

基于菌藻共生的污水处理与资源化新技术研究进展

卢 蕾^{1,2}, 马佳莹^{1,2}, 褚华强^{1,2}, 周雪飞^{1,2}, 张亚雷^{1,2}

(1. 同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092;

2. 同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 基于微藻生物处理技术的菌藻共生培养体系, 不仅能实现污水资源化, 还可利用菌藻间相互作用增强处理系统的污染物去除能力及藻类生物质回收潜力。菌藻共生体系还可耦合 CO₂ 固定, 结合工业烟气中高浓度的 CO₂ 进行微藻培养可同时实现碳减排与降低微藻额外曝气补充 CO₂ 的能耗, 符合“碳中和”的发展需求。本文对菌藻共生体系在污水处理及资源化过程的作用机理、相互作用形式及影响因素进行了系统介绍, 对菌藻工程在污染物降解、CO₂ 固定及微藻生物质产品的回收潜力展开综述。研究菌藻间营养交换、信息传递及基因水平的互相适应作用形式, 发现选择适宜的共生菌藻组合培养可有效增强污水中污染物去除效果且提高 CO₂ 固定效率。菌藻共生效应对藻类生物组分(蛋白质、脂质和碳水化合物等) 积累存在增强效应与选择能力, 通过污水类型合理遴选藻种及对应共生菌、调节接种比例与培养条件, 可提高工业规模上收获微藻并进一步加工生产生物燃料、医疗保健食品等产品的效率。菌藻共生耦合废水处理、CO₂ 固定及生物质能回收于一体, 有利于构建绿色低碳且经济可持续的一体化污水资源化处理技术。

关键词: 菌藻共生; 污水资源化; 污染物降解; 微藻固碳; 生物质回收

中图分类号: X703

文献标识码: A

Research progress of wastewater treatment and resource recovery based on microalgae–bacteria consortia

LU Lei^{1,2}, MA Jiaying^{1,2}, CHU Huaqiang^{1,2}, ZHOU Xuefei^{1,2}, ZHANG Yalei^{1,2}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China;

2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Based on microalgae biological treatment technology, the microalgae–bacteria symbiosis system can not only efficiently realize sewage recycling, but also utilize the interactions between microalgae and bacteria to enhance the pollutant removal capacity of the treatment system and recover synthetic biomass. Bacterial–algal symbiotic systems can also be coupled with CO₂ fixation, and the combination of high CO₂ concentration in industrial flue gas for microalgae cultivation can simultaneously achieve carbon reduction and reduce the energy consumption of additional aeration of microalgae to supplement CO₂, which is in line with the development needs of "carbon neutral". This article presents a systematic introduction of the mechanism, interaction forms and influencing factors of bacterial–algal symbiotic system in wastewater treatment and resource recovery process, and a summary of the potential of bacterial–algal engineering in pollutant degradation, CO₂ fixation and recovery of microalgal biomass products. The study of nutrient exchange, information transfer and genetic adaptation between bacteria and algae reveals that the selection of suitable symbiotic bacteria and algae combina-

收稿日期: 2022-12-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(52270076)

第一作者: 卢 蕾(2000—), 女, 江西高安人, 硕士研究生, 主要从事污水处理与资源化研究。E-mail: lulyx@tongji.edu.cn

通讯作者: 褚华强(1982—), 男, 山东平度人, 教授, 主要从事污水处理与资源化研究。E-mail: chuhuaqiang@tongji.edu.cn

tion culture can effectively enhance the pollutant removal and CO₂ fixation efficiency in wastewater. The effect of symbiosis on the accumulation of biological components (protein, lipid, carbohydrate, etc.) of algae is enhanced and selective. The selection of algae species and corresponding symbiotic bacteria, the adjustment of inoculation ratio and culture conditions can improve the efficiency of industrial scale harvesting of microalgae and further processing of biofuel and medical health food products. Bacterial-algal symbiosis is coupled with wastewater treatment, CO₂ fixation and biomass energy recovery in one. This article presents a critical review of development and progress of wastewater treatment and resource recovery surrounding microalgae-bacteria consortia. The development of the synthetic multi-functional system based on the consortium facilitates building an integrated sewage treatment and resource recovery processing mode featuring in low-carbon, economical and sustainable.

