



移动扫码阅读

徐天陈,刘辉,钱锐,等.藻菌比对藻菌共生体系处理养猪废水发酵液的影响和机制研究[J].能源环境保护,2022,36(1):36-43.

XU Tianchen, LIU Hui, QIAN Rui, et al. Study on the effect and mechanism of algae-bacteria ratio on the treatment of the anaerobic fermentation liquid of swine wastewater using algae-bacteria symbiosis system[J]. Energy Environmental Protection, 2022, 36(1): 36-43.

藻菌比对藻菌共生体系处理养猪废水发酵液的影响和机制研究

徐天陈¹, 刘辉², 钱锐², 叶建锋^{2,*}

(1. 东华大学环境科学与工程学院, 上海 201620; 2. 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 为了优化养猪废水发酵液生化处理方式, 以小球藻和接种污泥构建藻菌共生体系, 考察了藻菌比(1:0, 1:0.2, 1:0.5, 1:1, 1:5)对微藻生长、组分积累及氮磷转化机制的影响。结果表明: 微藻纯培养体系以脂质组分为主, 藻菌共生体系在藻菌比为1:0.2时的微藻浓度和微藻蛋白组分为800 mg·L⁻¹和56.8%; 在藻菌协同作用下, 通过同化作用去除的氮磷比例增加, 脱氮途径主要为同化(38%)和硝化反硝化(62%), 除磷主要为同化(18%)和化学沉淀(82%); 当藻菌比为1:0.2时, TP、TN及NH₄⁺-N去除效果最佳, 分别为76.0%, 32.7%和31.7%; 当藻菌比为1:5时, 可溶性有机物去除效果最佳, 达到87.8%。

关键词: 光生物反应器; 猪场废水发酵液; 藻菌共生体系; 菌藻比

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1006-8759(2022)01-0036-08

Study on the effect and mechanism of algae-bacteria ratio on the treatment of the anaerobic fermentation liquid of swine wastewater using algae-bacteria symbiosis system

XU Tianchen¹, LIU Hui², QIAN Rui², YE Jianfeng^{2,*}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 201620, China;

2. Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China)

Abstract: In order to improve the biochemical treatment method for anaerobic fermentation liquid of swine wastewater, *Chlorella* and inoculated sludge were used to construct an algae-bacteria symbiotic system. The effects of different algae-bacteria ratios (1:0, 1:0.2, 1:0.5, 1:1, 1:5) on the growth of microalgae and the component accumulation in microalgae, as well as nitrogen and phosphorus transformation mechanisms were explored. The results showed that with an algae-bacteria ratio of 1:0.2, the microalgae component was dominated by lipids in pure algae-cultivation system, and the concentration and protein content of microalgae in the algae-bacteria symbiotic system were 800 mg·L⁻¹ and 56.8%. Due to the synergistic effect of algae and bacteria, the proportion of the nitrogen and phosphorus removed by biological assimilation increased. The main pathways of nitrogen removal were biological assimilation (38%) and nitrification and denitrification (62%). The chemical precipitation (82%) and biological assimilation (18%) were the main pathways of phosphorus conversion. When the algae-bacteria ratio was 1:0.2, the removal efficiencies of TP, TN and NH₄⁺-N were the best, which were

收稿日期: 2021-12-07; 责任编辑: 金丽丽

基金项目: 国家重点研发计划项目(2017YFE0135500); 上海自然科学基金项目(19ZR1443700); 国家自然科学基金(51908355); 上海科技创新行动计划(19DZ1204500)

第一作者简介: 徐天陈(1997-), 男, 江苏南通人, 硕士在读, 主要研究方向为废水处理及其资源化。E-mail: xtcbeginat2020@163.com

通讯作者简介: 叶建锋(1976-), 男, 浙江衢州人, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为城市污水处理与资源化。E-mail: yejf99@gmail.com

76.0%, 32.7% and 31.7%, respectively. When the algae-bacteria ratio was 1 : 5, the removal efficiency of soluble organic matter was the best, reaching 87.8%.

Key Words: Photobioreactor; Anaerobic fermentation liquid of swine wastewater; Algae-bacteria symbiotic system; Algae-bacteria ratio

0 引言

中国的畜禽养殖业近年来发展迅速,呈现集约化规模化趋势^[1],并且其排放的废水、粪尿也在不断增加,逐渐成为污染源^[2]。如果不经妥善处理任意排放,将会造成周围环境污染,以及水、土壤等的环境质量恶化。尽管有一些规模化的养殖场设置了厌氧发酵池,能够将废水进行简单处理,但是发酵后的废水如何处理依旧是一个严峻的问题^[3]。

利用养殖废水培育微藻是目前的科研热点之一,而且具有较好的前景。Oswald^[4]等在1957年就提出将微藻用于污水处理的想法,随后大量研究发现生活废水、工业废水以及农业废水等都可用于培养微藻。养殖废水发酵液中含有小分子有机物质及氮磷等营养元素,适宜微藻利用进行细胞增殖。为了提高微藻生物量,在微藻纯培养的基础上,通过投加污泥或特定微生物(如硝化细菌、芽孢杆菌、曲霉菌等),构建藻菌共生体系(algae-bacteria symbiosis system, ABSS)^[5],可以提高废水中的氮磷和有机物的去除效率,同时还能够提高微藻生物质产率^[6]。Luz E^[7]等将微藻和巴西固氮螺菌两者结合,共同作用来处理市政废水,发现氨氮去除率高达100%,磷酸盐和硝酸盐的去除率分别达到了36%和35%;当用微藻单独处理时,三者的去除率都显著降低,分别只有75%、6%和19%。微藻与光合细菌、真菌等构建的藻菌共生体系亦有促进有机物和氮磷去除的效果^[8-9]。藻菌共生应用较为广泛的是将微藻和活性污泥结合,废水中的土著菌群有利于微藻的生长^[10]。

