     | 66.98±1.59           |
| 穗花狐尾藻           | 88.72±0.16     | 79.50±0.39           |
| 菱角              | 89.81±0.08     | 81.15±1.42           |

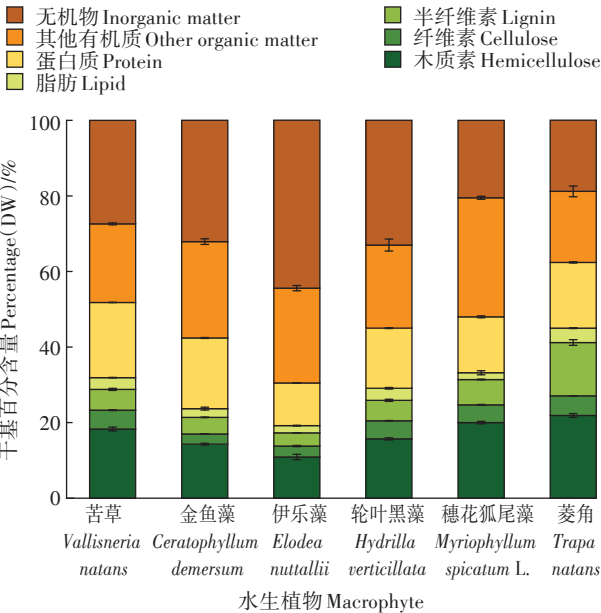


图1 6种水生植物的生物化学组成

Figure 1 Biochemical composition of 6 macrophytes

各物种之间的差异未有明确定论,可能与种内差异或所在水域的营养特征和采样季节等因素造成的营养成分变化<sup>[13]</sup>有关。5种沉水植物的脂肪含量(以干质量计)为1.8%~3.2%,都小于菱角(3.8%),这与史延平等<sup>[23]</sup>报道的结果一致。Hasan等<sup>[13]</sup>研究发现浮水植物脂肪含量在3%~7%之间,高于沉水植物的一般水平;部分典型浮水植物的蛋白质含量可以达到24%~41%,远高于5种沉水植物的蛋白质含量。从生物化学组成来看,沉水植物的蛋白质和脂肪含量不适合作为饲料中单一的营养物质来源,但是其木质纤维素含量较低,适口性较好,可以考虑作为混合饲料或配合饲料原料。

### 2.1.2 产甲烷速率和产量

图2(a)为6种水生植物的产甲烷速率曲线,在第1天和第2天分别出现第一个和第二个产甲烷速率峰,之后所有水生植物的产甲烷速率迅速下降。可能是由于不同生物质组分之间的厌氧降解速率常数不同,易降解物质(如糖类、蛋白质、氨基酸、半纤维素等)首先分解,可降解的复杂化合物(纤维素、脂肪等)之后降解。菱角在1 d内达到最高的产甲烷速率(以有机质质量计),为 $77.7 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,可能因为其易降解物质含量较高,其在4 d内最快完成产甲烷过程,显示出菱角中易降解物质和难降解物质的明显差异。6种水生植物的产甲烷过程只持续4~10 d,这种快速产气的特性与Koyama等<sup>[15]</sup>的研究一致,可能归因于细胞内可溶性有机物和细胞壁中生物可及性半纤维素和纤维素的快速生物降解。

图2(b)显示了6种水生植物的累计甲烷产量。累计甲烷产量从高到低为轮叶黑藻>苦草>金鱼藻>

伊乐藻>穗花狐尾藻>菱角,分别为 $150.2$ 、 $129.2$ 、 $114.7$ 、 $113.8$ 、 $106.2 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $90.6 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。浮水植物菱角的产气量最低,可能是由于其木质素含量高。轮叶黑藻的产甲烷量比陈晓娟<sup>[16]</sup>的试验值 $112.9 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 略高,可能是由于本试验的接种物活性较高。郑苇等<sup>[24]</sup>基于多种物料的生物化学性质和甲烷产生潜力的试验值,建立了两者的线性关系公式,由于其在预处理中将物料冷冻干燥后破碎至1 mm以下,物料物理结构很大程度上被破坏,因此将其视为理想条件下的甲烷产量;将本试验的生物化学组成数据代入上述公式,计算得到理论甲烷产量。试验值与理论计算值的对比结果如图3(a)所示。沉水植物理论甲烷产量在 $129.6$ ~ $183.9 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 范围内,可能是相对较高的蛋白质和木质素含量带来的负效应导致理论甲烷产量处于较低水平。试验值仅为理论值的61.7%~99.7%,可能是本研究中约2 cm的物料尺寸限制了纤维物质的降解。Koyama等<sup>[15]</sup>测试的5种日本琵琶湖沉水植物甲烷产率为 $161.2$ ~ $360.8 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ,高于本研究,可能有以下两方面的原因:一是植物采集地的环境特征和采样季节会带来水生植物营养素含量的差异,导致本研究与报道的伊乐藻和金鱼藻的木质纤维素值含量有差异;二是报道中试验物料的尺寸为 $0.5$ ~ $1.5 \text{ cm}$ ,小于本研究中2 cm的物料尺寸。考虑到实际工程中破碎设备可达到的水平约为2 cm,更小的物料尺寸会大幅增加破碎能耗。因此,沉水植物残体若采用厌氧消化技术处理,则破碎预处理是应重点评估的技术参数,以平衡破碎能耗和厌氧产气效率。