Keywords: Microalgae-bacteria consortia; Wastewater renovation; Pollutant degradation; Microalgae carbon sequestration; Biomass recovery

0 引言

水资源短缺是伴随资源枯竭和环境恶化的全球性问题之一。工业化、全球流动性的不断提升和人口的不断增加对淡水资源都产生了不利影响。污水来源分为市政污水、农业污水和工业废水三大类,由于含有较多的氮、磷、硫、重金属等有机和无机复合类污染物,若排放到水体中,易造成富营养化等环境问题,从而对人体健康造成危害同时造成资源浪费,必须要对其进行有效的污水处理^[1]。目前污水处理技术主要为生物处理工艺(包括活性污泥法与生物膜法)和物化处理技术(比如絮凝沉淀),但这些传统处理手段的氮、磷去除效果差,脱氮过程额外的碳源投加导致成本投入高且系统易产生依赖、抗冲击负荷能力差,而化学除磷需要添加药剂易造成二次污染且不经济;此外还存在运行成本高、污泥和温室气体产量大、资源未有效回收等一系列问题^[2]。因此开发一种相对低碳、经济且可持续的污水处理与资源化并行处理模式十分必要。

微藻能够利用太阳能、二氧化碳以及污水中的氮磷等转化为用于生长繁殖的自身物质,既能达到去除污水中的污染物质的目的又能实现生物质能的回收^[1]。利用微藻去除废水中污染物以及回收生物质涉及微藻与好氧和厌氧微生物的共生体系^[2]。菌藻共生是一种具有潜力的低碳环保、资源回收的污水处理模式。

本文基于菌藻共生体系用于废水处理的机理,总结菌藻共生处理模式及菌藻之间相互作用关系以及菌藻共生体系的影响因素。并进一步综述藻菌共生体系用于废水生物修复、生物质能源

生产和 CO₂固定方面的应用潜力。

1 菌藻共生体系作用机理

1.1 菌藻共生处理模式

菌藻共生最早在海洋水生态研究中被提及,“藻类细菌联盟”的概念最初是在 1981 年提出的^[3],William Oswald 最早提出利用藻菌共生体系改善废水处理氧化池中氧气供应的状况。随后许多研究者开始关注藻菌共生培养的内在机制,更好地指导水处理技术的创新发展。菌藻共生体系主要有三种类型:微藻-细菌、微藻-真菌以及多藻-多菌共生模式。目前,在微藻处理技术中菌藻共生系统协同处理中最常见的为第一种,其研究最为广泛。

1.2 菌藻间相互作用

微藻与细菌的相互作用关系主要包括互利共生、偏利共生和相互竞争。微藻和细菌之间的相互作用对废水处理效果、生物质的产生有很大影响。^[4]不同环境条件下菌藻间作用方式分为 3 类:营养交换、信号传递和基因转移(图 1)^[5]。

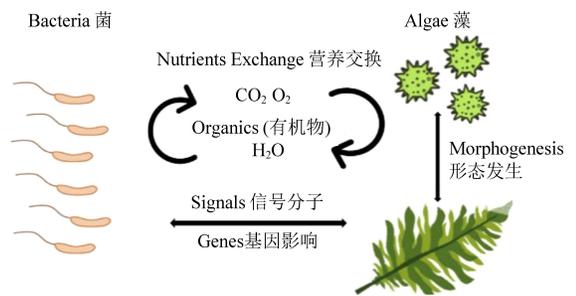


图 1 菌藻之间三种相互作用关系^[5]

Fig. 1 Three types of microalgae-bacteria interactions^[5]

1.2.1 菌藻共生相互作用关系

菌藻之间在物质与能量供给方面能够相互促进。一方面,细菌异养产生 CO₂ 等重要营养物质被微藻用于光合作用;另一方面,微藻在光合作用过程中产生的 O₂ 一部分可供细菌生命活动所需,细菌也可以通过破坏微藻细胞壁以此利用胞内营养物质,死亡微藻细胞也是细菌营养物质来源之一,微藻以溶解碳(Dissolved organic carbon, DOC)形式转化成光合有机物可作为细菌的碳源^[6];同时,细菌为微藻提供生长所必需的促生激素和维生素 B,并且这种共生关系保护微藻免受其他入侵物种的危害;藻类也作为细菌的生长环境,与藻类相关的细菌群落通常具有高度的宿主特异性^[7]。