藻菌比是藻菌共生体系的关键参数。微藻在自我生长的过程中会释放出氧,微生物菌群则利用氧进行生命活动;废水中的有机物在微生物菌群的分解作用下变成小分子物质,微藻利用它们进行增殖。但是,当存在的微生物菌群过量时,其会与藻同时争夺废水中的营养物质;甚至一些可溶性纤维素酶或细胞外物质会通过细菌菌株释放出来,导致微藻细胞受到损伤,从而走向凋亡^[11]。

因此怎样形成互利共存的藻菌共生关系,使废水中有机污染物减少的同时,大幅度提高微藻的产量,是需要深入研究的重点。收获的微藻可作为生物质原料用于饲料、能源和缓释肥料的开发等^[12],其资源化利用途径与微藻组分(蛋白质、脂质、多糖等)密切相关,因此十分有必要对微藻组成成分进行检测,研究其差异性和多样性,并深入地分析组分积累机制和废水中氮磷的转移转化途径。

本研究的底物为猪场废水发酵液,将小球藻和污泥分别作为藻种和菌株源,选择不同的藻菌比建立和运行藻菌共生体系。通过研究微藻浓度、微藻组分积累及氮磷的转移转化途径,分析探究其影响及运行机制,为其应用于猪场废水的资源化处理处置提供理论基础支撑。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验所用装置为光生物反应器,整体材质为透光的有机玻璃,以圆柱形结构为主导,内径设计为7 cm,高度设计为70 cm,有效体积为9.2 L。为保证微藻生长所必需的光源和额外光,在反应器外部左右两侧均重新固定设置了可调节光强的LED灯管,每边安装4根。在反应器内部设置机械长杆搅拌器,同时,反应器顶部采用螺孔和螺丝封顶,以方便pH计和温度计的伸入工作,同时也可以安装加热装置使反应器运行时温度保持恒定,反应器底部设置微孔曝气装置,用于提供氧气和防止微藻沉底堆积等。实验装置如图1所示。

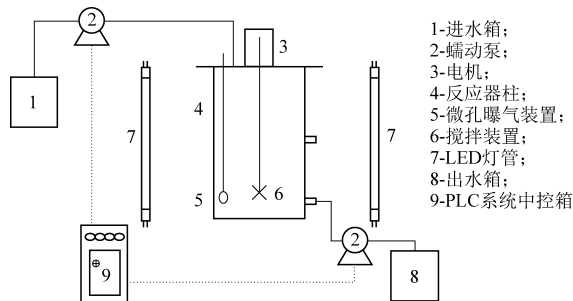


图1 藻菌共生反应器装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the algae-bacteria symbiotic reactor device

1.2 实验材料

实验所用废水为厌氧消化池出水口所取出水,取自于上海市金山区某养猪厂,其基本特性见表 1。所用接种微藻为小球藻 (*Chlorella*)^[13],在固体培养基中进行纯化筛选后,于 TAP^[14] 液体培养基中扩培,3 天后收集,离心清洗,反复 3 遍后重悬浮备用。菌株源为活性污泥,取自上海市宝山区某污水处理厂,于 4 ℃ 下静置 24 h,滗出上清液后曝气驯化,处理好后污泥的混合液悬浮固体 (mixed liquid suspended solids, MLSS) 和混合液挥发性悬浮固体 (mixed liquid volatile suspended solids, MLVSS) 浓度经过测量分别为 $(6.92 \pm 0.85) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(3.18 \pm 0.88) \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

表 1 养猪场厌氧消化出水水质指标

Table 1 Water quality index of anaerobic fermentation liquid of swine wastewater

水质指标	浓度	水质指标	浓度
溶解性化学需氧量/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	174 5.0 ± 39.5	溶解性总磷/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	33.10 ± 0.60
溶解性总氮/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	109 3.8 ± 0.7	浊度/NTU	100.6 ± 1.2
氨氮/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	942.9 ± 14.0	溶解性多糖/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	510.0 ± 4.0
硝态氮/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.5 ± 0.1	溶解性蛋白/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	72.5 ± 1.2

1.3 实验方法

以养猪废水厌氧发酵液为底物进行微藻的培育,依次设置了 1:0 (纯藻条件)、1:0.2、1:0.5、1:1 和 1:5 这 5 种不同菌藻比 (微藻:污泥,以 MLSS 计,质量比)。其他参数如下:初始接种微藻浓度定为 $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,12 小时光照,外加 12 小时黑暗,光强为 2000 lx ,实验运行周期 (水力停留时间) 设置为 8 天。实验期间每日采集混合溶液进行检测,对比分析不同菌藻比条件下微藻生物量、组分以及氮磷转移转化差异。

