乙醇废水培养浮萍及其沼气发酵利用

姜 楠[1,2]， 任洪艳[*1,2]， 阮文权[1,2]， 廖家林[1,2]

（1. 江南大学 环境与土木工程学院，江苏 无锡 214122；2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室，江苏 无锡 214122）

摘要：利用乙醇废水氧化塘出水培养校内湖泊淡水浮萍（青萍），确定了最适稀释倍数为 10 倍。149 g/m^2（湿重）初始接种密度下获得了浮萍最大相对生长率（RGR）9.11%，以干重计的蛋白质质量分数为 28.50%；不同接种密度浮萍对培养废水中总氮（TN）、总磷（TP）、氨氮（NH_4^+-N）和化学需氧量（COD）的去除效果相差不大，去除率分别为 46%~49%、70%~79%、78%~82%和 35%~38%。浮萍厌氧消化结果表明：其具有单独生产沼气的能力；将其与剩余污泥混合厌氧消化，通过底物互补的优势，缩短了产甲烷酸化期，提高了厌氧消化产气能力，其累积产气量实际值为 2 963 mL，比计算值 2 669 mL 提高了 11%；且混合厌氧消化提高了产生气体的甲烷纯度，由浮萍组的 50.29%提高到混合组的 56.93%.

关键词：浮萍；乙醇废水；生物量积累；污染物去除；厌氧消化

中图分类号：TB 47　**文章编号**：1673-1689(2019)07-0122-06　**DOI**：10.3969/j.issn. 1673-1689.2019.07.017

Research on the Duckweed Cultivation in Alcohol Wastewater and Energy Utilization

JIANG Nan[1,2]， *REN Hongyan*[*1,2]， *RUAN Wenquan*[1,2]， *LIAO Jialin*[1,2]

（1. School of Environment and Civil Engineering，Jiangnan University，Wuxi 214122，China；2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology，Jiangnan University，Wuxi 214122，China）

Abstract：The freshwater duckweed（Lemna minor）from the campus lake is cultured in the alcohol waste water（oxidation pond effluent）. The optimum dilution ratio of alcohol waste water is 10 times. The maximum Relative Growth Rate（RGR）and protein content are 9.11% and 28.50%，respectively when the initial seeding density is 149 g/m^2 （wet weight）；The removal efficiencies of TN，TP，NH_4^+-N and COD of alcohol wastewater are similar under different seeding density. They are 46%~49%，70%~79%，78%~82% and 35%~38% respectively after culturing the duckweed for 8 days. The results show that duckweed has the ability to produce methane individually by the anaerobic digestion process；Methane-producing acidification period is shortened and the gas production capacity is improved for the advantages of complementary substrate by mixing the duckweed with excess sludge. The actual value of cumulative gas production is 2 963 mL，which is 11% higher than calculated value of 2669 mL；In addition，methane purity is improved，from 50.29%

收稿日期：2016-06-07

基金项目：国家自然科学基金项目（51678279）；中央高校基本科研业务费专项资金资助项目（JUSRP51512）。

* **通信作者**：任洪艳（1979—），女，博士，副教授，硕士研究生导师，主要从事能源微藻固碳方面的研究。E-mail：renhongyan@jiangnan.edu.cn

引用本文：姜楠，任洪艳，阮文权，等. 乙醇废水培养浮萍及其沼气发酵利用[J]. 食品与生物技术学报，2019，38(07)：122-127.

of duckweed group to 56.93% of mixed group.

Keywords: duckweed, alcohol wastewater, biomass accumulation, pollutants removal, anaerobic digestion

浮萍,一种小的水生植物,在适宜的条件下,生长速度较快。同时,较高的蛋白质和较低的纤维含量[1-2],使其具有作为新型生物能源原料的潜力。近年,基于其较强积累淀粉的能力,浮萍成为生产生物乙醇的原料之一[3];结合其可改善体系营养、酸碱平衡和碳氮比的特点,浮萍还被用于厌氧发酵过程,以提高系统的沼气产量[4]。文献[5]研究了浮萍厌氧消化特性,表明其厌氧消化的产气率为 106 mL/gVS;文献[4]在批次条件下对配比为 1:1 的浮萍与接种污泥进行了产沼气研究,底物产气率为 229 mL/gVS;文献[6]在推流式厌氧反应器中进行了浮萍与猪粪混合厌氧发酵产气性能研究,在 50 d 的中温条件下,混合物的 VS 产气率达到了 310 mL/g。此外,也有浮萍用作动物饲料和生产生物柴油方面的报道[7-8]。

