DOI:10.12441/spyswjs.20240122003 [文章编号] 1673-1689(2024)09-0133-09

菌藻结合去除淘米废水中有机物的研究

陈静芸[1,2,3] 杨 宁[1,2,3] 吴世林[1,2,3] 陈 冉[1,2,3] 李 坤[1,2,3] 刘晓军[1,2,3]
章 真[1,2,3*] 张荣庆[2,3]

(1. 上海海洋大学水产与生命学院,上海 201306; 2. 浙江清华长三角研究院微藻生物制造与生物工程中英联合实验室, 浙江 嘉兴 314006; 3. 浙江省多维组学与分子酶学重点实验室,浙江 嘉兴 314006)

摘要:利用细菌和真菌的分解作用,探究米曲霉(*Aspergillus oryzae*)、枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)、解淀粉芽孢杆菌(*Bacillus amyloliquefaciens*)和酿酒酵母(*Saccharomyces cerevisiae*)对淘米废水中固体颗粒的分解和去除效果,并评价菌株处理后的淘米废水用于微藻培养的可行性。结果显示,米曲霉表现出最好的固形物去除率,为(89.320±0.052)%;解淀粉芽孢杆菌表现出最好的固形物分解率,其中可溶性氮增长率为(327.52±0.08)%、磷的增长率为(505.42±0.42)%。使用不同菌株处理后的淘米废水培养小球藻(*Chlorella vulgaris*),当用解淀粉芽孢杆菌处理后的淘米废水培养 5 d 后,小球藻细胞浓度为 1.2×10^8 个/mL。在相似的培养条件下,该组生物量可达 BG-11 培养基的 1.4 倍。在微藻作用下,解淀粉芽孢杆菌预处理组中总氮(TN)、总磷(TP)、NH_4^+-N 以及化学需氧量(COD)去除率分别为 84.450%、95.079%、85.710%、90.413%。该研究表明,菌株处理后的淘米废水能够用于微藻培养,且通过菌藻结合实现了淘米废水的高值化利用。

关键词:淘米废水;小球藻;菌藻结合;米曲霉;解淀粉芽孢杆菌

Research on the Removal of Organic Matter from Rice Washing Wastewater by the Combination of Bacteria and Algae

CHEN Jingyun[1,2,3] *YANG Ning*[1,2,3] *WU Shilin*[1,2,3] *CHEN Ran*[1,2,3] *LI Kun*[1,2,3] *LIU Xiaojun*[1,2,3]
ZHANG Zhen[1,2,3*] *ZHANG Rongqing*[2,3]

(1. College of Aquaculture and Life Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. UK-China Joint Laboratory of Microalgal Biomanufacturing and Bioengineering, Yangtze Delta Region Institute of Tsinghua University, Jiaxing 314006, China; 3. Zhejiang Key Laboratory of Multiomics and Molecular Enzymology, Jiaxing 314006, China)

Abstract: The decomposition and removal of solid particles from rice washing wastewater by *Aspergillus oryzae*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus amyloliquefaciens* and *Saccharomyces cerevisiae* were investigated, along with evaluating the feasibility of using treated wastewater for microalgal cultivation. The data showed that *Aspergillus oryzae* exhibited the best solid removal efficiency, which was (89.320±0.052)% , and *Bacillus amyloliquefaciens* demonstrated the best solid degradation efficiency, with an increase in soluble nitrogen concentration by (327.52±0.08)% and phosphorus concentration by (505.42±0.42)%. Rice washing wastewater treated with different microbial strains was used to culture *Chlorella vulgaris*. After 5 d of culture with wastewater treated by *Bacillus amyloliquefaciens*, the cell concentration reached 1.2×10^8 cells/mL. Under similar culture conditions, the microbial

基金项目:浙江省基础公益研究计划项目(LGN22C190010)。
通信作者:章真(1986—),男,博士,副研究员,硕士研究生导师,主要从事微藻生物技术研究。E-mail: zhangzhen@tsinghua-zj.edu.cn
收稿日期:2024-01-22 **修回日期:**2024-02-24

biomass of this group reached 1.4 times that of the BG-11 culture medium. With microalgae, the *Bacillus amyloliquefaciens* group exhibited removal rates of 84.450% for TN, 95.079% for TP, 85.710% for NH_4^+-N, and 90.413% for COD in rice washing wastewater. The results showed that the treated rice washing wastewater could be used as a source of nitrogen and phosphorus for the cultivation of microalgae, enabling high-value utilization of rice washing wastewater through combined bacterial and algal treatment

Keywords: rice washing wastewater; *Chlorella vulgaris*; combination of bacteria and algae; *Aspergillus oryzae*; *Bacillus amyloliquefaciens*

淘米废水是指在煮米饭之前，用于清洗大米并去除大米表面麦麸、灰尘等物质的水，但同时也会去除大米中大量的水溶性营养物质。研究表明，洗涤米粒可以将质量分数7%~70%的水溶性营养物质浸出到淘米废水中[1]，包括淀粉、粗蛋白质、糖、粗脂肪、矿物质（Fe、Cu、Zn、Mn、Mg）和维生素（VB_2、VE）等物质[2]。这些物质大部分以固体淀粉和蛋白质（主要是谷蛋白）的形式存在，被归为类似农业副产品、森林残留物或能源作物的不可食用的生物材料[3-4]。因此，从环境保护和资源节约的角度出发，有必要高效利用淘米废水或将其资源化使用。