### 2.1.3 七日好氧呼吸量( $RA_7$ )

好氧呼吸量是评价沉水植物的氧气消耗速率、生

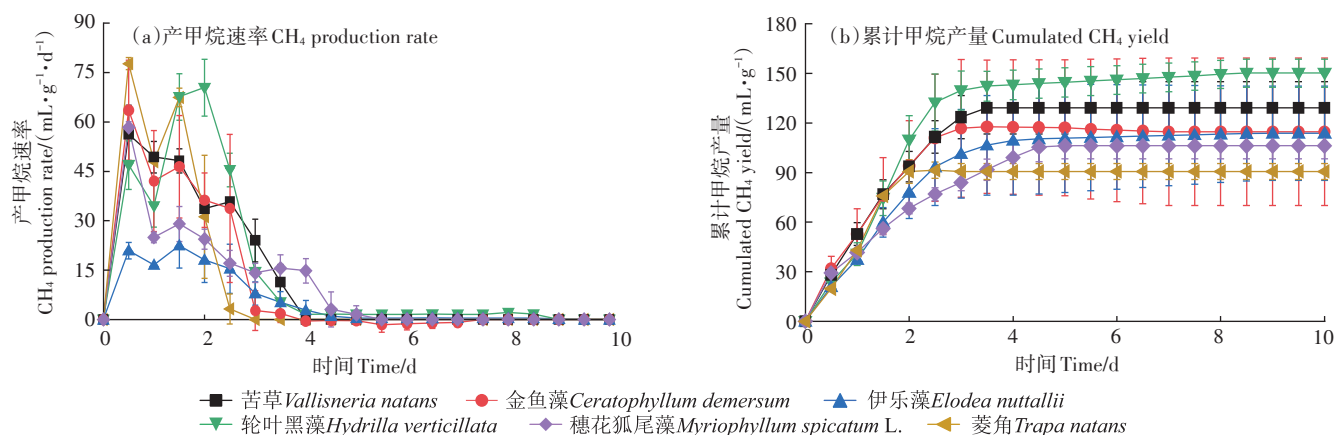


图2 6种水生植物厌氧产甲烷速率和累积甲烷产量

Figure 2 CH<sub>4</sub> production rates and cumulated CH<sub>4</sub> yields of 6 macrophytes

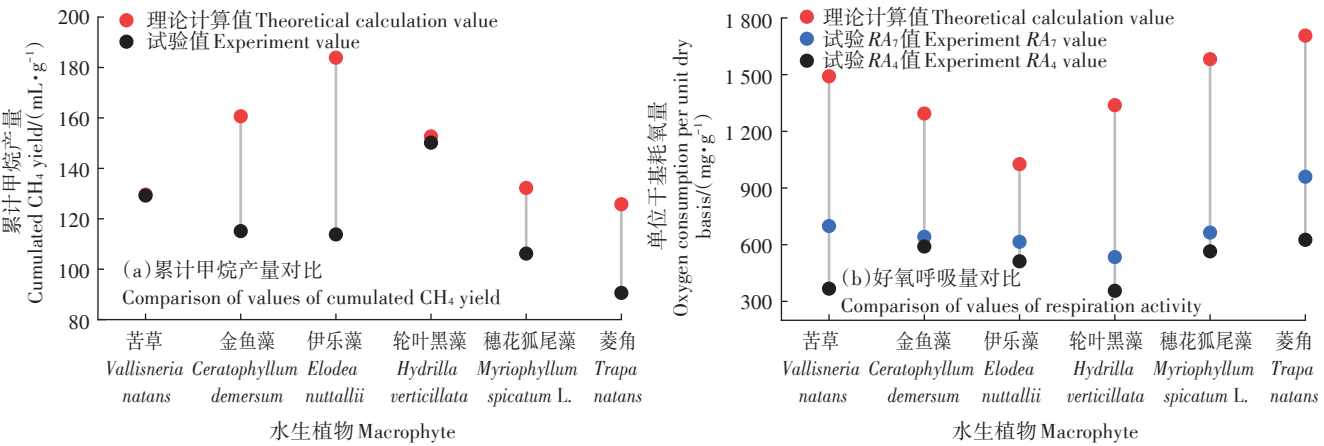


图3 生物稳定性试验值与理论值对比

Figure 3 Comparison of experimental and theoretical values of biological stability

物稳定性和土地利用潜力的重要指标。本研究基于Li等<sup>[25]</sup>提出的生物化学组成的分子式计算水生植物在好氧条件下的理论耗氧量,与本试验得到的 $RA_4$ 和 $RA_7$ 值对比,以反映有机物的降解率和物种之间的差异,结果如图3(b)所示。沉水植物间的 $RA_7$ 值差异较小,在 $534.5\sim 698.8\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}(\text{O}_2, \text{以干质量计})$ 范围内,比浮水植物菱角的 $RA_7$ 值( $959.7\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )小得多。由于部分木质素可被好氧微生物降解,所以与厌氧条件下不同的是,木质素对有机质的好氧降解影响较小。尽管木质素含量较高,总有机质含量最高的3种水生植物(菱角、苦草、穗花狐尾藻)的 $RA_7$ 值仍较大。木质素对其他有机物生物可及性的影响在伊乐藻和轮叶黑藻的降解过程中有所体现。伊乐藻的理论耗氧量较其他水生植物低得多,但是实际的 $RA_7$ 值与其他水生植物差距较小,主要因为其木质纤维素含量低,可降解物质生物可及性高。