菌藻生长代谢在另一方面也表现出相互竞争关系。在营养物质利用方面,微藻与微生物都会吸收污水中的氮、磷等作为自身的营养物质。当一些污水中氮、磷等营养物质较低,无法满足藻与微生物共同生长的需求时,彼此之间就会表现出明显的竞争关系^[8]。微藻在黑暗环境下进行呼吸作用也需要消耗外界环境中的 O₂,此时微生物就会与藻类竞争 O₂。微藻产生藻毒素释放后会抑制细菌生长甚至产生毒害作用;同时细菌也会释放细菌毒素,以此抑制藻类的生长甚至会裂解藻细胞利用胞内物质进行生命活动^[9]。菌藻间相互作用关系如图 2 所示。

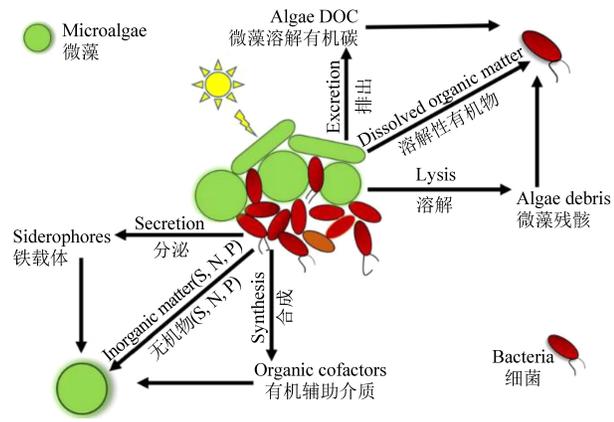


图 2 菌藻共生体系中的相互作用^[10]

Fig. 2 Interactions between algae and symbiotic bacteria^[10]

1.2.2 菌藻共生相互作用形式

营养交换是藻菌间相互作用的基础。藻类排出 DOC 供异养细菌吸收分解,此外微藻分泌脂质、蛋白质和核酸等胞外分子增加细菌活性,为细菌提供生长所需营养物质^[2]。藻菌间也通过信号分子进行信息传递,激活或抑制基因表达,从而调节生理活动与生长行为。藻类可合成群体感应(Quorum sensing, QS)模拟物(如迷迭香酸),影响细菌间的通讯与感应,从而抑制菌种运动性、改善生物膜形成^[11]。此外研究发现藻际中的藻菌基因组会出现基因转移现象^[5],建立共同进化体系,以更好适应变化的环境。下表 1 总结了菌藻间相互作用介质分子及其作用机制。

表 1 微藻-细菌相互作用促进藻类生长和有价值化合物积累^[4]

Table 1 Examples of microalgae-bacteria interactions having positive effects on algal growth and accumulation of valuable compounds^[4]

藻种	细菌	微藻介质	细菌介质	效果	参考文献
<i>E. huxleyi</i>	<i>P. gallaeciensis</i>	二甲基磺酰丙酸酯	促进剂和抗生素		[12]
<i>B. braunii</i>	<i>Rhizobium sp.</i>	/	脂肪酰基高丝氨酸内酯		[13]
<i>L. rostrate</i>	<i>M. loti</i>	/	维生素 B12		[14]
<i>T. pseudonana</i> <i>CCMP1335</i>	<i>R. pomeroyi</i> <i>DSS-3</i>	2,3-二羟基丙烷-1-磷酸盐	维生素 B12	微藻生长速率提升 生产成本减小	[15]
<i>S. trochoidea</i>	<i>Marinobacter</i>	有机分子	弧菌铁蛋白		[16]
<i>S. trochoidea</i>	<i>Roseobacter</i>	/	铁载体		[17]
<i>N. oleoabundans</i>	<i>A. vinelandii</i>	/	铁载体介导的固氮	脂肪酸与脂质积累	[18]
<i>C. vulgaris</i>	<i>A. brasilense</i>	/	铁载体介导的固氮	淀粉和碳水化合物 异养积累	[19]
<i>C. sorokiniana</i>	<i>A. brasilense</i>	/	铁载体介导的固氮	淀粉和碳水化合物 光自养积累	[20]