目前，我国家庭及食品工业的淘米废水处理设施主要是用来去除水中的高浓度有机物[5]。传统生物法虽能够直接处理淘米废水，但是需要消耗大量的能源和物料，且工艺流程长、工程造价高。要解决这一问题，需要改变将淘米废水视为废弃污染物的定性思维，将其视为一种可循环资源化的新型“液态碳源”。淘米废水中丰富的有机物及微量元素可作为微生物生长代谢所需要的氮源和磷源。研究表明，淘米废水在酸性条件下能沉淀固体颗粒和有机物，去除率可达85%[6]。前人研究了酶制剂对淘米废水中固体颗粒（主要是淀粉和麸皮）沉降能力的影响，发现酸性酶的沉淀能力最高[7]。此外，利用根霉、乳杆菌、曲霉、毛霉、淀粉菌、内孢霉、醋酸杆菌、酵母菌、异常汉逊酵母等微生物，通过发酵技术可以分解淘米废水中的固体颗粒并增加营养物含量[8]。例如，在马铃薯淀粉加工废水中添加不同的菌种，能够提高马铃薯淀粉加工废水中的蛋白质分解率，释放其中的氮、磷等营养物，并且稀释后的废水中植物生长激素增多，促进了黄瓜种子的发芽[9]。关于光合细菌与小球藻复合处理豆制品有机废水的研究表明，COD_{cr}、BOD_5的总去除率分别为96.4%和97.5%[10]。

基于此，作者提出菌藻协同处理淘米废水并回收营养物的方法。研究米曲霉、枯草芽孢杆菌、解淀粉芽孢杆菌、酿酒酵母对淘米废水中固体颗粒的分解效果，探究反应体系中固形物的去除机理，评价处理后的淘米废水培养小球藻的可行性。在处理淘米废水的同时加以资源化利用，即将其作为培养微藻的氮源、磷源，以符合可持续污水处理的理念，助力污水处理及碳中和，为实现微藻的高效、低耗培养提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料与试剂

大米：购于超市；枯草芽孢杆菌、酿酒酵母、米曲霉、解淀粉芽孢杆菌：中国工业微生物菌种保藏管理中心（CICC），菌株培养基的配方源于CICC菌种说明书；小球藻：中国科学院水生生物研究所淡水藻种库。

保种培养基为BG-11培养基，配方如下：$NaNO_3$ 150.00 g/L、K_2HPO_4 4.00 g/L、$MgSO_4·7H_2O$ 7.50 g/L、$CaCl_2·2H_2O$ 3.20 g/L、柠檬酸 0.60 g/L、柠檬酸铁铵 0.60 g/L、$EDTANa_2$ 0.10 g/L、Na_2CO_3 2.00 g/L。微量元素溶液：H_3BO_3 1.81 g/L、$MnCl_2·4H_2O$ 2.86 g/L、$ZnSO_4·7H_2O$ 0.22 g/L、$Na_2MoO_4·2H_2O$ 0.39 g/L、$CuSO_4·5H_2O$ 0.08 g/L、$Co(NO_3)_2·6H_2O$ 0.05 g/L。储备液灭菌后备用。培养基灭菌条件：121 ℃灭菌30 min。配制培养基时在1.00 L容量瓶中加入各储备液5.00 mL、微量元素溶液1.00 mL，然后使用去离子水加至1.00 L，使用 1 mol/ L的NaOH溶液或HCl溶液调整pH为7.1。所有试剂均来自国药控股化学试剂有限公司。

1.2 藻种、菌种及淘米废水的制备

在温度（25±1）°C、光照强度3 000 lx、24 h光照条件下将各菌种培养至指数生长期，备用。在

超净台按照菌种说明书活化各菌种，在相应条件下进行培养，备用。

淘米废水的制备：大米种类选择白米，水和大米按照6 L∶1 g加到烧杯中，使用磁力搅拌机以200 r/min洗涤大米，在5 min的恒定时间内制备淘米废水，最后使用纱布过滤并除去大米。淘米废水保存在4 ℃冰箱备用。淘米废水中各组分的质量浓度如下：固形物为（12.667±0.577）mg/L、COD为2 352.33 mg/L、总氮为21.34 mg/L、总磷为14.50 mg/L、NH_4^+-N为3.78 mg/L。

1.3　试验设计

试验分为两个阶段，第一阶段为菌株预处理，目的是寻找处理淘米废水的优势菌种。具体方法如下：首先，使用高压灭菌锅在121 ℃、101 kPa的条件下对淘米废水灭菌30 min；其次，在装有200 mL灭菌后淘米废水的玻璃容器（250 mL）中分别添加米曲霉、酿酒酵母、枯草芽孢杆菌和解淀粉芽孢杆菌（体积分数均为10%），并在30 ℃、160 r/min的条件下培养5 d。接种前后均测定淘米废水中固形物、氮、磷的质量浓度。

第二阶段使用各菌株处理后的淘米废水培养小球藻。本阶段分两种培养模式，即先菌后藻培养和菌藻共同培养。具体方法如下：接种前，将先菌后藻培养方式中所用淘米废水以8 000 r/min离心10 min，并进行灭菌处理，以充分去除细菌和未分解的固形物，菌藻共同培养方式下的水样不进行处理。将玻璃容器（1 000 mL）分为11组，其中1组使用BG-11培养基作对照，5组采用先菌后藻培养，剩余5组采用菌藻共同培养。每组加入对应的淘米废水700 mL，并按照体积分数10%接种指数生长期的微藻。将所有反应器置于光照培养台上，连续培养5 d。培养条件为（25±1）℃，连续光照，光照强度为3 000 lx。反应器内设有通气管，可将CO_2（体积分数1.50%）的压缩空气（0.1 MPa）以1 mL/s的流量由通气管引入反应器底部，搅动藻液并补充碳源。培养期间，每天测定藻细胞浓度、叶绿素质量浓度以及水质指标变化，具体流程见图1。