基于氧气消耗速率,本研究计算了6种水生植物的降解率,并对其好氧降解过程进行一级动力学拟合,参数拟合结果见表2。总体来说,一级降解速率常数( $K_d$ )在 $0.051\sim 0.116\text{ d}^{-1}$ 范围内,与陈活虎等<sup>[26]</sup>对蔬菜废物好氧降解速率常数范围具有可比性。陈活虎等<sup>[27]</sup>对蔬菜废物中不同生物质组分进行的一级动力学拟合结果显示,易降解组分的 $K_d$ 为 $0.090\sim 0.147\text{ d}^{-1}$ ,难降解组分为 $0.025\sim 0.035\text{ d}^{-1}$ 。苦草、金鱼藻、轮叶黑藻、穗花狐尾藻的 $K_d$ 分别为 $0.061$ 、 $0.051$ 、 $0.055\text{ d}^{-1}$ 和 $0.055\text{ d}^{-1}$ ,介于易降解组分和难降解组分降解速率常数之间,显示出总有机物的降解特性。伊乐藻的 $K_d$ 较高( $0.097\text{ d}^{-1}$ ),与其易降解有机组分含量高、难降解组分含量低有关,也因此具有最高的降解率( $56.75\%$ )。菱角的 $K_d$ 最高( $0.116\text{ d}^{-1}$ ),其易降解有机

组分的含量也最高,而木质素、纤维素含量与沉水植物的差异并不显著;同时,本研究的好氧呼吸量试验在 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温下进行,适合放线菌增殖,有利于纤维素的降解。伊乐藻和穗花狐尾藻的拟合优度( $R^2$ )较低,可能是由于其易降解和难降解组分的降解速率差异明显,形成了明显的两个降解阶段。

6种水生植物的 $RA_4$ 均远高于 $60\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,根据《湿垃圾处理残余物的生物稳定性评价方法》(DB 31/T 1208—2020),6种水生植物是极易腐烂的生物不稳定物质。6种水生植物好氧呼吸测试的迟滞期很短,快速进入生物反应阶段,说明其中有机物极易被好氧微生物利用。

2.1.4 元素分析

图4显示了6种水生植物的元素组成。6种水生植物的C含量与其有机质含量正相关。伊乐藻的C含量(以干质量计)最低( $28.89\%$ ),与其生长快速的特性有关<sup>[22]</sup>,而浮水植物菱角的C含量最高( $38.89\%$ )。较高的C含量有利于在燃烧时提供高热值,且高有机

表2 6种水生植物好氧降解率及一级动力学拟合结果  
Table 2 The aerobic degradation rate and the first order kinetic fitting results of 6 macrophytes

| 水生植物<br>Macrophyte | 降解率<br>Degradation rate/% | 一级降解速率常数( $K_d$ )<br>First order rate constant/ $\text{d}^{-1}$ | $R^2$ |
|--------------------|---------------------------|-----------------------------------------------------------------|-------|
| 苦草                 | 39.23                     | $0.061\pm 0.020$                                                | 0.93  |
| 金鱼藻                | 36.21                     | $0.051\pm 0.002$                                                | 0.86  |
| 伊乐藻                | 56.75                     | $0.097\pm 0.005$                                                | 0.66  |
| 轮叶黑藻               | 36.13                     | $0.055\pm 0.002$                                                | 0.87  |
| 穗花狐尾藻              | 40.43                     | $0.055\pm 0.003$                                                | 0.62  |
| 菱角                 | 54.32                     | $0.116\pm 0.004$                                                | 0.84  |



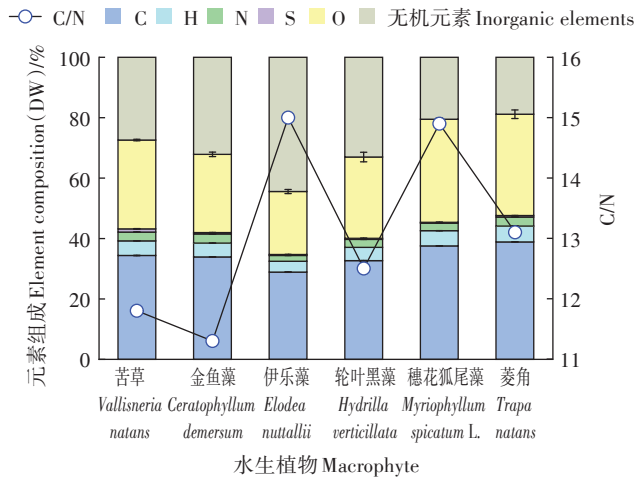


图4 6种水生植物元素组成

Figure 4 Elemental composition of 6 macrophytes

质含量物料在热解过程中生成挥发性气体逸出,有利于生物炭形成更多孔隙和更大的比表面积<sup>[28]</sup>;同时,鉴于菱角的木质素含量更高(图1),而高木质素物料有利于提高热解炭的电子交换能力<sup>[29]</sup>,因此,从C含量来说,浮水植物菱角可能较5种沉水植物更适合采用热化学工艺进一步转化。