与陆生植物相比,浮萍虽不与作物竞争农业用地,但培养过程需要消耗淡水资源。因此,近年许多学者致力于利用养猪场废水、UASB 处理的生活污水等废水培养浮萍的研究[9-10],以节约培养成本的同时,实现浮萍对废水中污染物质的去除。文献[11]使用 UASB+浮萍塘(3 个塘)系统处理生活污水,TKN、TP 的总去除率分别为 85% 和 78%,此时 3 个浮萍塘的生产强度分别为 138、135、126 kg/(ha·d);文献[12] 报道了利用浮萍处理生活和农业的混合废水,TN、TP 的去除率分别为 46% 和 48%,生物质产量约为 26.50 tDW/(ha·year)。

我国木薯乙醇产量较大,约占乙醇产量的 1/3。同时,每生产 1 t 木薯乙醇约产生 12~15 t 废水,该废水经过厌氧~好氧工艺处理后,有机污染物去除率较高,但其中营养类污染物(例如 N、P)去除情况较不理想[13],直接排放会造成水体污染;而浮萍对废水中的 N、P 元素具有较好的吸收和去除效果,且操作简便、运行成本低、无二次污染。虽然许多学者进行了浮萍处理废水的相关研究,但关于其处理乙醇废水的文献未见报道。

作者拟利用木薯乙醇废水培养野生湖泊浮萍,确定稀释倍数,并考察浮萍成分和其对废水中污染物质的去除情况,以及浮萍厌氧消化产沼气能力,为乙醇废水规模化培养浮萍和生物质新能源的获得提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

浮萍取自江南大学某一静水水域。乙醇废水取自广西某乙醇生产厂经过厌氧和好氧处理后的出水,TN、TP、NH_4^+-N 和 COD 的质量浓度分别为 120~140、4~6、70~85、900~1 000 mg/L。剩余污泥取自无锡市某市政污水处理厂经脱水后的污泥。接种菌群取自无锡市某污水处理厂的厌氧污泥;加入反应体系前,对接种污泥进行 5 d 的活化,以提高其中各反应菌群的活性。

1.2 实验方法

1)乙醇废水培养浮萍稀释倍数的确定:用自来水分别稀释乙醇废水 4、6、8、10、12 倍至 500 mL 后于 1 000 mL 玻璃烧杯中,对照组为 Hoagland 营养液(成分见表 1)和湖水,分别接种 0.40 g(湿重)的浮萍后,置于光照培养箱内培养,光强为 4 000 Lux,光暗比为 16 h:8 h,温度为 25 ℃,培养周期为 10 d,每两天测定一次浮萍湿重,计算相对生长率(RGR)。

表 1 Hoagland 营养液成分

Table 1 Hoagland nutrient solution composition

营养盐种类	质量浓度/(mg/L)	营养盐种类	质量浓度/(mg/L)
$MgSO_4·7H_2O$	246	KNO_3	251
KH_2PO_4	136	Na_2EDTA	30
$FeSO_4·7H_2O$	9.92	$MnCl_2·4H_2O$	0.93
H_3BO_3	1.43	$CuSO_4·5H_2O$	0.045
$Ca(NO_3)_2·4H_2O$	543	$ZnSO_4·7H_2O$	0.11
$NaMoO_4·2H_2O$	0.045	—	—

2)不同初始接种密度对浮萍生长和污水处理效果的影响:分别取 5 L 经自来水稀释适宜倍数后的乙醇废水于 35 cm×24 cm×10 cm(长×宽×高)的周转箱中,设置初始浮萍接种密度分别为 119、149、179 g/m^2,置于花房内培养 8 d,温度为21~27 ℃。每天测定培养废水的 TN、TP、NH_4^+-N 和COD,并计算去除