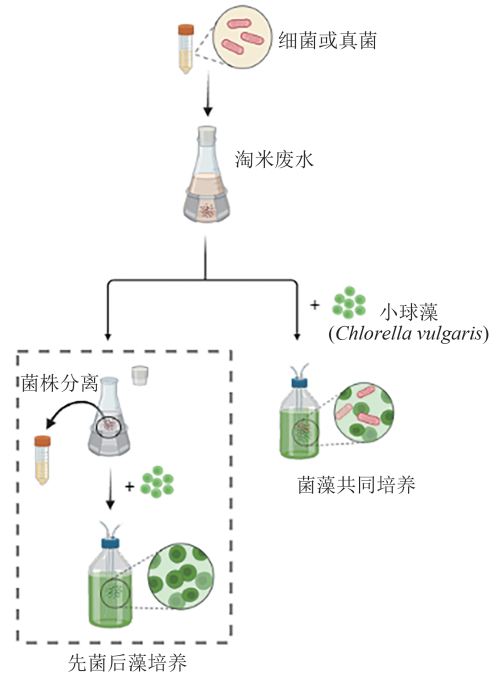


图1　培养流程

Fig. 1　Cultivation process

1.4　指标测定

1.4.1　淘米废水固形物测定

取适量混匀后的淘米废水，8 000 r/min离心10 min。将离心过滤后的固体转移至称量皿，在105 ℃烘箱中烘干至质量恒定。固形物质量浓度根据式（1）计算。

$$W=(m_2-m_1)/V \tag{1}$$

式中：

W——固形物质量浓度，mg/L；

m_1——称量皿的质量，mg；

m_2——烘干后样品及称量皿的质量，mg；

V——水样体积，L。

1.4.2　藻细胞浓度测定

采用医用血球计数板对藻细胞浓度进行准确测定，重复测定3次取平均值。

1.4.3　比生长速率计算

比生长速率r是指一定时间内微藻的生长速率，按式（2）计算[11]。

$$r=(\ln N_2-\ln N_1)/t \tag{2}$$

式中：

r——比生长速率，d^{-1}；

N_1——t_1时刻的藻细胞浓度，个/mL；

N_2——t_2时刻的藻细胞浓度，个/mL；

t——t_1到t_2的时间间隔，d。

1.4.4　水质指标测定

每24 h取样30 mL，8 000 r/min离心10 min去除沉淀，上清液用0.22 μm滤膜过滤，用紫外可见智能型多参数水质测定仪检测水质。淘米废水的

水质用COD、TN、TP、NH_4^+-N等指标表征。水中各物质的去除率计算参照式(3)。

$$P=(\rho_0-\rho_1)/\rho_0\times100\% \quad (3)$$

式中：

P——去除率，%；

ρ_0——淘米废水中各物质的质量浓度，mg/L；

ρ_1——处理后淘米废水中各物质的质量浓度，mg/L。

1.4.5 小球藻叶绿素质量浓度测定

采用乙醇法[12]对总叶绿素进行分析。取10 mL藻液，在4 ℃下以8 000 r/min离心10 min。去掉上清液，加入10 mL体积分数95%的乙醇，置于4 ℃冰箱中暗处理24 h，然后测定上清液在特定波长(652、665 nm)处的吸光度。叶绿素质量浓度按式(4)~(6)计算。

$$\rho_a = 16.72A_{665} - 9.16A_{652} \quad (4)$$

式中：

ρ_a——叶绿素a的质量浓度，mg/L；

A_{665}——上清液在波长665 nm处的吸光度；

A_{652}——上清液在波长652 nm处的吸光度。

$$\rho_b = 34.09A_{652} - 15.28A_{665} \quad (5)$$

式中：

ρ_b——叶绿素b的质量浓度，mg/L；

A_{665}——上清液在波长665 nm处的吸光度；

A_{652}——上清液在波长652 nm处的吸光度。

$$\rho = \rho_a + \rho_b \quad (6)$$

式中：

ρ——总叶绿素质量浓度，mg/L；

ρ_a——叶绿素a的质量浓度，mg/L；

ρ_b——叶绿素b的质量浓度，mg/L。

1.5 数据处理

每个样品重复测定3次，结果以平均值±标准差表示。使用Origin 2021绘图。使用SPSS 26.0进行数据分析，统计显著性水平为$P<0.05$。

2 结果与讨论

2.1 菌株对淘米废水固体颗粒的处理效果

2.1.1 淘米废水中固形物质量浓度

淘米废水中的污染物主要以固体颗粒形式存在，包括蛋白质、淀粉、粗脂肪等物质[2]，因此固体颗粒的分解和去除在淘米废水的处理中显得尤为重要。在淘米废水中接种不同菌株并培养5 d后的固形物质量浓度变化见表1。处理前淘米废水中固形物质量浓度为12.667 mg/L，处理后米曲霉组固形物质量浓度明显减少，去除率为89.320%，固形物质量浓度为1.333 mg/L，显著低于其余各组。

表1 处理后淘米废水中固形物质量浓度变化及菌株对固形物的去除率

Table 1 Changes of solid mass concentration in rice washing wastewater after bacterial pretreatment and solid removal efficiency of bacterial strains