每100 g鲜草含N 0.22~0.28 g,即每生长1 t鲜草可以吸收水中2.2~2.8 kg的N素,进而转化为饲料蛋白质,或是通过土地利用转化为植物生长的营养物质。除了伊乐藻,其他4种沉水植物的TN含量均 $\geq 2.5\%$ (以干质量计),符合《绿化用有机基质(GB/T 33891—2017)》中不同用途的总养分质量的要求。

5种沉水植物的C/N(质量比)在11.3~15.0范围内。堆肥和厌氧消化的理想C/N(质量比)范围是20~40。因此,如果采用沉水植物作为堆肥原料,需要添加木质纤维素类辅料来调整C/N。

6种水生植物的S含量(以干质量计)在0.28%~1.06%范围内。N、S在还原和氧化环境下可能分别转化为 $\text{NH}_3$ 、 $\text{H}_2\text{S}$ 和 $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_2$ ,使其在资源化利用中需要考虑有毒气体排放以及热转化过程中设备腐蚀的问题。

### 2.1.5 热重分析

热重分析(TGA)可以反映水生植物的热稳定性和热解过程中的转化行为。升温引起的质量损失曲线(TG)及其相应的导数曲线(DTG)如图5所示。热解过程可以分为3个阶段:阶段I为室温至150℃左右,DTG曲线出现一个较小失重峰,主要是6种水生植物结构中水分的蒸发。阶段II大致为150~550℃,是热解的主要反应阶段,6种水生植物挥发性组分的

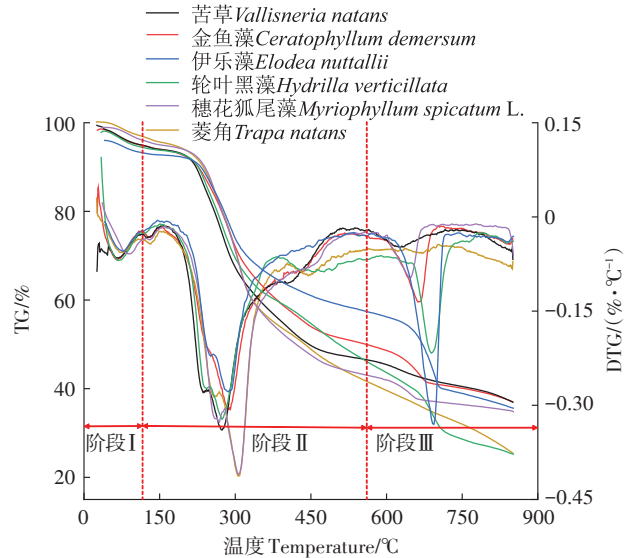


图5 6种水生植物的TG和DTG曲线

Figure 5 TG/DTG curves of 6 macrophytes

分解导致质量大幅下降,重叠的峰表明水生植物的成分复杂。第一个峰与半纤维素和可提取物(如蛋白质、淀粉、脂质和糖)的总体贡献有关,第二个峰与纤维素分解有关<sup>[30]</sup>。金鱼藻两个峰的区分不明显,可能是由于不同组分之间热稳定性的差异较小。在350~450℃出现一个微弱的峰,可能与木质素的降解有关<sup>[31]</sup>。阶段III约在高于550℃之后,这一阶段残余物分解后形成疏松多孔的固体物质。金鱼藻、伊乐藻、轮叶黑藻和穗花狐尾藻在600~720℃出现一个明显的峰,这可能是有机钙分解产生碳酸钙,随后进一步分解引起的<sup>[18,32-34]</sup>,这与Hu等<sup>[18]</sup>报道的黑藻的热解行为相似。轮叶黑藻和伊乐藻相应的峰值较高,其中伊乐藻的峰高甚至超过了挥发性物质分解的特征峰,由此可以推测二者具有较高的钙含量。

表3总结了TG/DTG曲线的温度特性,挥发性组分的反应速率峰( $T_{p2}$ )出现的温度从大到小排序为菱角>穗花狐尾藻>伊乐藻>金鱼藻>轮叶黑藻>苦草,而6种水生植物该峰出现的温度比陆生植物要低得多<sup>[35]</sup>。较高温下的质量损失被认为是较高稳定性的标志。6种水生植物中,除了轮叶黑藻,其他4种沉水植物的最终质量损失比菱角低约10个百分点,这主要归因于其挥发性物质含量的差异。而轮叶黑藻与菱角的最终质量损失相当,主要是由高含量碳酸钙的分解引起。

## 2.2 资源性分析

### 2.2.1 饲料原料

沉水植物通常性质柔软,是部分食草性鱼类的天

表3 TG/DTG 曲线的温度特性(℃)