1.4 分析方法

每天定时收集反应器中的混合液,用 $0.45 \mu\text{m}$ 的滤膜对样品过滤后,进行溶解性指标分析。分析指标包括溶解性化学需氧量 (SCOD)、氨氮 (NH_4^+-N)、溶解性总磷 (TN)、溶解性总氮 (TP)、硝态氮 (NO_3^--N)、亚硝态氮 (NO_2^--N)、MLSS 和 MLVSS,均根据标准方法^[15]。采样时,每个菌藻比条件取 3 个平行样进行相关指标的测定。使用便携式 pH 仪 (HQ11d-pH/mV/ORP) 对 pH 进行测定。同时,根据提取和测定的叶绿素浓度对微

藻浓度进行换算。叶绿素测定方法:取 1 mL 混合液,在 12 000 rpm 下离心 10 min,去上清液,用 5 mL 90% 甲醇将藻吹洗至 10 mL 离心管中,置于 50 ℃ 的水浴锅中 60 min,后于 8 000 rpm 下离心 10 min,取 3 mL 上清液以 90% 甲醇做参比,于 665 nm、650 nm 波长处测吸光度^[16]。微藻浓度和叶绿素的计算方法如下 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$):

$$\text{dry}_{\text{wt}} = 0.0863 \times \text{y}_{\text{ls}_{(a+b)}} - 0.0104, R^2 = 0.9985 \quad (1)$$

$$\text{y}_{\text{ls}_a} = 16.5 \times \lambda_{665} - 8.3 \times \lambda_{650} \quad (2)$$

$$\text{y}_{\text{ls}_b} = 33.8 \times \lambda_{650} - 12.5 \times \lambda_{665} \quad (3)$$

$$\text{y}_{\text{ls}_{(a+b)}} = 25.5 \times \lambda_{650} + 4.0 \times \lambda_{665} \quad (4)$$

式中: dry_{wt} 指微藻干重, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; y_{ls_a} 指叶绿素 a 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; y_{ls_b} 指叶绿素 b 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\text{y}_{\text{ls}_{(a+b)}}$ 指叶绿素浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; λ_{665} 为样品在 665 nm 波长下的吸光度; λ_{650} 为样品在 650 nm 波长下的吸光度。

微藻组分测定方法:取 10 mL 藻液,在 4 700 rpm 下离心 15 min,去除上清液,将底部固体置于冷冻干燥机内干燥处置,冷藏保存。通过有机元素分析仪和电感耦合等离子体 (inductively coupled plasma, ICP) 检测微藻中 C、N、P 等组分。

N、P 转移转化途径分析:对微藻细胞中 N、P 进行元素分析,测量出两者的百分数;N、P 的同化量,根据微藻的生长量和 N、P 所占百分比计算得出;N、P 同化率,根据消耗量和同化量计算得出;N 的硝化反硝化、P 的沉淀,根据两者的同化量和消耗量计算得出。具体计算公式如下所示:

(1) N 的转移转化途径分析

$$\Delta \text{TN} = \text{TN}_0 - \text{TN}_1 \quad (5)$$

$$\text{N}_{\text{同化量}} = \text{N}\% \times \text{M}_{\text{藻}} \quad (6)$$

$$\text{M}_{\text{藻}} = \text{M}_1 - \text{M}_0 \quad (7)$$

$$\text{N}_{\text{同化率}} = \text{N}_{\text{同化量}} / \Delta \text{TN} \times 100\% \quad (8)$$

$$\text{N}_{\text{硝化反硝化}} = \Delta \text{TN} - \text{N}_{\text{同化量}} \quad (9)$$

(2) P 的转移转化分析

$$\Delta \text{TP} = \text{TP}_0 - \text{TP}_1 \quad (10)$$

$$\text{P}_{\text{同化量}} = \text{P}\% \times \text{M}_{\text{藻}} \quad (11)$$

$$\text{M}_{\text{藻}} = \text{M}_1 - \text{M}_0 \quad (12)$$

$$\text{P}_{\text{同化率}} = \text{P}_{\text{同化量}} / \Delta \text{TP} \times 100\% \quad (13)$$

$$\text{P}_{\text{沉淀量}} = \Delta \text{TP} - \text{P}_{\text{同化量}} \quad (14)$$

式中: TN_0 、 TP_0 指进水溶解性总氮、总磷含量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; TN_1 、 TP_1 指出水溶解性总氮、总磷含量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; N、P 含量是指经元素分析后测得的藻类细胞内氮、磷的含量, %; $\text{M}_{\text{藻}}$ 是指微藻增加量, $\text{mg} \cdot$

L^{-1} ; M_0 是指进水系统中微藻浓度, $mg \cdot L^{-1}$; M_1 是指出水微藻浓度, $mg \cdot L^{-1}$ 。

1.5 数据处理

通过使用 Excel 2010,对数据进行初步的统计分析,数据结果表示为均值±标准差。同时采用方差分析法,无重复双因素分析,分析在不同藻菌比条件下 SCOD、TN、TP 和 NH_4^+-N 之间的差异与显著性,并将归纳总结好的数据使用 Origin 2021 作图。