组别	处理后固形物质量浓度/(mg/L)	固形物去除率/%
空白组	11.333±0.577^a	10.470±0.043^e
米曲霉组	1.333±0.577^d	89.320±0.052^a
酿酒酵母组	9.667±0.577^b	23.720±0.011^d
枯草芽孢杆菌组	8.667±0.577^{bc}	31.620±0.015^c
解淀粉芽孢杆菌组	7.667±0.577^c	39.530±0.018^b

注：空白组为淘米废水中不加任何菌株，其余条件与其他组相同；同一列中的不同字母表示存在显著差异($P<0.05$)。

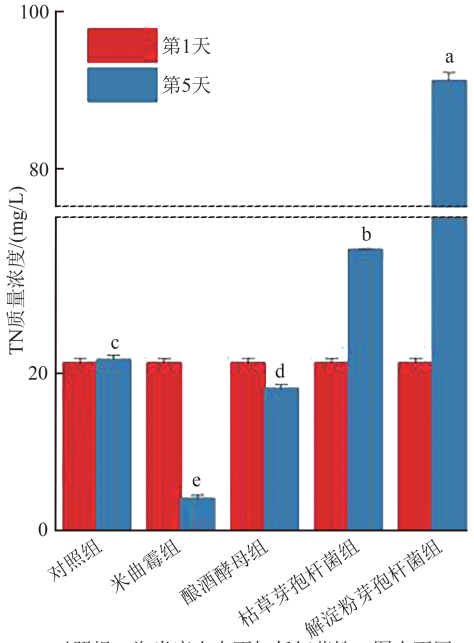
米曲霉被美国食品药品监督管理局视为一种安全的丝状真菌[13]。研究表明，丝状真菌具有很强的絮凝作用，其孢子可在一定条件下大量萌发并聚集形成具有网状结构的真菌颗粒。这种真菌颗粒表面粗糙，内部结构疏松，有利于微藻和重金属离子的附着和去除[14-17]。此外，米曲霉细胞表面的官能团(氨基、酰胺、磷酸、羧基和羟基)、分泌的大量胞外酶和代谢产物等均可能通过吸附和桥联作用诱导生物絮凝过程。因此，米曲霉被广泛应用于微藻的絮凝过程。作为生物絮凝剂，米曲霉不仅确保了絮凝的安全性，而且容易被生物降解，不会造成二次污染或健康风险[18]。因此，将米曲霉应用于淘米废水中，在理论上也起到絮凝固形物的作用。在30 ℃、160 r/min的条件下，米曲霉处理组中逐渐形成带正电荷的真菌颗粒，同时通过电中和作用来收集淘米废水中的固体颗粒[14-15]。而酿酒酵母、枯草芽孢杆菌和解淀粉芽孢杆菌只能通过菌株本身产生的水解酶来分解固体颗粒，因此固形物去除率不如米曲霉组。

2.1.2 淘米废水中营养物的质量浓度

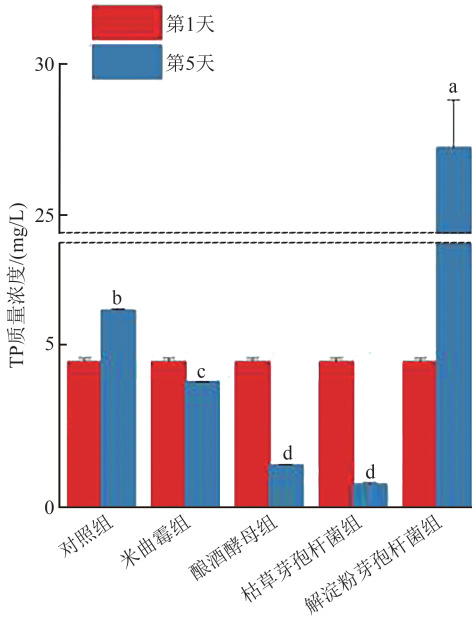
菌株接种于淘米废水中培养5 d后，TN和TP的质量浓度变化见图2。加入不同的菌株均能使淘米废水中营养物的质量浓度发生变化，但变化幅度

因菌种不同而产生差异。如图2(a)所示，解淀粉芽孢杆菌组和枯草芽孢杆菌组的TN质量浓度增加明显，增长率为327.52%和67.97%，最终分别为91.200 mg/L和35.830 mg/L。米曲霉组和酿酒酵母组则表现出相反的趋势，即TN质量浓度降低，最终分别为4.090 mg/L和18.090 mg/L。如图2(b)所示，除解淀粉芽孢杆菌组外，其余各组的TP质量浓度呈降低趋势，其中枯草芽孢杆菌组的TP质量浓度为0.690 mg/L。整体来看，解淀粉芽孢杆菌在淘米废水中表现出良好的分解性能，能够将淘米废水中的固体颗粒分解，使营养物的质量浓度增加。

美国食品药品监督管理局在1999年的报告中认为源于枯草芽孢杆菌的α-淀粉酶和蛋白酶是可直接使用且安全的食品配料[19]。解淀粉芽孢杆菌作为与枯草芽孢杆菌亲缘性很高的革兰氏阳性细菌，同样能产生抑制真菌和细菌活性的酶和代谢物[20]。在淘米废水中加入解淀粉芽孢杆菌，不仅可将其中的粗蛋白质、淀粉等固体颗粒分解，释放出氮、磷等营养物，而且能够调节淘米废水中的磷酸酶活性，增加可溶性磷质量浓度，降低氨的挥发。最终，解淀粉芽孢杆菌组的固形物分解率最高。