Table 3 Temperature characteristics of the TG/DTG curves of 6 macrophytes(℃)

| 阶段<br>Stage | 温度<br>Temperature | 苦草<br><i>Vallisneria natans</i> | 金鱼藻<br><i>Ceratophyllum demersum</i> | 伊乐藻<br><i>Elodea nuttallii</i> | 轮叶黑藻<br><i>Hydrilla verticillata</i> | 穗花狐尾藻<br><i>Myriophyllum spicatum</i> L. | 菱角<br><i>Trapa natans</i> |
|-------------|-------------------|---------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------|
| 阶段 I        | $T_i$             | 25.7                            | 26.4                                 | 41.0                           | 34.0                                 | 36.3                                     | 24.9                      |
|             | $T_f$             | 159.1                           | 155.1                                | 145.8                          | 151.0                                | 158.6                                    | 149.4                     |
| 阶段 II       | $T_i$             | 159.1                           | 155.1                                | 145.8                          | 151.0                                | 158.6                                    | 149.4                     |
|             | $T_{p1}$          | 236.1                           | —                                    | 251.3                          | 243.8                                | 268.8                                    | 257.0                     |
|             | $T_{p2}$          | 273.7                           | 285.7                                | 286.3                          | 273.8                                | 306.2                                    | 308.1                     |
|             | $T_{p3}$          | 402.3                           | —                                    | —                              | —                                    | —                                        | 445.4                     |
|             | $T_f$             | 536.6                           | 516.7                                | 523.6                          | 543.5                                | 548.6                                    | 562.2                     |
| 阶段 III      | $T_i$             | 536.6                           | 516.7                                | 523.6                          | 543.5                                | 548.6                                    | 562.2                     |
|             | $T_{p4}$          | —                               | 662.2                                | 693.7                          | 688.7                                | 646.1                                    | —                         |
|             | $T_f$             | 850.5                           | 850.1                                | 851.4                          | 851.4                                | 851.4                                    | 850.5                     |
| 质量损失        |                   | 63.04%                          | 62.94%                               | 64.40%                         | 74.78%                               | 65.19%                                   | 74.55%                    |

注:  $T_i$ 为起始温度,  $T_f$ 为结束温度,  $T_{p1}$ 、 $T_{p2}$ 、 $T_{p3}$ 分别为阶段 II 的 3 个峰出现的温度,  $T_{p4}$ 为阶段 III 出现峰的温度。

Note:  $T_i$  and  $T_f$  are the initial temperatures and final temperatures of 3 stages, respectively;  $T_{p1}$ ,  $T_{p2}$  and  $T_{p3}$  are the corresponding temperature of peak 1, peak 2 and peak 3 in the stage II, respectively;  $T_{p4}$  is the corresponding temperature of the peak in the stage III.

然食物首选<sup>[13]</sup>。文献报道的沉水植物氨基酸构成比例优良、矿物质元素种类齐全,重金属含量符合渔用配合饲料行业要求<sup>[14,36]</sup>。但是,若按罗非鱼和草鱼的日粮蛋白质需求量(32%~40%)计算,沉水植物通常无法提供充足的营养物质<sup>[13]</sup>;另外,由于草鱼不消化纤维素<sup>[37]</sup>,表面的碳酸钙结壳会降低水生植物的可及性,很多仅用沉水植物喂养的草鱼生长试验显示出较差的生长反应<sup>[13]</sup>。

随着围网拆除,沉水植物就地用作渔业饲料的消纳能力下降。因此,需要进一步提高产品附加值,拓宽沉水植物利用市场。已有报道将沉水植物自然风干后以干粉添加到基础饲料中,作为中华绒螯蟹<sup>[14]</sup>等杂食性水产品或是畜禽<sup>[38]</sup>的替代饲料。伊乐藻和微齿眼子菜粉碎压滤后的固体通过发酵可生产蛋白饲料<sup>[39]</sup>。可见,沉水植物是常规饲料的有益补充,但可持续的饲料生产以及对动物生长的影响仍需要进一步研究。

2.2.2 厌氧消化

高含水率的沉水植物作为厌氧消化的底物,能够产生沼气,富含养分的消化物也可用作肥料。本研究测试得到沉水植物的累计甲烷产量为 106.2~150.2 mL·g<sup>-1</sup>,其直接进行厌氧消化的产甲烷潜力较低。尤其是在工业应用上,机械破碎的尺寸一般无法达到 2 cm 以下,较大的物料尺寸是纤维物料厌氧消化性能的限制因素<sup>[40]</sup>。同时,由于沉水植物的含水率较高,会降低单位容积的产甲烷量。因此,采用湿式还是干式厌氧消化技术还应进一步评估。

根据 ORWARE 模型<sup>[41]</sup>计算水生植物厌氧消化后消化物中的 C、有机氮( $N_{org}$ )、氨氮(TAN)(表 4),可评估消化物作为肥料的潜力。厌氧反应器配置假设采用全混合厌氧反应器,中温(35℃)、 $t_{HR}$ =25 d,未加工工艺水调节含水率。在模型中,有机氮以铵的形式释放出来,其速率与消化过程中蛋白质的净降解速率相同。消化液中氨氮浓度显著增加,有利于植物吸收;其含有的稳定有机碳有利于增加土壤中的稳定有机质含量;微生物也有可能降低植物的应激水平,促进生长,并提高土壤的弹性<sup>[42]</sup>。因此,沉水植物的厌氧消化物有很大的土地利用潜力,可以考虑将沉水植物作为厌氧消化的补充材料或部分替代材料,与其他生物物质废物进行共消化。