1.3 菌藻共生体系的影响因素

1.3.1 外部因素

(1) 营养物质

根据藻菌共生系统废水培养过程中脱氮除磷机理,微藻在多种酶(硝酸还原酶、亚硝酸还原酶等)作用下实现氮的同化吸收用于合成氨基酸^[21];通过磷酸化过程将废水中无机磷(主要存在形式为 H_2PO_4^- 和 HPO_4^{2-})转化为ADP和ATP用于生长所需,此外微藻可过量吸收磷并以胞内多磷酸盐形式存储^[22]。不同菌藻系统适宜的营养物质浓度及营养组分比不同^[23]。研究发现过高的氨氮浓度会抑制藻类生长,光照强度高条件下,氨氮去除率与氮源含量呈正相关^[24]。培养基氮、磷含量还影响藻类对营养物质的利用形式、糖类的固定,从而影响脂质、蛋白质和碳水化合物等组分含量。

C/N会影响菌藻系统平衡,在低C/N条件下,硝化细菌数量约为高C/N时十倍,高C/N条件下,藻类细胞被异养细菌排挤,导致光合作用受限,产氧量不足,从而影响细菌种群生长,破坏菌藻平衡系统^[25]。

(2) 光照条件

光照条件是微藻光合作用和固碳的先决条件。微藻的生长速率随着光照强度的增加而增加,直到达到一定阈值,即光饱和。当光照成为微藻培养的唯一限制因素时,微藻的产量与光转化效率成正比^[26]。光照时间、光强及光周期对藻菌共生系统的营养物质去除、藻类生长、生物活性均有显著影响。光周期在微藻的生长中也起着重要作用,短光周期或长光周期均能抑制细胞生长,显著降低藻类菌株的细胞密度、叶绿素a和蛋白质含量^[26]。微藻细胞的生长速率不仅受光周期的影响,还受光强度的影响^[27]。大多数微藻只适用于低强度光照^[28]。例如,小球藻和栅藻的饱和光强度为 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,嗜热绿藻属具有很强的光适应性,可以在 $36.9 \sim 246.1 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 的光照强度下生长,并在 $200 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 的光强度下生长最佳^[28]。

此外光的波长也会影响微藻生长。据研究,红光和蓝光可显著促进斜体小球藻的生长^[29]。但由于现有研究在原位特征、检测参数独立性和高精度光学条件测试方法等方面仍然存在缺陷^[30],模拟和定量比较微藻的传光模型和光辐射特性还存在困难。

由于藻菌间存在复杂相互作用机制,藻类生长

影响营养物质传递以及信息转导等过程,光照条件改变作用于微藻会间接或直接刺激共生菌种。但考虑二者相互作用的前提下的光响应机制的研究仍需进一步探究。

(3) 温度

温度会影响各种藻菌生长所需酶以及藻菌间营养交换、信息传递所需酶活性从而会影响养分吸收、营养物质利用效率和细胞分裂周期等。过高或过低的温度都会影响这些生理活动,甚至威胁到菌藻的生存。在适宜温度的范围内,升温可以加速菌藻生长,温度过低会抑制菌藻的生长^[31]。

不同菌藻体系适宜的温度区间不同^[28],一般情况下,藻类培养的适宜温度在 $15 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$ 范围内。当温度低于 $15 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,微藻生长缓慢;当温度高于 $35 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,微藻会生长缓慢甚至死亡。但对于一些耐高温藻类比如从土壤分离出的小球藻 *Chlorella* ZY-1 来说,温度对固碳效率影响不大。研究发现,当温度为 $20 \sim 25 \text{ }^\circ\text{C}$ 时,*Chlorella* ZY-1 的生长速率随温度的升高而增加;生长速率在 $25 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$ 时没有显著变化;生长在 $40 \text{ }^\circ\text{C}$ 时受到抑制,但仍能保持高细胞浓度^[32]。