对照组—淘米废水中不加任何菌株；图中不同字母表示存在显著差异(P<0.05)。
(a) 第1天和第5天TN质量浓度对比



对照组—淘米废水中不加任何菌株；图中不同字母表示存在显著差异(P<0.05)。
(b) 第1天和第5天TP质量浓度对比

图2　营养物质量浓度的变化

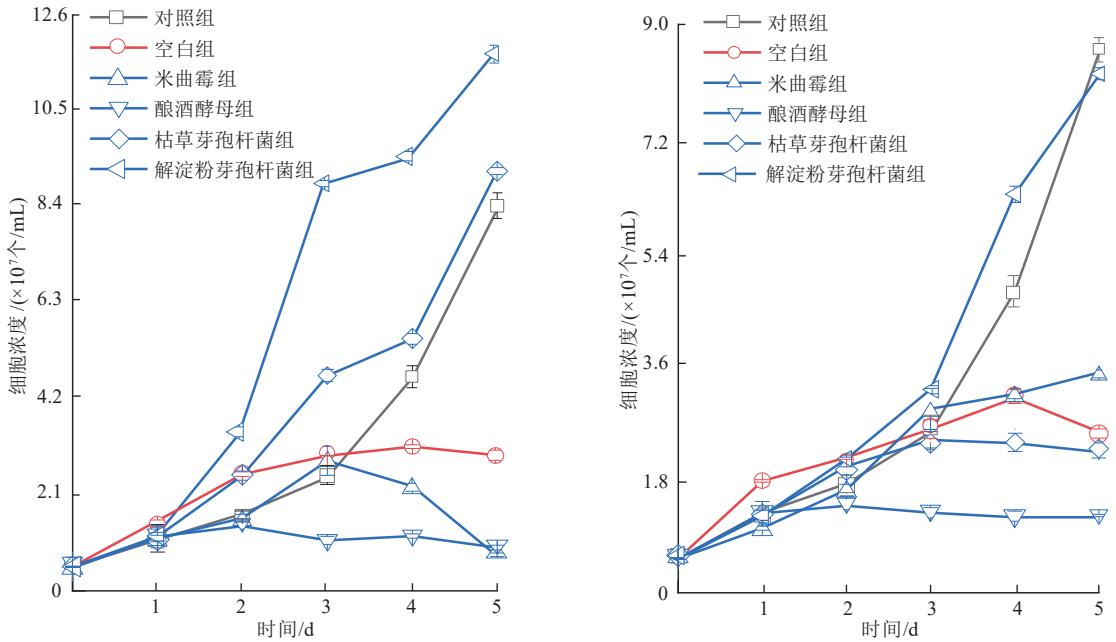
Fig. 2　Change in mass concentration of nutrients

2.2　微藻对淘米废水的处理效果

2.2.1　小球藻的生长情况

不同培养方式下小球藻的生长情况如图3所示。分析可知，当小球藻在先菌后藻方式下培养5 d后，解淀粉芽孢杆菌处理组的细胞浓度达到1.2×10^8个/mL，是空白组的4.7倍，是对照组的1.4倍。当采用菌藻共同培养时，各处理组中小球藻细胞浓度的最大值(8.2×10^7个/mL)也出现在解淀粉芽孢杆菌组中。在所有处理组中，先菌后藻培养方式下解淀粉芽孢杆菌组的小球藻比生长速率(0.620 d^{-1})最大。

叶绿素是单细胞微藻中的主要色素，其浓度与叶绿体的活性、细胞光合作用的速率和微藻的生物量有关[21-22]。因此，采用叶绿素作为系统中微藻光合生长的指示剂。各处理组中微藻叶绿素质量浓度的增减情况见图4。采用先菌后藻方式培养时，解淀粉芽孢杆菌组的叶绿素质量浓度最高，为31.489 mg/L；酿酒酵母组最低(0.214 mg/L)。当选择菌藻共同培养时，5 d后各组中叶绿素质量浓度分别为：空白组1.749 mg/L、酿酒酵母组1.104 mg/L、枯草芽孢杆菌组3.343 mg/L、解淀粉芽孢杆菌组21.070 mg/L、米曲霉组8.967 mg/L。