情况。培养 8 d 后测定浮萍生物量(湿重和干重)和浮萍成分(*C* 含量、*N* 含量、蛋白质含量),计算 RGR 和 C/N。

3)浮萍厌氧消化产沼气能力研究:厌氧消化产沼气装置见图 1。设置总 VS 为 19.00 左右的三种底物组,分别为浮萍单独厌氧消化组、剩余污泥单独厌氧消化组、浮萍与剩余污泥混合厌氧消化组,接种污泥总 VS 为 3.49 g。经稀盐酸或氢氧化钠溶液调节初始 pH 值为 7 左右。

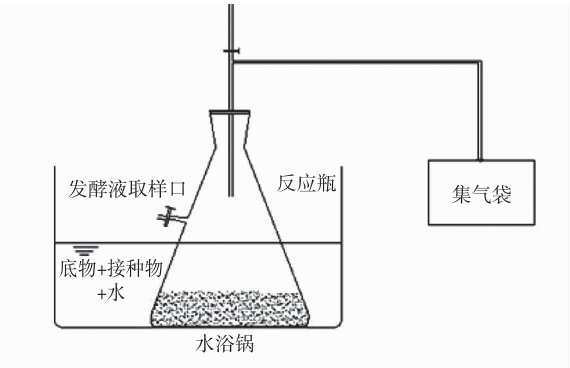


图 1 厌氧消化产沼气装置示意图

Fig. 1 Device schematic of anaerobic digestion to produce biogas

向反应瓶中通入 2 min 氮气,驱赶其上空的少量气体,以保证反应条件处于厌氧状态下;置于(37±1)℃的数显恒温水浴锅中进行厌氧消化反应,使用便携式沼气测定仪测定集气袋中的沼气成分。

1.3 指标分析与计算方法

湿重:用筛网将浮萍从水样中携起,滤去自由水 3.5 min(无水滴出现),将待测浮萍平铺放置在滤纸上,吸水 5 min 后,用精度为 0.01 g 的电子天平测定浮萍湿重:

$$RGR=(\ln N_t-\ln N_0)/t \quad (1)$$

式中:N_t 为结束时的浮萍湿重;N_0 为初始时的浮萍湿重;t 为培养时间[14]。

TN 含量:采用过硫酸钾消解—紫外分光光度法测定[15];TP 含量:采用过硫酸钾消解—钼锑抗分光光度法测定[15];NH_4^+–N 含量:采用纳氏试剂测定法测定[15];COD 含量:采用重铬酸钾法测定[15]。浮萍 N 含量:采用凯氏定氮法测定[16];浮萍蛋白质含量计算公式如下[17]:

$$P(\%)=6.25N(\%) \quad (2)$$

浮萍 C 含量:采用燃烧法测定[4]。

TS:采用(105±5)℃烘干恒重法测定[15];VS:采用马弗炉 550~600 ℃灼烧法测定[15]。

2 结果与讨论

2.1 乙醇废水培养浮萍稀释倍数的确定

不同乙醇废水稀释倍数培养浮萍的湿重变化见图 2。稀释 4 倍和 6 倍的乙醇废水中,浮萍湿重逐渐减小,观察发现浮萍叶片逐渐变黄发白,直至死亡,表明浮萍在此条件下无法正常生长。分析可能是较小稀释倍数下,废水中不利于浮萍生长的物质浓度超出其耐受范围,抑制生长[17]。其他组的浮萍湿重随着培养时间均逐渐增大。其中 Hoagland 培养液组浮萍湿重最大,结束时为 0.73 g,RGR 为 6.02%。稀释 10 倍废水组次之,结束时湿重为 0.60 g,RGR 为 4.05%,优于稀释 8 倍组、湖水组和稀释 12 倍组。分析稀释 12 倍组和湖水组生物量积累较慢的原因可能是营养元素不足导致生长缓慢[18]。考虑废水培养浮萍的经济性和对淡水资源的节约与保护,确定将乙醇废水稀释 10 倍后进行浮萍培养。