2.2.3 堆肥

沉水植物可以直接用作绿肥,但是因其含水率较高,生长和收割具有季节性,所以大量的沉水植物废物

表 4 ORWARE 模型计算消化液中 C、 $N_{org}$ 、TAN 浓度

Table 4 C,  $N_{org}$ , TAN concentrations of digestate calculated by ORWARE model

| 水生植物 Macrophyte | C/%   | $N_{org}$ /% | TAN/% |
|-----------------|-------|--------------|-------|
| 苦草              | 21.00 | 1.24         | 2.22  |
| 金鱼藻             | 19.45 | 1.16         | 2.07  |
| 伊乐藻             | 15.30 | 0.70         | 1.25  |
| 轮叶黑藻            | 19.55 | 0.99         | 1.74  |
| 穗花狐尾藻           | 23.70 | 0.92         | 1.68  |
| 菱角              | 24.27 | 1.08         | 2.00  |



需要经过进一步加工,以便运输、储存和施用。

高含水率(87.26%~92.48%)和低C/N(11~15)是水生植物堆肥的主要限制因素。一般需要添加木屑、庭院废物、农业废物等辅料,使总体物料的含水率降至40%~60%,同时调节C/N至20~40。木质纤维素含量较高的物种(穗花狐尾藻、苦草)有利于堆肥过程中的通风供氧,而质地相对柔软的物种(金鱼藻、伊乐藻、轮叶黑藻)更易快速降解。相较于其他水生植物,沉水植物的结构较为柔软疏松,是快速堆肥的潜在原料。从好氧呼吸测试结果来看,沉水植物和菱角均容易腐熟,其迟滞期很短,7 d内有机物降解程度较高。目前,已有研究表明伊乐藻和淤泥、稻草、秸秆等物料共同堆肥产物对作物生长有促进作用<sup>[43]</sup>。

#### 2.2.4 热解

几乎所有类型的生物质都可以作为热化学转化的原料,但是水生植物的高含水率对于燃料应用来说是一个明确的限制因素,因而水生植物热解前需要经过干燥预处理。菱角的有机质、C含量和木质素含量最高,TGA中的高质量损失反映了木质素的降解程度。而木质素被视为生产苯酚的有利原料<sup>[44]</sup>,具有生产生物油的潜力。沉水植物中,穗花狐尾藻和菱角的组成和热转化行为较为接近,可能是热解产气产油的潜在原料。

Li等<sup>[45]</sup>应用回归模型对346种生物质的预测结果表明,灰分可能增加所有类型原料的生物炭产量,4种无机物含量较高的沉水植物(苦草、金鱼藻、伊乐藻和穗花狐尾藻)在TGA中较低的质量损失可以说明这一点。同时,因为具有较差的热稳定性,若4种沉水植物采用热解处理,则可以在较低的热解温度下获得更多的生物炭产物。此外,掺杂多价金属元素(如钙、铁、镁、铝)的生物炭对P的吸附效率高<sup>[46]</sup>。根据TGA的结果推断,金鱼藻、伊乐藻、轮叶黑藻和穗花狐尾藻具有较高的钙含量;黑藻的高钙含量(6.67%)可在文献中得到印证<sup>[18]</sup>。而高钙含量也有助于在热解过程中减少NO<sub>x</sub>和SO<sub>2</sub>产生,因而沉水植物是一种生产生物炭的环境友好原料。综合来看,沉水植物更适合制备生物炭后作为吸附剂、土壤调理剂等。

### 3 结论

(1)本研究调查了5种沉水植物和1种浮水植物的生物化学组成、元素组成、厌氧和好氧生物稳定性以及热转化过程特征。5种沉水植物具有高含水率、低木质纤维素、低C、高N的性质。木质纤维素含量

较低的饲料适口性较好,但是无法为动物提供充足的日粮蛋白质。粗破碎沉水植物累计甲烷产量处于较低水平,但在好氧条件下能够快速降解;沉水植物的热转化温度较低,较高的无机物含量使其质量损失较小。

(2)作为湖泊面源污染治理的后端,实现沉水植物的资源化利用有利于闭合面源污染控制循环链。高含水率、低C/N和有限的营养物质是沉水植物利用中的主要瓶颈。从性质来看,沉水植物混合其他木质纤维素含量高的农业废物进行堆肥,制备用作吸附剂和土壤调理剂的生物炭是更为合适的利用方式。但在不同场景下,制作饲料和进行厌氧消化可能更具资源化利用前景。在实际工程中,不同的工艺形式、前处理方法和技术组合需要进一步研究,应根据处理效率、技术成本 and 环境影响进行综合评估。