(4) pH

微藻光合耗氧时会导致pH下降,不利于共生细菌生存甚至死亡。研究不同pH条件下菌藻系统对 NO_3^- -N、 PO_4^{3-} -P和COD去除效果以及菌藻系统生物量积累的影响,结果表明中性条件下小球藻生物量累积最大,偏碱性和酸性条件对小球藻生长影响较大,不利于菌藻生长,pH升高导致大量 NH_4^+ -N转化为 NH_3 挥发,从而导致体系氮源不足^[21]。具体pH适宜范围因菌藻种类而异。

(5) 气体传质

在微藻-细菌共生互作中,藻菌生长和微藻固定 CO_2 都涉及 CO_2 和 O_2 的交换。因此气体传质也是影响微藻培养的另一个关键因素, CO_2 和 O_2 的传质系数是限制微藻光合生长的主要因素。此外,当 CO_2 浓度过低或者过高,光合微藻的生长都会受到抑制。增加供气速度或形成湍流区域,可提高气体的传质速率和液体的混合效率,更高的流速将缩短光/暗循环,从而提高碳封存效率并增加微藻生物量,但过度的湍流和剪切效应会损害微藻细胞并影响生长^[33]。

1.3.2 内部因素

(1) 菌藻的种类

在不同有机负荷条件下,自然情况优势藻种会

出现更迭现象^[34],且对于污染物降解、碳捕集和生物质能回收不同目的,对应的藻种和促生菌也不同。

(2) 菌藻的接种比例

由于菌藻在营养交换相互作用关系,菌藻之间的物质平衡必然导致二者之间配比存在一定规律^[35]。若细菌和微藻配比满足适宜范围,细菌和藻类在 CO_2 和 O_2 的交换达到平衡,则能够在条件下满足藻类碳源需求并保证细菌的正常生长代谢,最终可收获更高的生物量^[36]。菌藻共生系统中菌藻之间的接种率还会影响细菌群落结构和代谢规律,从而影响藻类生长繁殖,导致对废水处理效果不同以及微藻生物量累积差异^[37]。郁颖等构建了不同小球藻与细菌配比的菌藻共生体系,在模拟水产养殖废水中进行培养,结果表明当菌藻比为 5 : 1 时,藻类产率最高叶绿素 a 最高值可达 753.18 $\mu\text{g/L}$, COD_{Cr} 、TDP、TDN、氨氮和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率分别为 68.90%、90.83%、87.18%、99.97% 和 98.11%。但对于不同条件下的不同菌藻体系最优配比有所不同,细菌和微藻配比过低或过高都不能产生体系预期效果^[38]。

2 菌藻共生系统的应用

微藻易于大规模培养,菌藻共生系统生物固定 CO_2 可以与污水处理等其他工艺相结合,微藻在富含营养物质的废水中培养时,微藻从中获得生长所需的营养物质,所得生物质可加工成生物燃料、饲料与生物乙醇等产品。因此,菌藻共生系统能将 CO_2 捕集、废水处理和生物质能回收相结合,提供了一种低碳经济且可持续发展的策略^[39](如下图 3 所示)。

2.1 菌藻共生体系用于 CO_2 捕集

CO_2 作为温室效应的主要贡献者之一直接导致全球气候变暖。全球变暖问题带来最直观的变化是越来越频繁和强烈的极端天气事件,与此同时,土壤退化、生物多样性丧失、疾病传播以及水资源短缺问题也随之而来。这些问题会对经济发展、社会稳定以及人民生活息息相关。据美国国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA) 2022 年 5 月统计数据, CO_2 浓度高达 419 ppm,是 450 万年来的最高水平。

微藻在太阳光的照射下具有将 CO_2 转化为化学能的能力,与陆生植物相比,微藻的光合固碳效率高出 10~50 倍^[26]。与陆生植物相比,利用废水

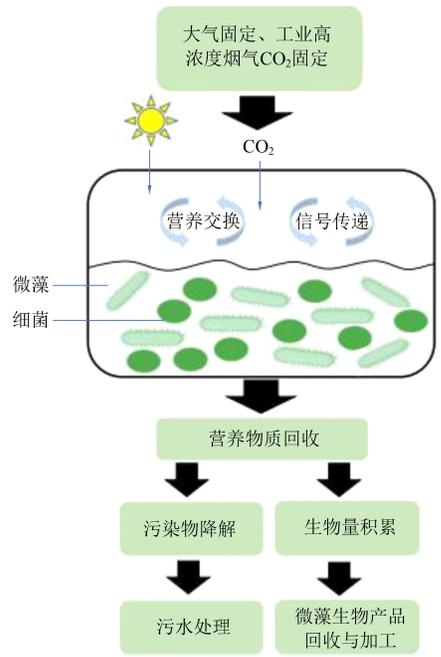


图 3 基于菌藻共生污水处理与资源化技术开发和应用
Fig. 3 Development and application of wastewater treatment and resource recovery based on microalgae-bacteria consortia