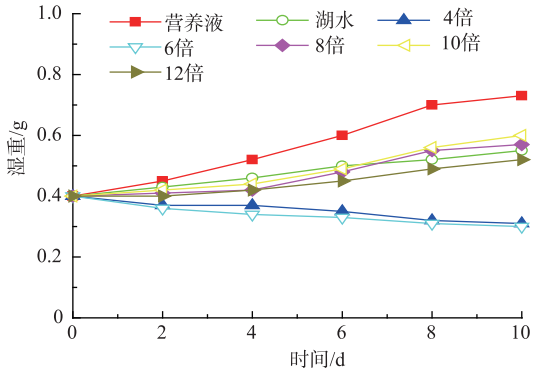


图 2 不同稀释倍数下的浮萍生物量变化曲线

Fig. 2 Duckweed biomass curves under different waste dilution

2.2 不同初始接种密度对浮萍生长和污水处理效果的影响

乙醇废水稀释 10 倍后培养浮萍,3 种初始接种密度下浮萍生长和对污水的处理情况见表 2。149 g/m² 初始接种密度下 RGR 和蛋白质质量分数(以干重计)均最大,分别为 9.11%和 28.50%;由于不同接种密度下 C 含量相差不大,所以 149 g/m² 组的 C/N 相对其他两组略低。不同初始接种密度培养浮萍,对废水中 TN、TP、NH_4^+–N 和 COD 的去除率差异不大,最大去除率分别为 49%、79%、82%和 38%,

实验结束时这 4 种物质的含量分别为 7.07、0.12、1.47、58 mg/L。综合考虑浮萍生物量积累速度和营养物质(C、N 和蛋白质)含量,确定初始接种密度为 149 g/m^2。

表 2 不同初始接种密度的分析对比

Table 2 Analysis and comparison of different initial seeding density

浮萍生长及污水处理效果	不同初始密度/(g/m^2)		
	119	149	179
相对生长率/%	8.56	9.11	9.09
蛋白质质量分数/%	21.50	28.50	26.75
C/N	12.06	9.16	9.65
TN 去除率/%	46	49	49
TP 去除率/%	70	75	79
NH_4^+-N 去除率/%	78	80	82
COD 去除率/%	35	38	37

2.3 浮萍厌氧消化产沼气能力

2.3.1 不同底物组的产气情况 浮萍与剩余污泥厌氧消化过程中产气量变化情况见图 3–4。浮萍、剩余污泥、浮萍与剩余污泥混合组均从第 1 天开始产气,在第 2 天达到第一个峰值,此时,混合组的产气量最高,为 523 mL。第 2 天之后,浮萍组和混合组产气量急剧下降,而剩余污泥组产气量降低幅度较小。分析原因认为,在厌氧消化初期,接种物提供了较多的产酸菌,而产甲烷菌正在生成或者数量较少,此时属于 VFAS 的积累阶段,导致气体产量降低[19]。混合组的日产气量从第 6 天开始上升,第 10 天出现第二个峰值,为 353 mL。原因是随着厌氧消化过程的进行,产甲烷菌不断增多,前期生成的 VFAS 被产甲烷菌消耗,pH 值上升,体系中的产酸菌群与产甲烷菌群达到动态平衡,产气量提高。而浮萍单独厌氧消化组的日产气量从第 12 天才开始上升,第 16 天达到第 2 个峰值,为 376 mL,表明浮萍组的恢复期比混合组的长,这是因为剩余污泥的加入对体系起到了较好的缓冲、平衡作用,缩短了产甲烷酸化期,导致产气量恢复较快[20]。浮萍组从第 24 天开始产气较少,可能因为底物中易生物降解的组分几乎消耗完全,仅有难生物降解的纤维素和半纤维素。在整个厌氧消化过程中,剩余污泥单独产气组在出现第一个峰值后,日产气量一直维持在一个较低的水平,分析原因是剩余污泥中有机物质含量较低,降解速度较慢。3 组的累积产气量均从 26 d 之后趋于平稳。