#### 参考文献:

- [1] XU X G, ZHOU Y W, HAN R M, et al. Eutrophication triggers the shift of nutrient absorption pathway of submerged macrophytes: implications for the phytoremediation of eutrophic waters[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 239: 376–384.
- [2] HUA Z L, LI X Q, ZHANG J Y, et al. Removal potential of multiple perfluoroalkyl acids(PFAAs) by submerged macrophytes in aquatic environments: tolerance of *Vallisneria natans* and PFAA removal in submerged macrophyte-microbiota systems[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424: 127695.
- [3] CHEN H Z, ZHANG S H, LÜ X, et al. Interactions between suspended sediments and submerged macrophytes-epiphytic biofilms under water flow in shallow lakes[J]. *Water Research*, 2022, 222: 118911.
- [4] LI B H, YIN Y J, KANG L F, et al. A review: application of allelochemicals in water ecological restoration: algal inhibition[J]. *Chemosphere*, 2021, 267: 128869.
- [5] VERHOFSTAD M J J M, POELEN M D M, VAN KEMPEN M M L, et al. Finding the harvesting frequency to maximize nutrient removal in a constructed wetland dominated by submerged aquatic plants[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 106: 423–430.
- [6] LI C H, WANG B, YE C, et al. The release of nitrogen and phosphorus during the decomposition process of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata* Royle) with different biomass levels[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 70: 268–274.
- [7] VEREecken H, BAETENS J, VIAENE P, et al. Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams[J]. *Hydrobiologia*, 2006, 570(1): 205–210.
- [8] KUIPER J J, VERHOFSTAD M J J M, LOUWERS E L M, et al. Mowing submerged macrophytes in shallow lakes with alternative stable states: battling the good guys?[J]. *Environmental Management*, 2017, 59(4): 619–634.
- [9] BAN S, TODA T, KOYAMA M, et al. Modern lake ecosystem manage-

- ment by sustainable harvesting and effective utilization of aquatic macrophytes[J]. *Limnology*, 2019, 20(1):93-100.
- [10] 水利部太湖流域管理局. 2018年太湖健康状况报告[R]. 上海:水利部太湖流域管理局, 2018. Taihu Basin Authority of Ministry of Water Resources. 2018 The health status report of Taihu Lake[R]. Shanghai: Taihu Basin Authority of Ministry of Water Resources, 2018.
- [11] 盛峥. 吴中区破题太湖“水草之困”[N]. 新华日报, 2019-07-19(SZ03版). SHENG Z. Wuzhong District finds a way out of the dilemma of water plants[N]. Xinhua Daily, 2019-07-19(SZ03 Edition).
- [12] 杨柳燕, 张文, 陈乾坤, 等. 大型水生植物的资源化利用[J]. 水资源保护, 2016, 32(5):5-10, 28. YANG L Y, ZHANG W, CHEN Q K, et al. Resources utilization of macrophytes[J]. *Water Resources Protection*, 2016, 32(5):5-10, 28.
- [13] HASAN M R, CHAKRABARTI R. Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture: a review[C]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2009:17-78.
- [14] 孙丽萍. 东太湖常见沉水植物作为中华绒螯蟹饲料源的可行性研究[D]. 苏州:苏州大学, 2011:14-32. SUN L P. Assessment of common submerged macrophytes in east Taihu Lake as feed resources for *Erecheir sinensis*[D]. Suzhou: Suzhou University, 2011:14-32.
- [15] KOYAMA M, YAMAMOTO S, ISHIKAWA K, et al. Anaerobic digestion of submerged macrophytes: chemical composition and anaerobic digestibility[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 69:304-309.
- [16] 陈晓娟. 轮叶黑藻厌氧发酵产气性能的优化及模拟研究[D]. 武汉:华中科技大学, 2016:16-20. CHEN X J. Experiment research and simulation study on optimization of biogas production efficiency from *Hydrilla verticillata*[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2016:16-20.
- [17] MATSUOKA S, KOBAYASHI Y, HOBARA S, et al. Identifying microbial drivers promoting plant growth on soil amended with composted aquatic plant: insight into nutrient transfer from aquatic to terrestrial systems[J]. *Limnology*, 2020, 21(3):443-452.
- [18] HU Z Q, CHEN Z H, LI G B, et al. Characteristics and kinetic studies of *Hydrilla verticillata* pyrolysis via thermogravimetric analysis[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 194:364-372.
- [19] ANGELIDAKI I, ALVES M, BOLZONELLA D, et al. Defining the biomethane potential(BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays[J]. *Water Science and Technology*, 2009, 59(5):927-934.
- [20] SAND-JENSEN K. Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes[J]. *Freshwater Biology*, 2003, 48(2):271-283.
- [21] SMOLDERS A J P, VERGEER L H T, VAN DER VELDE G, et al. Phenolic contents of submerged, emergent and floating leaves of aquatic and semi-aquatic macrophyte species: why do they differ?[J]. *Oikos*, 2010, 91(2):307-310.
- [22] POORTER H, BERGKOTTE M. Chemical composition of 24 wild species differing in relative growth rate[J]. *Plant, Cell & Environment*, 1992, 15(2):221-229.
- [23] 史延平, 宋林, 罗永成. 鸭绿江下游水生植物性饲料的研究报告[J]. 辽东学院学报(自然科学版), 2009, 16(1):1-4. SHI Y P, SONG L, LUO Y C. Aquatic plant feedstuff in downstream Yalu River [J]. *Journal of Eastern Liaoning University(Natural Science)*, 2009, 16(1):1-4.
- [24] 郑苇, PHOUNGTHONG K, 吕凡, 等. 基于生物化学性质的固体废物厌氧降解特征参数[J]. 中国环境科学, 2014, 34(4):983-988. ZHENG W, PHOUNGTHONG K, LÜ F, et al. Biochemical characterization of solid wastes for the anaerobic degradation parameters[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(4):983-988.
- [25] LI Y Q, ZHANG R H, LIU G Q, et al. Comparison of methane production potential, biodegradability, and kinetics of different organic substrates[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 149:565-569.
- [26] 陈活虎, 何晶晶, 邵立明, 等. 农村蔬菜废物高温好氧降解协同性及动力学[J]. 应用与环境生物学报, 2006, 12(6):833-837. CHEN H H, HE P J, SHAO L M, et al. None-collaboration and kinetics of aerobic thermophilic composting for vegetable waste[J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2006, 12(6):833-837.
- [27] 陈活虎, 何晶晶, 邵立明, 等. 生物质分类表征蔬菜废物高温好氧降解特征及其动力学描述[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(3):802-806. CHEN H H, HE P J, SHAO L M, et al. Characteristics and kinetics of aerobic thermophilic decomposing for various biomass compositions of vegetable waste[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(3):802-806.
- [28] HU Q, CHENG W, MAO Q T, et al. Study on the physicochemical structure and gasification reactivity of chars from pyrolysis of biomass pellets under different heating rates[J]. *Fuel*, 2022, 314:122789.
- [29] LI S S, SHAO L M, ZHANG H, et al. Quantifying the contributions of surface area and redox-active moieties to electron exchange capacities of biochar[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 394:122541.
- [30] YUAN X S, HE T, CAO H L, et al. Cattle manure pyrolysis process: kinetic and thermodynamic analysis with isoconversional methods[J]. *Renewable Energy*, 2017, 107:489-496.
- [31] GOMEZ X, CUETOS M J, GARCIA A I, et al. An evaluation of stability by thermogravimetric analysis of digestate obtained from different biowastes[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 149(1):97-105.
- [32] LIODAKIS S, KATSIGIANNIS G, KAKALI G. Ash properties of some dominant Greek forest species[J]. *Thermochimica Acta*, 2005, 437(1):158-167.
- [33] ZHANG L H, DUAN F, HUANG Y J. Thermogravimetric investigation on characteristic of biomass combustion under the effect of organic calcium compounds[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 175:174-181.
- [34] KWON E E, LEE T, OK Y S, et al. Effects of calcium carbonate on pyrolysis of sewage sludge[J]. *Energy*, 2018, 153:726-731.
- [35] XIAO R R, YANG W, CONG X S, et al. Thermogravimetric analysis and reaction kinetics of lignocellulosic biomass pyrolysis[J]. *Energy*, 2020, 201:117537.
- [36] 王艳丽, 肖瑜, 潘慧云, 等. 沉水植物苦草的营养成分分析与综合利用[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(4):45-47, 70. WANG Y L, XIAO Y, PAN H Y, et al. Analysis of nutrient composition and comprehensive utilization of submersed aquatic macrophytes (*Vallisneria spiralis*) [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2006, 22