培养微藻的大气固碳速率(1.83 kgCO_2/kg 生物量)和生物质产率要高 40%~50%^[40]。与物理化学方法相比较,利用太阳能可节省大量能源,并且具有光合效率高、增长速度快的特点。因此菌藻共生体系是一种更环保的碳减排方法。这表明在低碳-经济-可持续发展的框架下,光合微藻固定 CO_2 是大气 CO_2 固定的有效途径。大气中 CO_2 浓度不能满足微藻细胞生长的需求,利用烟气中高浓度 CO_2 能够同时实现 CO_2 捕集以及有机废水处理,是一种低碳经济环保策略^[41]。

2.2 菌藻共生体系用于废水处理与水生物修复

由于人类活动以及废水处理效果不足,大量含过量氮、磷废水排入天然水体,导致水体富营养化问题严重影响水生态系统,造成水体黑臭、水生物种灭绝及公共卫生安全受到威胁等危害^[42]。传统处理方法包括过滤、絮凝沉淀、生物处理(主要采用活性污泥法)、深度物化处理。

复杂的系统操作、高能量输入和环境可持续性低的局限性要求必须对水处理工艺进行升级。相比较之下,藻共生体系在去除污染物和营养物质方面具有很大优势。菌藻间相互作用能增强污染物的去除效果。藻类可以改变微生物群落结构,受刺激的细菌可以选择性地促进某些藻类物种生长,形成稳定的藻类-细菌群落^[43]。菌藻间相互作用影响 C、N、P 的吸收转化,且对重金属、抗生素等有害

物质的去除有促进作用。菌藻共生体系具有吸收转化复杂污染物的潜力,使用藻类和细菌进行生物处理比传统的环境修复技术更有效、更具成本效益且更环保。研究表明菌藻共生体系可通过生物吸附、生物蓄积、生物凝固和生物转化机制净化各种废水(包括市政废水、养殖业废水、啤酒废水、染料废水等)和解毒环境水体中污染物(如重金属、酚类化合物、环烷酸、新兴污染物和病原体等)。综上,微藻废水处理技术能实现以下目的:(a)营养盐的去除与回收(总氮(TN)),总磷(TP);(b)去除废水污染物:COD、重金属、新兴污染物;(c)水的回收和培养基的重复使用。菌藻共生处理技术可作为深度处理的可持续治理方案^[10]。

(1) 去除营养物质(C、N、P)

藻类-细菌共生体系在污染物去除过程中固定更多的碳、氮、磷并将其转化为藻类和细菌生物量。相关研究评估了藻类-细菌系统在水力停留时间为8天的情况下处理纺织废水的潜力,结果表明各种污染物去除率分别为 78% ± 2% (TOC), 47% ± 2% (TN) 和 26% ± 2% (TP)^[44]。此外,采用小球藻(*C. vulgaris*)-*Azospirillum brasilense* 菌藻共生系统处理城市污水,对 NH₃-N、硝酸盐和磷的去除率分别为 100%、15% 和 36%,均显著高于纯微藻处理组^[45]。利用菌藻共生系统可以获得更高的营养盐去除效率^[46],藻菌共生体可以为处理高浓度 NH₄⁺-N 废水提供一种可持续且具有成本效益的策略。