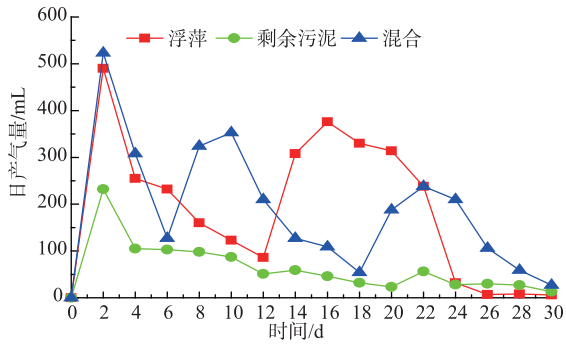


图 3 厌氧消化过程日产气量变化情况

Fig. 3 Change of daily gas produced in anaerobic digestion process

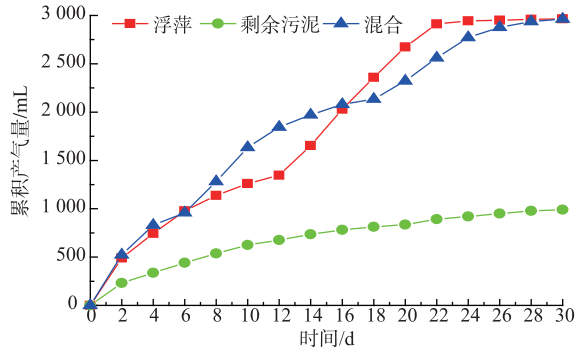


图 4 厌氧消化过程累积产气量变化情况

Fig. 4 Change of cumulative gas production in anaerobic digestion process

除了产气量,产气成分也是评价厌氧消化系统性能高低的重要指标。3 组条件下产气量及产气成分见表 3。3 组生成沼气成分略有差异,混合组 CH_4 浓度和 CO_2 浓度均最大,分别为 56.93%和 35.25%。整个厌氧消化过程,混合组的甲烷累积产量最高,为 1 687 mL。混合组的累积产气量实际值接近浮萍组,为 2 963 mL,对应的累积产气量计算值(根据底物混合比例计算得到的总气体产量[21])为 2 669 mL,实际值比计算值高 11%。结果表明,浮萍与剩余污泥混合厌氧消化不是两种底物单独厌氧消化的叠加,而是通过底物互补,使体系的营养物质更加均衡,pH 适合产甲烷菌生长的时期更长,从而促进沼气的产生,提高厌氧消化效率[22]。

浮萍、剩余污泥、混合组的底物产气量分别为 157、52、152 mL/gVS,低于文献[4,6]报道。原因一方面可能是因为本实验中底物与接种物的配比还需进一步优化;另外本实验中采用的摇瓶实验,与张东旭等人采用的推流式反应器相比,底物与接种物

的混合还需加强。

表 3　厌氧消化过程中产气量及产气成分

Table 3　Gas production and composition in anaerobic digestion process

产气量及产气成分	底物		
	浮萍	剩余污泥	混合
累积产气量实际值/mL	2 965	990	2 963
累积产气量计算值/mL	2 965	990	2 669
累积产气量提高率/%	0	0	11
底物产气量/(mL/gVS)	157	52	152
CH_4 体积分数/%	50.29	52.10	56.93
CO_2 体积分数/%	33.50	29.47	35.25
甲烷累积产气量/mL	1 491	516	1 687

2.3.2　厌氧消化过程中 VFAS 质量浓度、pH 变化情况　底物中有机质含量过高时，会造成反应体系挥发性有机酸的大量积累，pH 下降，严重抑制产甲烷活性[23]。所以 VFA 和 pH 值也是衡量生物质厌氧消化体系沼气生产性能的重要指标。VFA 可作为评价厌氧消化反应是否达到产酸和产甲烷平衡的重要依据[24]；pH 可作为体系是否出现酸抑制、氨氮抑制甚至体系是否崩溃的重要依据。

三组底物厌氧消化过程的 VFA 和 pH 变化见图 5。三组 VFA 均随时间呈现整体先上升后下降的趋势，实验后期 VFA 维持在一个较低水平。这是由于 VFA 不仅是有机质水解酸化的产物，也是产甲烷菌群分解利用的底物，在厌氧消化初期，产酸菌群的生长代谢相对于产甲烷菌群快，浮萍和剩余污泥中的易降解有机物质在产酸菌的作用下发生降解反应，导致 VFA 大量积累；而随着反应的进行，产甲烷菌生长积累较多，逐渐达到了产酸和产甲烷过程的平衡，VFA 被产甲烷菌分解利用生成气体。浮萍组的 VFA 在第 4 天升至最高，为 3 297 mg/L，此时的 pH 也处于整个过程中的最低水平，为 5.84，低于产甲烷菌生长的最适 pH；混合组在第 2 天达到 VFAS 最大值 2 652 mg/L，相应的 pH 最低为 5.86。