- (4):45-47, 70.
- [37] HLCKLING C F. On the feeding process in the white amur, *Ctenopharyngodon idella*[J]. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 1966, 148(4):408-419.
- [38] 马剑波, 金曙光. 龙须眼子菜在生长育肥猪日粮中的应用研究[J]. 内蒙古农业科技, 2008, 50(2):54-56. MA J B, JIN S G. Application of *Potamogeton Pectinatus* L. in growing and fattening pigs dietary [J]. *Inner Mongolia Agricultural Science and Technology*, 2008, 50(2):54-56.
- [39] 张奕. 高等水生植物固体发酵生产蛋白饲料及其压滤液厌氧发酵特性的研究[D]. 南京: 南京大学, 2005: 11-28. ZHANG Y. Study on solid-state fermentation of hygrophyte & anaerobic fermentation of squeezed filtrate of hygrophyte[D]. Nanjing: Nanjing University, 2005: 11-28.
- [40] KRAUSE M J, CHICKERING G W, TIMOTHY G, et al. Effects of temperature and particle size on the biochemical methane potential of municipal solid waste components[J]. *Waste Management*, 2018, 71: 25-30.
- [41] DALEMO M. The modelling of an anaerobic digestion plant and a sewage plant in the ORWARE simulation model[R]. Uppsala: Institutionen för Lantbruksteknik, 1996.
- [42] GŁOWACKA A, SZOSTAK B, KLEBANIUK R. Effect of biogas digestate and mineral fertilisation on the soil properties and yield and nutritional value of switchgrass forage[J]. *Agronomy*, 2020, 10(4): 490.
- [43] 陶玥玥, 王海候, 施林林, 等. 水生植物堆肥在太湖稻麦体系的适宜用量[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(3):712-719. TAO Y Y, WANG H H, SHI L L, et al. Appropriate quantity of aquatic plants compost for rice-wheat rotation system in Taihu Lake region[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(3):712-719.
- [44] BU Q, LEI H W, WANG L, et al. Bio-based phenols and fuel production from catalytic microwave pyrolysis of lignin by activated carbons [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 162:142-147.
- [45] LI W Q, DANG Q, BROWN R C, et al. The impacts of biomass properties on pyrolysis yields, economic and environmental performance of the pyrolysis-bioenergy-biochar platform to carbon negative energy [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 241:959-968.
- [46] DAI L C, TAN F R, LI H, et al. Calcium-rich biochar from the pyrolysis of crab shell for phosphorus removal[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 198:70-74.