2 结果与讨论

2.1 藻菌比对微藻浓度的影响

由图 2(a)可知,以养猪废水发酵液为底物时,小球藻的生长未出现停滞,不同藻菌比条件下均表现出良好的适应性。

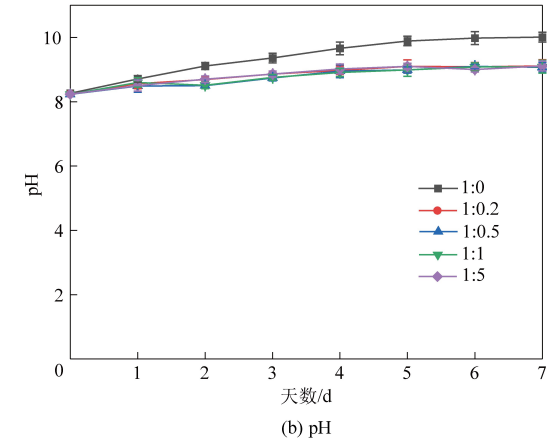
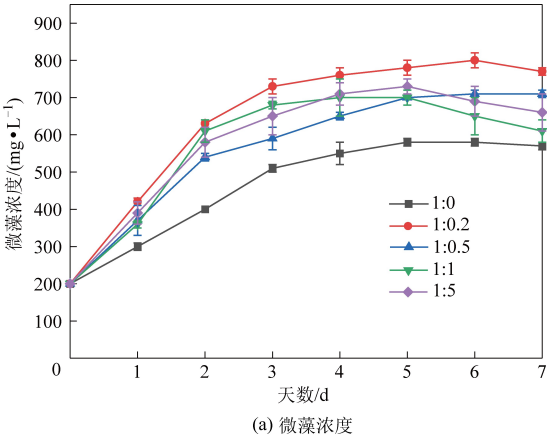


图 2 不同藻菌比条件下微藻浓度和 pH

Fig. 2 Changes of microalgae concentration and pH under different algae-bacteria ratios

不同藻菌比之下微藻浓度的变化趋势基本相同,藻菌共生系统的微藻生长量基本都高于纯藻培养。藻菌比为 1:0.2 时,微藻累积浓度在第 6 天达到最大为 $800 mg \cdot L^{-1}$,增长量为 $600 mg \cdot L^{-1}$ 。其他菌藻比条件下的最高产量分别是 $580 mg \cdot L^{-1}$

(1:0)、 $710 mg \cdot L^{-1}$ (1:0.5)、 $700 mg \cdot L^{-1}$ (1:1)和 $730 mg \cdot L^{-1}$ (1:5)。对体系中的 pH 进行测定,如图 2(b)所示,发现藻菌共生系统 pH 最终接近 9.3,纯微藻培养系统 pH 最终为 10 左右,从整体上看出藻菌共生系统 pH 略低,这可能是由于前者中的微生物进行呼吸作用释放二氧化碳。有研究表明^[17],对于有机物的降解和 NH_4^+-N 的吸收同样会对 pH 产生影响。两者共同说明藻菌的协同作用使得反应器的 pH 维持在较稳定的碱性状态,适宜微藻的积累。尽管本研究的底物为猪场废水厌氧发酵液,前期经过了厌氧发酵,但其中仍含有一定浓度的大分子有机物,如多糖和蛋白质等。通过投加一定量的污泥,可将有机物进一步降解,转变为有机小分子酸等^[18],更容易被微藻利用。但过高的微生物投加比例可能增加藻与菌的竞争效应^[19],并且会提高系统的浊度,影响反应器的透光性能,从而抑制微藻的生长。经过测量,随着活性污泥的添加,系统浊度由开始的 96.8 NTU 增加到了 586.0 NTU,导致系统透光率下降,微藻光合作用速率在光强变弱的影响下逐渐降低,生长受到了严重限制。

2.2 藻菌比对微藻组分的影响

根据以上讨论,相比于微藻纯培养体系,藻菌共生体系可获得较高的微藻生物质浓度。因此,进一步对藻菌比为 1:0.2 和 1:0.5 时收获的微藻生物质的组分进行了测定,并与纯微藻培养体系的微藻组分进行对比分析,如表 2 所示。

表 2 不同藻菌比条件下收获的微藻生物质组分(质量分数)

Table 2 Biomass components of microalgae obtained under different algae-bacteria ratios (mass fraction)						
藻菌比	%					
	C	H	N	P	蛋白质	脂质
1 : 0	44.54	6.90	10.19	0.49	23.0	17.8
1 : 0.2	50.20	7.61	10.38	0.87	56.8	4.4
1 : 0.5	42.93	6.54	8.78	0.48	50.3	5.8

由表 2 可知,藻菌比为 1:0.2 时,C、H、N、P 四种组分的占比最高,分别为 50.20%、7.61%、10.38%和 0.87%;当菌藻比为 1:0.5 时,各元素占比均低于纯藻系统,其含量分别为 42.93%、6.54%、8.78%和 0.48%。这说明藻菌共生系统有利于元素组分的积累,但并不是菌藻比越高越好。C 和 N 这两种元素能够对微藻的生长起作用,充当细胞的动力和活性调节因子^[20],蛋白质由氨基酸同化而来,氨基酸则是 N 在某些介质的协助或