pH 的变化与 VFA 质量浓度的变化存在反相关性。实验前期，pH 值降低是由于体系中 VFA 的大量积累。反应后期，pH 值的升高可能是由于两方面的原因：一个是 VFA 的消耗和减少；一个是氨化作用[25]，即底物中的蛋白质组分被某些微生物菌群分解利用，产生了氨，对体系起到了缓冲作用，导致 pH 值的上升。在整个厌氧消化期间，剩余污泥组的 pH 一直稳定在 7.0~7.7 的范围内，产气率相对稳定；浮萍组的 pH 值在第 12~24 天维持在 6.5~7.5 之间，即产甲烷菌生长的最佳阶段[26]；而混合组出现两段最适宜产甲烷时间，第 8~10 天和第 18~30 天。此结果表明，混合组中剩余污泥的加入对体系起到了缓冲作用，使 pH 值相对回升较快，适宜产甲烷的时间更长。由图 3 可知，厌氧消化体系在第 2 天达到了最大产气量，随后，浮萍组和混合组的产气迅速下降，而剩余污泥组一直保持相对较低的气体产量，此时其 pH 相对于其它两组更适宜产甲烷过程，这表明系统的沼气产量不仅与 pH 有关，也与体系 VFA 的积累有关。

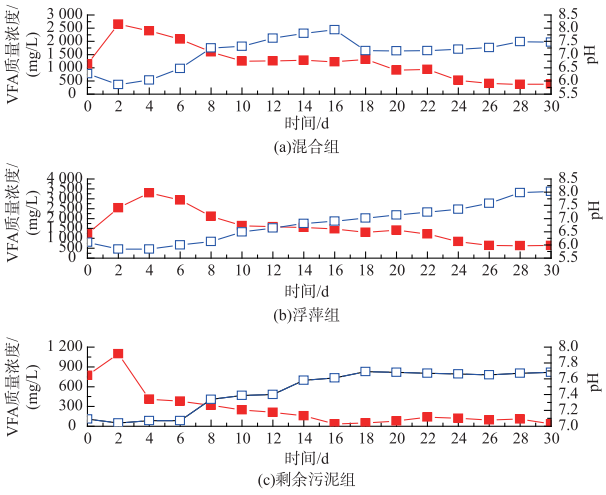


图 5　厌氧消化过程中 VFA 质量浓度与 pH 变化情况

Fig. 5　Change of VFA concentration and pH in anaerobic digestion process

3 结　语

通过对乙醇废水培养野生湖泊浮萍的研究，确定了乙醇废水培养浮萍的稀释倍数为 10 倍。确定了初始接种密度为 149 g/m^2(湿重)时，浮萍相对生长率(RGR)最大，为 9.11%，以干重计的蛋白质质量分数最高，为 28.50%；不同初始接种密度下，浮萍对培养液中 TN、TP、NH_4^+-N 和 COD 的去除能力相差不大，最大去除率分别为 49%、79%、82%和 38%。浮萍厌氧消化生产沼气能力研究结果表明，浮萍具有单独生产沼气的能力，其底物产气量为 157 mL/gVS，CH_4 浓度为 50.29%；将浮萍与剩余污泥混合厌氧消化可以提高系统的产沼气能力，其累积产气量实际

值为 2 963 mL,比计算值 2 669 mL 提高了 11%,CH_4 体积分数为 56.93%。表明利用乙醇废水培养浮萍并对其进行能源化利用,可实现环境效益和能源效益的共赢。

参考文献:

[1] LENG R,STAMBOLIE J,BELL R,et al. Duckweed-a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish[J]. **Livest Res Rural**,1995,7(36).

[2] CHEN Q,JIN Y L,ZHANG G H,et al. Improving production of bioethanol from duckweed (*Landoltia punctata*) by pectinase pretreatment[J]. **Energies**,2012,5(8):3019-3032.

[3] XU J,CUI W H,CHENG J J,et al. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol[J]. **Biosystems Engineering**,2011,110(2):67-72.