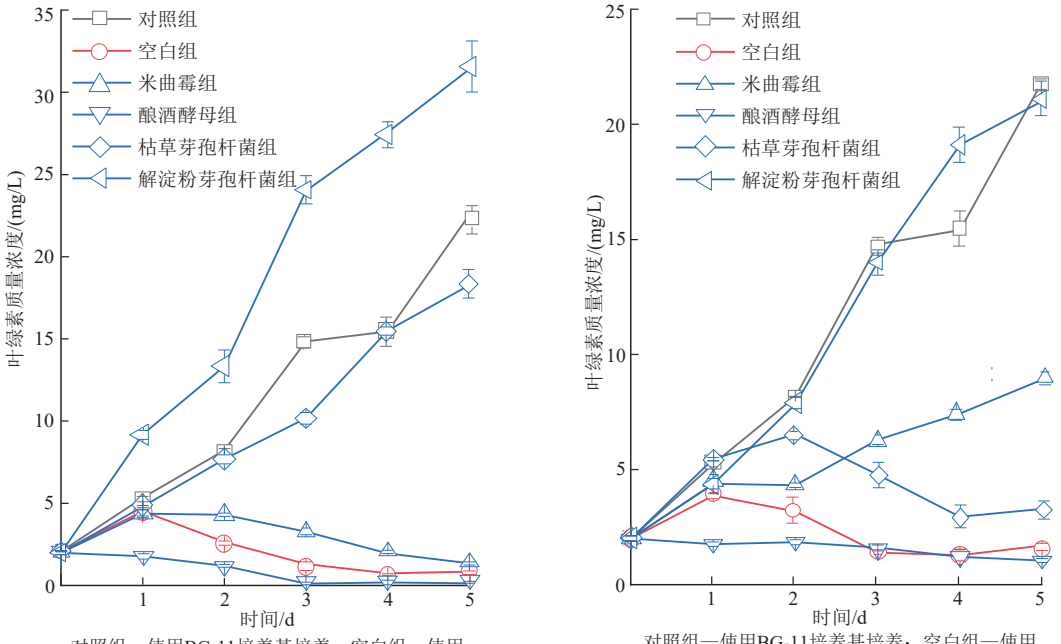


对照组—使用BG-11培养基培养；空白组—使用未经菌株处理的淘米废水培养。

(a) 先菌后藻培养　(b) 菌藻共同培养

图 3　各处理组中小球藻细胞浓度的变化

Fig. 3　Changes in *Chlorella vulgaris* cells concentration across treatment groups



对照组—使用BG-11培养基培养；空白组—使用未经菌株处理的淘米废水培养。

(a) 先菌后藻培养　(b) 菌藻共同培养

图 4　叶绿素质量浓度的变化

Fig. 4　Changes in chlorophyll mass concentration

在 2 种培养方式下，使用解淀粉芽孢杆菌预处理淘米废水均利于微藻生物量积累。主要原因是：解淀粉芽孢杆菌在第一阶段中发挥了巨大作用，能将淘米废水中的固体颗粒分解，释放出大量营养物，使该组水样中营养物质量浓度显著高于其他组；此外，解淀粉芽孢杆菌能够产生氰化氢和环脂肽等抗微生物化合物，以及用于抑制病原微生物生长的表面活性素，解淀粉芽孢杆菌在农业

生产中还可用作植物生长促进剂和生物防治剂[23]。在高质量浓度的抗微生物化合物和营养物条件下，解淀粉芽孢杆菌组的微藻生物量得以迅速增加。

2.2.2 淘米废水中营养物的去除

采用不同方式培养5 d后，淘米废水中TN、TP、NH_4^+-N和COD的去除率见表2。由于前期接种的菌株不同，营养物的去除率也存在差异。先菌后藻培养时，解淀粉芽孢杆菌组表现出最高的营养物去除率，TP去除率为95.079%，NH_4^+-N去除率为85.710%，各组营养物的去除率均高于菌藻共同培养方式下的处理组。

表2 淘米废水中营养物的去除率

Table 2 Nutrient removal rate in rice washing wastewater

组别	先菌后藻培养				菌藻共同培养			
	TN去除率/%	TP去除率/%	NH_4^+-N去除率/%	COD去除率/%	TN去除率/%	TP去除率/%	NH_4^+-N去除率/%	COD去除率/%
空白组	22.719	27.536	14.655	28.824	34.004	7.159	37.119	26.744
米曲霉组	22.851	33.990	20.734	20.118	49.903	29.950	30.758	38.038
酿酒酵母组	30.033	34.504	17.816	38.605	40.785	45.454	29.535	41.582
枯草芽孢杆菌组	63.977	54.981	58.405	67.540	62.610	47.789	59.422	70.225
解淀粉芽孢杆菌组	84.450	95.079	85.710	90.413	77.236	79.108	74.398	70.891

注：空白组为淘米废水中不加任何菌株，其余条件与其他组相同。

在微藻的单一培养系统中，TN和TP质量浓度的高低主要取决于微藻对营养物的同化能力。因此，微藻生物量的增加会伴随着大量营养物的消耗。有关营养物去除的机制包括微藻的同化作用和其介导的物理化学过程[24]：首先，微藻能够直接吸收淘米废水中的NH_4^+-N（包括NO_2^--N和NO_3^--N转化生成的NH_4^+-N）和正磷酸盐（磷在污水中的一种形式）[25]，并借助外部光照和CO_2进行光合作用，从而合成微藻自身所需的物质。同时，在光合过程中，体系的pH随之升高[26]。当pH＞9时，氨的挥发和磷酸盐的沉淀等过程会对营养物的去除产生较大影响[27-28]。

通过先菌后藻方式培养5 d后，不同体系对COD的降解性能存在差异，其中解淀粉芽孢杆菌组对COD的去除率最高。第一阶段中，不同菌株对淘米废水的分解程度不同会导致第二阶段淘米废水中的营养物质量浓度不同，而微藻的生长依赖于氮、磷等营养物，因此先菌后藻培养方式下，微藻生长速率不同，导致COD的去除率也不同。

根据上述结果分析发现，前期使用解淀粉芽孢杆菌处理淘米废水中的固体颗粒并在后期接种小球藻后，营养物的去除效率更高。光照充足、微藻生物量高是解淀粉芽孢杆菌组营养物回收效率高的主要原因。解淀粉芽孢杆菌可产生低相对分子质量的抗生素以及具有抗菌作用的蛋白质等活性物质，可抑制病原菌及线虫生长，其大多代谢产物的活性物质具有热稳定性、对紫外光照射和蛋白酶处理不敏感、耐酸碱等特性[29]，能够促进小球藻的生长。