主动作用下穿过细胞膜进入细胞后还原而来,光合作用期间的卡尔文循环暗反应则是产生碳水化合物主要途径^[21-22]。经过测量,三种条件下的蛋白质含量分别为23.0%、56.8%和50.3%,说明藻菌共生系统更加有利于高蛋白藻类生物物质的培养。但是,并不是废水中N含量越高,蛋白质含量就越高。藻类对养分的吸收以及对碳水化合物的固定会在废水中N含量较高时受到影响,可能会导致其较多的转变为脂质等其他物质。经过测量,三种条件下的脂质含量分别为17.8%、4.4%和5.8%。纯藻系统中脂质含量偏高,说明在藻菌共生体系中,菌在其代谢过程中可能改变了底物的组成和浓度。又通过研究发现,有机磷和有机氮会在菌群的作用下转化为无机磷和铵,这可能间接影响了藻细胞中脂质的累积从而导致脂质产量的降低,这和Zhang^[23]等人发现的现象一致。与此同时,废水中的藻和菌对养分的相互竞争可能会导致废水中的某些组分发生改变,从而藻细胞密度以及其中的蛋白质、脂质含量都可能会受到影响^[24]。因此选择适当的菌藻比有利于累积高蛋白低脂质的微藻。

当培育出的微藻中蛋白质较高时,其可用于高蛋白类饲料开发,以实现其资源化价值,节约饲料成本;当培育出的藻类油脂、脂质含量比较高时,则可在能源开发方面有所应用,比如燃料等。总之,物尽其用,微藻的资源化利用途径较多。

2.3 藻菌比对氮磷转移转化途径的影响

由图3(a)和(b)可知,各条件下的SCOD和TP浓度在第0~2天迅速下降,之后趋于稳定。其中,微藻纯培养系统(1:0)中TP浓度第2天之后均低于其他四种菌藻比条件下的TP浓度,最低时达到 $7.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。TP在不同条件下的差异性最大。藻菌比1:5条件下初始溶解氧浓度为 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,之后逐渐提高到 $12.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,最后稳定在 $6.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,即体系始终处于好氧状态,导致了聚磷菌无法在厌氧的状态下释磷并存储细胞内的能源物质^[25],使其无法从环境中吸收溶解状态的正磷酸盐,从而TP的浓度没有明显降低。结合图3(c)和(d),可以看出 NH_4^+-N 是TN中的主要组成,并且在1:0.2的条件下,TN和 NH_4^+-N 分别达到最低浓度 $345.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $325.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。图3(e)中,1:5条件下 NO_3^--N 浓度逐渐递增并达到最大的 $99.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,之后逐渐递减,其他组 NO_3^--N 浓度则接近于0。同时所有菌藻比条件下

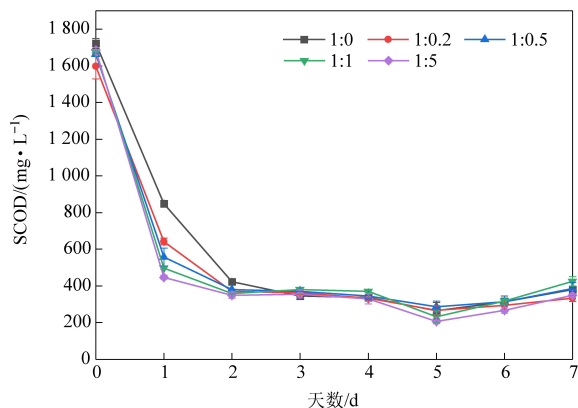
的 NO_2^--N 随着时间的推移逐步递减,最后趋近于0(图3(f)),说明反硝化过程中未出现亚硝酸盐积累。相关研究表明,硝化反应pH范围为7~9^[26],经过测量,藻菌比1:5条件下第三天pH测量值为8.6,相对于1:0条件下更适宜硝酸盐积累。在固定微藻初始浓度的条件下,藻菌比1:5条件下添加的菌群浓度较大,可能使得硝化菌在第0~3天与微藻的竞争过程中占主要优势^[27],硝化作用较强, NO_3^--N 升高。之后随着微藻浓度的增加和系统反硝化作用, NO_3^--N 减少。

在藻菌共生体系中,氮磷的去除主要依赖于藻和菌的协同作用^[28]。由图4(a)可知,藻菌比1:5条件下SCOD去除率最高,达到了87.8%,1:0、1:0.2、1:0.5、1:1条件下去除率依次为83.3%、84.6%、82.8%、86.2%。不同藻菌比条件下TP的去除差异较大($p < 0.01$),藻菌共生体系中,TP的去除效率在藻菌比1:0.2条件下达到最高的76.0%,然后随着菌藻比的增加逐渐递减到35.2%。微藻纯培养体系的TP去除率为70.0%,通过对体系pH的测量发现,其pH为10,高于藻菌共生体系,其酸碱度范围可能更适宜磷酸盐的沉淀析出^[29],正如图4(d)中,1:0条件下P的沉淀达到 $34.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,此可能为纯藻条件下TP浓度低的一个原因。系统中TP的去除主要与化学沉淀和藻菌对磷的同化吸收有关^[30]。通过对微藻中P组分的分析发现,1:0条件下微藻对P的同化量为 $2.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,占TP去除的6.4%,而藻菌共生体系中,随着菌藻比的增加,微藻对P的同化量分别为5.22、2.70、2.48、1.79 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,分别占各自TP去除的18.0%、6.8%、8.5%和8.2%,说明藻菌共生有利于P的同化,且在1:0.2条件下,同化率最高。