[4] 顾新娇. 浮萍净化养殖废水与沼气发酵利用实验研究[D]. 北京:中国农业科学院,2014.

[5] WOLVERTON B C,REBECCA C McDonald. Energy from vascular plant wastewater treatment systems[J]. **Economic Botany**,1981,35(2):224-232.

[6] 张东旭. 水生植物与猪粪混合厌氧消化的实验研究与工艺设计[D]. 合肥:中国科学技术大学,2014.

[7] DONALD N RIEMER. Duckweed aquaculture:a new aquatic farming system for developing countries[J]. **Soil Science**,1994,157(3):200.

[8] XIU SN,SHAHBAZI A,CROONENBERGHS J,et al. Oil production from duckweed by thermochemical liquefaction[J]. **Energy Sources. Part A**,2010,32(14):1293-1300.

[9] VAN D S P,VAN B J,ORON G,et al. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system[J]. **Water Research**,1999,33(3):615-620.

[10] MOHEDANO RA,COSTA R H,TAVARES,et al. High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds[J]. **Bioresource Technology**,2012(112):98-104.

[11] EL-SHAFAI S A,EL-GOHARY F,NASR F A,et al. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system[J]. **Bioresourse Technology**,2007,98(4):798-807.

[12] ZHAO Y G,FANG Y,JIN YL,et al. Potential of duckweed in the conversion of wastewater nutrients to valuable biomass:a pilot-scale comparison with water hyacinth[J]. **Bioresourse Technology**,2014(163):82-91.

[13] CHEN Jinrong,XIE Li,LUO Gang,et al. Twostage anaerobic treatment of cassava ethanol wastewater using thermophilic CSTR and mesophilic UASB[J]. **Industrial Water Treatment**,2011(2):33-36.(in Chinese)

[14] (英)亨特(R.Hunt)著. 植物生长分析[M]. 陈宪辉译. 北京:科学出版社,1980.

[15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社,2002:246-268.

[16] 中华人民共和国国家标准 GB/T5009.5—1985. 食品中蛋白质的测定方法凯氏定氮法[S]. 北京:中国标准出版社,2010.

[17] 李燕. 氮磷施用差异对不同浮萍生长及其粗蛋白质含量的影响[D]. 雅安:四川农业大学,2009.

[18] 程晓瑞. N,P 条件对浮萍生长和营养品质的影响[D]. 扬州:扬州大学,2014.

[19] JIANG X Y,SONG X H,CHEN Y H,et al. Research on biogas production potential of aquatic plants[J]. **Renewable Energy**,2014,69:97-102.

[20] ZHAO Yunfei,LIU Xiaoling,LI Shizhong,et al. Characteristics of high-solids anaerobic co-fermentation for converting food waste and excess sludge to biogas[J]. **Transactions of the CSAE**,2011,27(10):255-259.(in Chinese)

[21] LI Rongping,LIU Yanpin,LI Xiujin. Biogasification performance of anaerobic co-digestion of kitchen residues and cattlemanure [J]. **Renewable Energy Resources**,2008,2:64-68.(in Chinese)

[22] WANG Yonghui,ZHAO Mingxing,RUAN Wenquan. Synergistic effect of anaerobic co-digestion of food waste and excess sludge[J]. **Chinese Journal of Environmental Engineering**,2014,8(6):2536-2542.(in Chinese)

[23] XU Zhiyang,ZHOU Huimin,ZHAO Mingxing,et al. Effects of volatile fatty acids on extracellular polymeric substances(EPS) during the biogas process from food wastes[J]. **Journal of Food Science and Biotechnology**,2014,33(10):1044-1049.(in Chinese)

[24] LIU Lei,ZHANG Liguo,YIN Jun,et al. Two-phase anaerobic digestion of waste activted sludge with different organic contents [J]. **Water & Waste Water**,2011,3(27):29-32.(in Chinese)

[25] JIANG X Y,SONG X H,CHEN Y H,et al. Research on biogas production potential of aquatic plants[J]. **Renewable Energy**,2014,69:97-102.

[26] ZHANG Bo,CAI Weimin,HE Pinjing. The influence of pH adjustment methods on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two- phase anaerobic digestion[J]. **Acta Scientiae Circumstantiae**,2006,1(26):45-49.(in Chinese)