2.3 两种培养方式的对比

将两种培养方式进行对比发现，第一阶段使用解淀粉芽孢杆菌处理淘米废水后更有利于小球藻生物量的积累，且培养方式为先菌后藻时，对营养物的去除率和微藻生物量的积累均高于菌藻共同培养方式。分析原因认为，藻类的生长代谢与光照直接相关。光照充足情况下，微藻通过光合作用产生O_2，供给细菌代谢繁殖。细菌通过呼吸释放CO_2，为微藻提供CO_2来进行光合作用[30]。因此，先菌后藻培养比菌藻共同培养对氮和磷的去除率更高。但在黑暗条件下，菌藻混合并不会出现两者互利共生的效果[31]。由于选取的废水种类为淘米废水，呈乳白色，固形物质量浓度较高，透光性较差。且随着培养时间的延长，水样变得浑浊，逐渐呈现黄褐色，在菌藻共同培养方式下，菌株浓度增加会导致水样透光性能降低，导致微藻在生长过程中无法得到充足的光照。但是在先菌后藻培养体系中，第一阶段后将菌株和未彻底分解的固体颗粒通过离心分离，增加了水样的透光性。因此，菌藻共同培养时的营养物去除率低于先菌后藻培养方式。今后在利用微藻处理淘米废水时应该将光照作为重要影响因素进行探究，以达到更好的废水处理效果。

值得注意的是，使用米曲霉处理淘米废水后，菌藻共同培养方式下的微藻生物量高于先菌后藻培养方式。这是因为作为丝状真菌的米曲霉在第一阶段形成了真菌小球，当第二阶段加入微藻后，表面粗糙、内部疏松的真菌小球和微藻桥连，形成米曲霉-小球藻共生关系[32]。气体交换机制使米曲霉呼吸产生的CO_2通过光合作用固定在细胞内，并可以提供必要的维生素B_{12}和铁载体来刺激微藻代谢。此外，米曲霉还可以分泌激素来促进微藻生长[8]。在米曲霉-小球藻共生组中，微藻生物量仍然低于先菌后藻方式培养的解淀粉芽孢杆菌组。虽然米曲霉在第一阶段使淘米废水中的固形物显著减少，增加了淘米废水的透光性，并形成了菌藻共生关系，但水样中的氮、磷水平远低于解淀粉芽孢杆菌组，导致微藻生长速度不如先菌后藻方式培养的解淀粉芽孢杆菌组。因此，淘米废水经过解淀粉芽孢杆菌分解后，采用先菌后藻的培养方式更有利于微藻的生长。

3 结论

使用米曲霉、枯草芽孢杆菌、解淀粉芽孢杆菌和酿酒酵母处理淘米废水中的固体颗粒，米曲霉组表现出最佳的固形物去除率，为(89.320±0.052)%，而解淀粉芽孢杆菌组表现出最佳的固形物分解率，其中可溶性氮的增长率为(327.52±0.08)%，磷的增长率为(505.42±0.42)%。将不同菌株处理后的淘米废水用于培养微藻，结果表明，先菌后藻的培养方式更有利于微藻生物量的积累和营养物的去除。在解淀粉芽孢杆菌组中，TN、TP、NH_4^+-N 以及 COD 的去除率分别为 84.450%、95.079%、85.710%、90.413%，均高于其他处理组。该研究结果为淘米废水处理提供了一种经济和环境友好的潜在工艺，并为实现微藻的高效、低耗培养提供了依据。

参考文献

[1] NABAYI A，SUNG C T B，ZUAN A T K，et al. Chemical and microbial characterization of washed rice water waste to assess its potential as plant fertilizer and for increasing soil health[J]. Agronomy，2021，11(12)：2391.

[2] ABBA N，SUNG C T B，PAING T N，et al. Wastewater from washed rice water as plant nutrient source：current understanding and knowledge gaps[J]. Pertanika Journal of Science and Technology，2021，29(3)：1-14.

[3] CHITHAMBHARAN A，POTTAIL L，SHARMA S C，et al. Conventional and scientific uses of rice-washed water：a systematic review[J]. Journal of Food Science and Technology，2024，61(3)：414-428.

[4] WATANABE M，TAKAHASHI M，SASANO K，et al. Bioethanol production from rice washing drainage and rice bran[J]. Journal of Bioscience and Bioengineering，2009，108(6)：524-526.

[5] 倪洁，郎杭，徐东昱，等. 农村生活污水治理技术的比较评价及应用现状[J]. 环境保护前沿，2022，12(4)：858-865.
NI J，LANG H，XU D Y，et al. Comparative evaluation and application status of rural domestic sewage treatment technology[J]. Advances in Environmental Protection，2022，12(4)：858-865.(in Chinese)

[6] SAITO K，HASUO T，TERADA S，et al. Treatment of rice-washing water by yeasts under acidic condition utilization of wild yeasts (Part III)[J]. Journal of the Brewing Society of Japan，1983，78(12)：959-961.

[7] WATANABE M，HONDA H，KASHIWAMURA T，et al. Effect of enzymatic treatment for sedimentation and concentrate of solid particles in waste water derived from rice washing process[J]. Japan Journal of Food Engineering，2006，7(1)：49-54.

[8] LI S N，ZHANG C F，LI F H，et al. Recent advances of algae-bacteria consortia in aquatic remediation[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology，2023，53(3)：315-339.

[9] 胡羚，张惠玲，周慧宁，等. 马铃薯淀粉汁水混菌发酵条件优化及应用[J]. 食品与生物技术学报，2023，42(10)：63-72.
HU L，ZHANG H L，ZHOU H N，et al. Optimization and application of fermentation conditions of potato starch juice and application[J]. Journal of Food Science and Biotechnology，2023，42(10)：63-72.(in Chinese)

[10] 何萍，杨启银，陈育如，等. 光合细菌与小球藻复合处理豆制品废水[J]. 无锡轻工大学学报，2001，20(6)：578-581.
HE P，YANG Q Y，CHEN Y R，et al. Bean product wastewater treatment using photosynthetic bacteria and *Chlorella vulgaris*[J]. Journal of Wuxi University of Light Industry，2001，20(6)：578-581.(in Chinese).