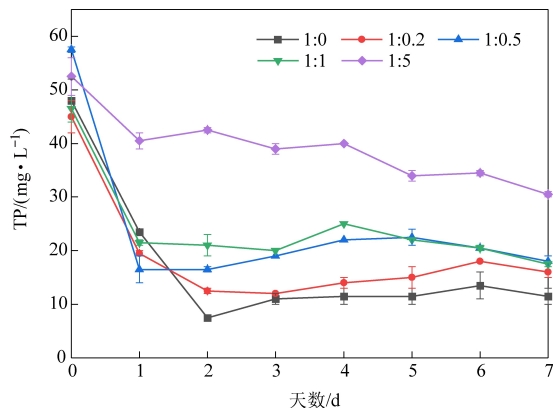
从N的去除效率上来看,TN和 NH_4^+-N 在藻菌比1:0.2条件下达到最高的32.7%和31.7%。系统中TN的去除主要与藻菌同化以及硝化反硝化有关^[31]。此外,藻类所摄取的氮和磷一部分会用于自身生长繁殖,另一部分则储存在胞内^[18]。当藻类细胞死亡发生裂解时,氮磷元素会从细胞内释放出来^[25]。通过对微藻中N组分的分析发现,纯藻体系中微藻对N的同化量为 $51.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,占TN去除的33.6%;藻菌共生体系中,同化量分别为62.3、48.3、57.8、44.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,分别占各自TN去除的38.0%、38.8%、41.6%和37.65%。因此,藻菌共生系统有利于同化及硝化反硝化,但并

不是菌藻比越大越好,在 1 : 0.2 条件下氮的去除

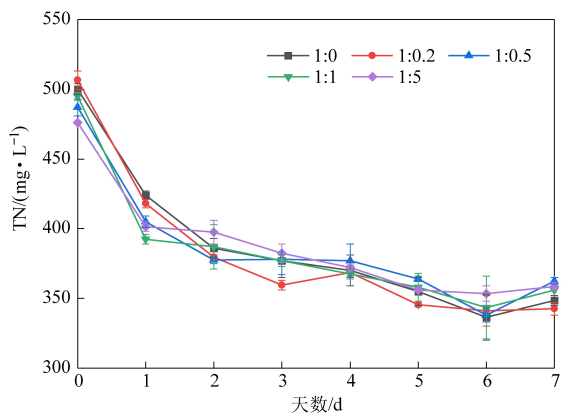
以硝化反硝化为主。



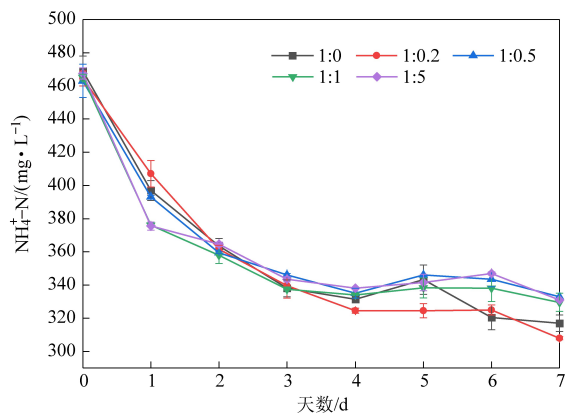
(a) SCOD 浓度



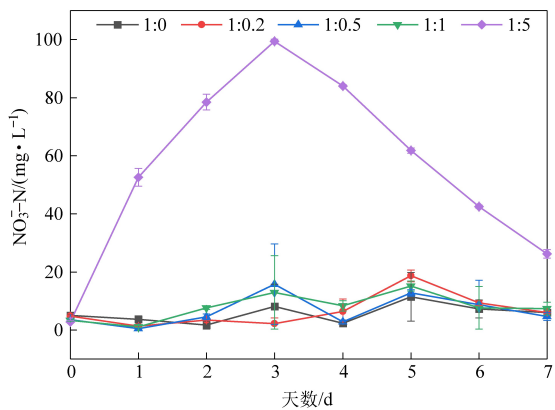
(b) TP 浓度



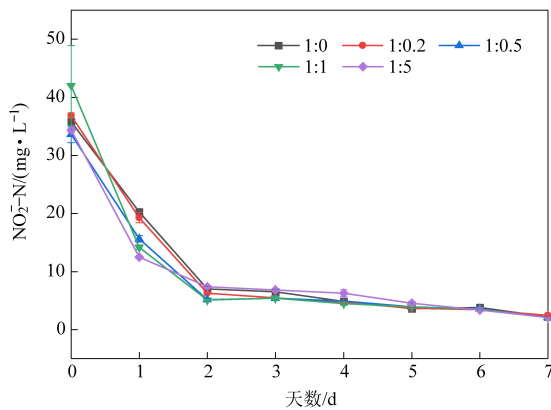
(c) TN 浓度



(d) 氨氮浓度



(e) NO₃⁻-N 浓度



(f) NO₂⁻-N 浓度

图 3 不同菌藻比之下各物质浓度变化

Fig.3 Changes of substance concentrations under different algae-bacteria ratios

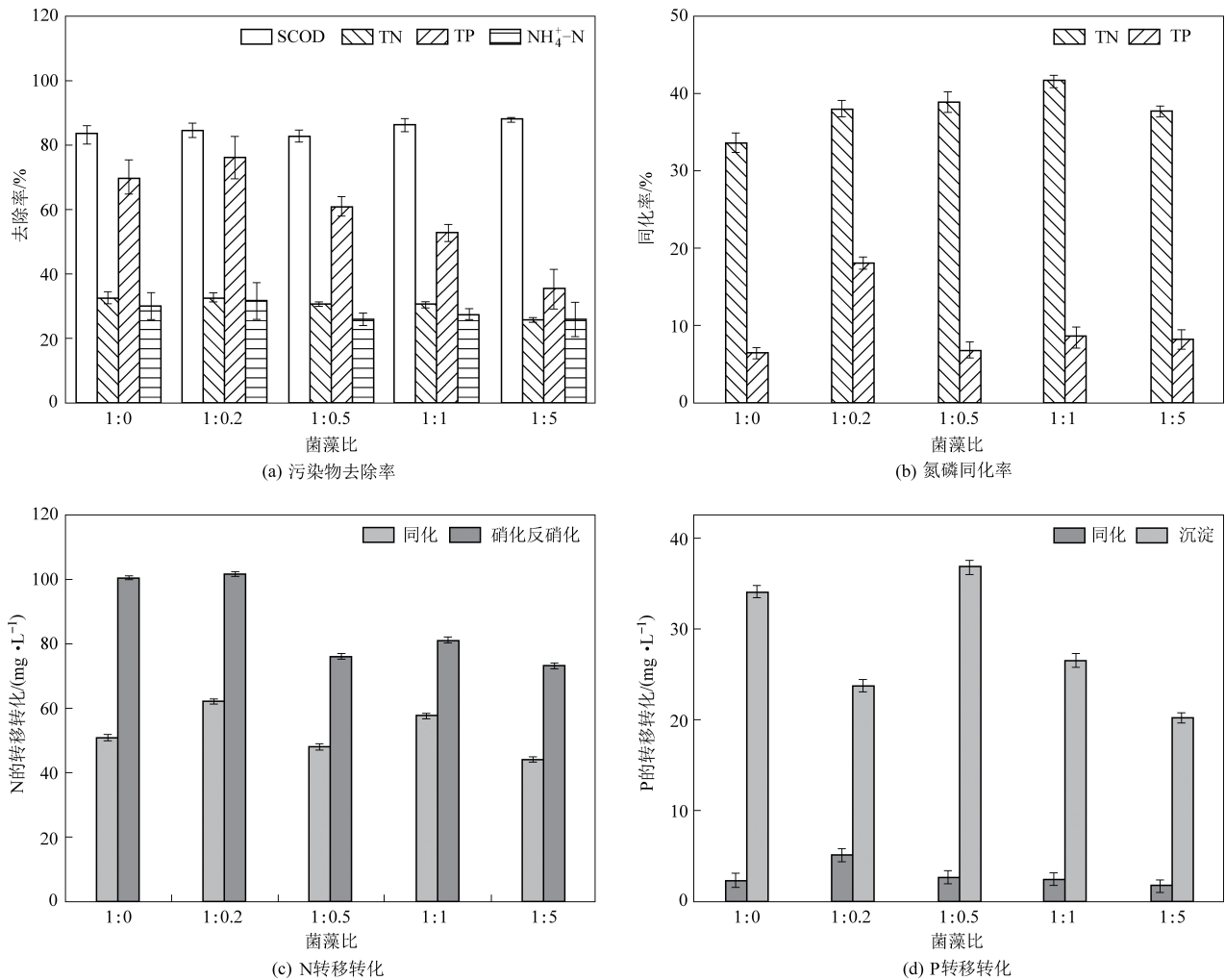


图4 不同菌藻比条件下污染物去除率、氮磷同化率以及氮磷转移转化途径

Fig.4 Pollutant removal rate, nitrogen and phosphorus assimilation rate and nitrogen and phosphorus transfer and transformation pathway under different algae-bacteria ratios

3 结 论

(1) 藻菌共生体系能够提高微藻产量和微藻中蛋白质组分的积累,其蛋白质组分最高可达56.8%(菌藻比1:0.2),微藻纯培养体系的微藻脂质含量相对较高。

(2) 藻菌共生体系中氮的去除以硝化反硝化为主,磷的去除以吸附沉淀为主。适宜的藻菌比有利于强化微藻对氮磷的同化作用。

参考文献

- [1] 秦贵信. 现代规模养猪生产粪污处理问题 [J]. 饲料与畜牧, 2018 (3): 34-36.
- [2] 刘晖. 畜禽养殖场环境污染现状和治理技术 [J]. 畜牧兽医学, 2019 (11): 79-80.
- [3] Viancelli A, Kunz A, Esteves P A, et al. Bacterial biodiversity from an anaerobic up flow bioreactor with ANAMMOX activity inoculated with swine sludge [J]. Brazilian Archives of Biology & Technology, 2011, 54 (5): 1035-1041
- [4] Zhang Q, Li Y, Phanlavong P, et al. Highly efficient and rapid fluoride scavenger using an acid/base tolerant zirconium phosphate nanoflake: Behavior and mechanism [J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 161: 317-326.
- [5] Nambiar K R, Bokil S D. Luxury uptake of nitrogen in flocculating algal-bacterial system [J]. Water Research, 1981, 15 (6): 667-669.
- [6] 罗龙皂, 曾凡健, 田光明. 藻-菌耦合系统对猪场沼液的净化效果及其影响条件研究 [J]. 农业环境科学学报, 2019, 38 (1): 211-219.
- [7] De-Bashan L E, Hernandez J P, Morey T, et al. Microalgae growth-promoting bacteria as "helpers" for microalgae: A novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater [J]. Water Research, 2004, 38 (2): 466-474.
- [8] Muradov N, Taha M, Miranda A F, et al. Fungal-assisted algal flocculation: Application in wastewater treatment and biofuel production [J]. Biotechnology for Biofuels, 2015, 8 (1): 24.