[11] 李大伟，孟范平，崔鸿武. 利用市政污水厂尾水培养产油微藻：营养盐去除与生物质生产[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版)，2022，52(2)：94-103.
LI D W，MENG F P，CUI H W. Cultivation of an oil-producing microalga in effluents from municipal sewage treatment plants：nutrient removal and biomass production[J]. Periodical of Ocean University of China，2022，52

（2）：94-103.（in Chinese）

[12] LI S X，CHU R Y，HU D，et al. Combined effects of 17β-estradiol and copper on growth，biochemical characteristics and pollutant removals of freshwater microalgae *Scenedesmus dimorphus*[J]. Science of the Total Environment，2020，730：138597.

[13] WAKAI S，NAKASHIMA N，OGINO C，et al. Modified expression of multi-cellulases in a filamentous fungus *Aspergillus oryzae*[J]. Bioresource Technology，2019，276：146-153.

[14] PEI X Y，REN H Y，LIU B F. Flocculation performance and mechanism of fungal pellets on harvesting of microalgal biomass[J]. Bioresource Technology，2021，321：124463.

[15] LAL A，BANERJEE S，DAS D. *Aspergillus* sp. assisted bioflocculation of *Chlorella* MJ 11/11 for the production of biofuel from the algal-fungal co-pellet[J]. Separation and Purification Technology，2021，272：118320.

[16] CHU R Y，LI S X，YIN Z H，et al. A fungal immobilization technique for efficient harvesting of oleaginous microalgae：key parameter optimization，mechanism exploration and spent medium recycling[J]. Science of the Total Environment，2021，790：148174.

[17] WANG J J，CHEN R，FAN L，et al. Construction of fungi-microalgae symbiotic system and adsorption study of heavy metal ions[J]. Separation and Purification Technology，2021，268：118689.

[18] NIE Y，WANG Z M，ZHANG R，et al. *Aspergillus oryzae*，a novel eco-friendly fungal bioflocculant for turbid drinking water treatment[J]. Separation and Purification Technology，2021，279：119669.

[19] SEWALT V，SHANAHAN D，GREGG L，et al. The generally recognized as safe（GRAS）process for industrial microbial enzymes[J]. Industrial Biotechnology，2016，12（5）：295-302.

[20] YANG J，KLOEPPER J W，RYU C M. Rhizosphere bacteria help plants tolerate abiotic stress[J]. Trends in Plant Science，2009，14（1）：1-4.

[21] LI S N，CHU Y H，XIE P，et al. Insights into the microalgae-bacteria consortia treating swine wastewater：symbiotic mechanism and resistance genes analysis[J]. Bioresource Technology，2022，349：126892.

[22] WANG M，SHI L D，LIN D X，et al. Characteristics and performances of microalgal-bacterial consortia in a mixture of raw piggery digestate and anoxic aerated effluent[J]. Bioresource Technology，2020，309：123363.

[23] YE M，TANG X F，YANG R，et al. Characteristics and application of a novel species of *Bacillus*：*Bacillus velezensis*[J]. ACS Chemical Biology，2018，13（3）：500-505.

[24] SUTHERLAND D L，HOWARD-WILLIAMS C，TURNBULL M H，et al. The effects of CO_2 addition along a pH gradient on wastewater microalgal photophysiology，biomass production and nutrient removal[J]. Water Research，2015，70：9-26.

[25] GUPTA S K，AHMAD ANSARI F，SHRIWASTAV A，et al. Dual role of *Chlorella sorokiniana* and *Scenedesmus obliquus* for comprehensive wastewater treatment and biomass production for bio-fuels[J]. Journal of Cleaner Production，2016，115：255-264.

[26] DINIZ G S，SILVA A F，ARAÚJO O Q F，et al. The potential of microalgal biomass production for biotechnological purposes using wastewater resources[J]. Journal of Applied Phycology，2017，29（2）：821-832.

[27] AZOV Y，GOLDMAN J C. Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures[J]. Applied and Environmental Microbiology，1982，43（4）：735-739.

[28] PARK J B K，CRAGGS R J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition[J]. Water Science and Technology，2010，61（3）：633-639.

[29] 钱英，汪琨，章小洪，等. 解淀粉芽孢杆菌BW-13产生的抗真菌物质特性研究与初步分离纯化[J]. 浙江工业大学学报，2012，40（1）：42-45，64.
QIAN Y，WANG K，ZHANG X H，et al. Characterization and prefractionation of antifungal substance produced by *Bacillus amyloliquefaciens* BW-13[J]. Journal of Zhejiang University of Technology，2012，40（1）：42-45，64.（in Chinese）

[30] MUÑOZ R，GUIEYSSE B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants：a review[J]. Water Research，2006，40（15）：2799-2815.

[31] 余云龙，邹华，张强，等. 黑暗条件下普通小球藻处理废水的研究[J]. 食品与生物技术学报，2012，31（9）：938-943.
YU Y L，ZOU H，ZHANG Q，et al. Study on wastewater treatment by *Chlorella vuganis* under dark condition[J]. Journal of Food Science and Biotechnology，2012，31（9）：938-943.（in Chinese）

[32] NIE Y，WANG Z M，WANG W，et al. Bio-flocculation of *Microcystis aeruginosa* by using fungal pellets of *Aspergillus oryzae*：performance and mechanism[J]. Journal of Hazardous Materials，2022，439：129606.

（责任编辑：史润东东）