- [9] 宋汉武. 真菌-微藻处理酱油废水及其资源化利用技术研究 [D]. 南昌: 南昌大学, 2019: 7-8.
- [10] Zhao G, Du J, Yong J, et al. The importance of bacteria in promoting algal growth in eutrophic lakes with limited available phosphorus [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 42: 107-111.
- [11] Kim J D, Kim B, Lee C G. Alga-lytic activity of *Pseudomonas fluorescens* against the red tide causing marine alga *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae) [J]. *Biological Control*, 2007, 41 (3): 296-303.
- [12] 李亚丽, 赵国强, 武双, 等. 基于废水培养微藻及微藻资源化利用的研究 [J]. *现代化工*, 2021, 41 (4): 48-51.
- [13] Wang M, Yang Y, Chen Z, et al. Removal of nutrients from undiluted anaerobically treated piggery wastewater by improved microalgae [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 222: 130-138.
- [14] 封雍婕, 崔娜, 赵鹏. 富油微藻 *Heveochlorella* sp. Yu 自发絮凝的研究 [J/OL]. *中国油脂*: 1-9 [2022-01-12]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1099.TS.20210707.1718.004.html>.
- [15] 齐文启, 连军, 孙宗光. 《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91—2002) 的相关技术说明 [J]. *中国环境监测*, 2006, 22 (1): 54-57.
- [16] Ye J, Liang J, Wang L, et al. Operation optimization of a photo-sequencing batch reactor for wastewater treatment: Study on influencing factors and impact on symbiotic microbial ecology [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 252: 7-13.
- [17] 谢平, 刘慧刚, 潘泓宇, 等. 不同 pH 下低浓度茈对微囊藻生长和产毒的影响 [J]. *环境科学与技术*, 2020, 43 (5): 33-40.
- [18] Shriwastav A, Bose P. Algal growth in photo-bioreactors: Impact of illumination strategy and nutrient availability [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 77: 202-215.
- [19] Fergola P, Cerasuolo M, Pollio A, et al. Allelopathy and competition between *Chlorella vulgaris* and *Pseudokirchneriella subcapitata*: Experiments and mathematical model [J]. *Ecological Modelling*, 2007, 208 (2): 205-214.
- [20] Safi C, Zebib B, Merah O, et al. Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2014, 35 (7): 265-278.
- [21] Ross M E, Davis K, Mccoll R, et al. Nitrogen uptake by the macro-algae *Cladophora coelothrix* and *Cladophora parriaudii*: Influence on growth, nitrogen preference and biochemical composition [J]. *Algal Research*, 2018, 30: 1-10.
- [22] 魏东, 张会贞, 陈娇敏. 优化营养方式强化蛋白核小球藻生物量及蛋白质和叶绿素生产 [J]. *现代食品科技*, 2017, 33 (4): 8.
- [23] Zhang Y, Su H, Zhong Y, et al. The effect of bacterial contamination on the heterotrophic cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from the production of soybean products [J]. *Water Research*, 2012, 46 (17): 5509-5516.
- [24] Perez-Garcia O, Bashan Y, Puente M E. Organic carbon supplementation of sterilized municipal wastewater is essential for heterotrophic growth and removing ammonium by the microalga *chlorella vulgaris* [J]. *Journal of Phycology*, 2011, 47 (1): 190-199.
- [25] 韦佳敏, 刘文如, 程洁红, 等. 反硝化除磷的影响因素及聚磷菌与聚糖菌耦合新工艺的研究进展 [J]. *化工进展*, 2020, 39 (11): 4608-4618.
- [26] Kyung Hwa Cho, Kim J O, Kang S, et al. Achieving enhanced nitrification in communities of nitrifying bacteria in full-scale wastewater treatment plants via optimal temperature and pH [J]. *Separation and Purification Technology*, 2014, 132: 697-703.
- [27] 谷雨. 污水处理中硝化细菌生存的影响因素分析 [J]. *江西化工*, 2020 (3): 3.
- [28] Min M, Wang L, Le Y, et al. Cultivating *Chlorella* sp. in a pilot-scale photobioreactor using centrate wastewater for microalgae biomass production and wastewater nutrient removal [J]. *Applied & Biotechnology*, 2011, 165 (1): 123-137.
- [29] Wayne C K, Reen C S, Loke S P, et al. Effects of water culture medium, cultivation systems and growth modes for microalgae cultivation: A review [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2018, 91: 332-344.
- [30] 王军一, 李伟光. 反硝化除磷工艺研究进展 [J]. *山东建筑大学学报*, 2015, 30 (3): 271-276.
- [31] He Q, Xie Z, Tang M, et al. Insights into the simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal process for in situ sludge reduction and potential phosphorus recovery [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 801: 149569.