(2) 促进重金属去除

很多研究人员探究了藻类-细菌体系去除重金属机制。目前研究表明重金属的生物吸附主要取决于细胞壁的组成,其中膜蛋白(如渗透酶)负责将重金属从胞外转移到胞内,然后与所需的蛋白质络合并储存。细菌和藻类分泌的 EPS 和铁载体完成重金属络合和生物脱硫过程,利用生物转化或氧化还原酶将重金属转化为毒性较低或可溶形式^[47]。Muñoz 等人研究了利用菌藻共生体对含 Cd(II)、Ni(II)、Cu(II) 和 Zn(II) 废水的解毒作用,结果表明重金属在菌藻体系中最初可快速吸附在细胞表面,然后随着代谢过程被缓慢吸收^[48]。此外,菌藻共生体也适用于一些特殊水环境中重金属的处理,如酸性矿山废水(AMD),有研究发现生物膜法中的藻类可以与异养细菌保持互惠共生关系,提供促进细菌生长所需的代谢产物,介导 AMD 中重金属的去除^[49]。

(3) 促进抗生素去除

药品和个人护理产品(PPCP)中所含的化合物在自然界难以降解,抗生素是作为新兴污染物的主要 PPCP,因其潜在毒性和持久性,去除环境中残留抗生素是一个重要研究内容。菌藻共生体系去除抗生素机制主要包括生物吸附、生物富集和胞内外生物降解^[50]。近期研究发现作为菌藻体系对四环素有防御响应,具体表现为藻类在胞外聚合物中分泌更多的小分子多糖物质,从而加速四环素的去除^[51]。此外虽然高浓度的双酚 A(BPA)会抑制藻类生长,但研究表明利用藻菌体系处理 BPA 是有效的,因为藻菌体系中细菌会促进 BPA 的降解,降低 BPA 对藻类的抑制作用^[52]。

(4) 去除其他有害物质

菌藻共生系统还表现出去除酚类化合物、环烷酸等难降解有机物的潜力。目前,酚类化合物及其衍生物造成了大量的环境污染。尽管藻类-细菌共生去除酚类化合物机制相关研究较少,但许多研究结果表明,藻菌共生系统显示出有效降解酚类物质的巨大潜力。有研究发现小球藻可用作苯酚的高效生物清洁剂,当苯酚浓度低于 300 mg/L 时,藻类具有良好的除酚潜力^[53]。马尔克斯等人研究也发现酚类化合物可被菌藻微生物群落有效去除^[54]。此外一些藻类可直接生物转化或矿化难降解有机化合物^[55]。例如,萘可以被绿藻、红藻和硅藻以及蓝绿藻降解。^[56]环烷酸是难降解羧酸,是水生生态系统中高毒性的持久性污染物^[57],菌藻共生处理显著增强了环烷酸的解毒过程,功能性细菌在减少毒性方面比藻类作用更大^[55],Hwang 等人研究也表明,好氧菌与藻类的协同作用可增强环烷酸的降解^[58]。待处理废水种类不同,使用的菌藻种类也不同,对 N、P 的去除效果也有差异。

2.3 菌藻共生体系用于收获生物质

煤炭、天然气和石油等传统化石燃料对环境污染严重,不利于可持续发展,也是全球气候变化的主要原因,使用可持续能源来减少碳排放变得至关重要。微藻生物质生产是可再生能源生产的核心替代品。微藻是在不同条件下通常表现出快速生长速率的多细胞生物。微藻含有丰富的蛋白质、脂质和碳水化合物,通过适当的菌种选择和培养策略,可以调节这些成分的含量以适应特定的需求。

2.3.1 收获微藻的方法

要获得藻类生物质,需要完成从液体培养体系分离收获微藻及微藻浓缩两个步骤^[59]。收获微藻占生物质生产中很大一部分经济成本。在对微藻

进行批量收获的目的在于将生物质从悬浮液中分离出来,广泛采用的是絮凝、浮选和重力沉降这三大技术。其中絮凝法包括物理化学絮凝和生物絮凝,基于磁性颗粒的絮凝剂与化学絮凝结合有望成为传统收获技术的替代方案^[60]。微藻浓缩的目的是对收获的微藻进一步脱水增厚,可以通过离心、过滤和超声凝聚等方法实现。具体操作工艺需要评价各种策略进行定量成本效益分析。

生物絮凝是一种有潜力的收获方法。一方面,与特定微藻共培养相关的任何特定细菌物种都可能促进生物絮凝^[61];另一方面,根据菌藻间作用,细菌可以通过破坏微藻细胞壁以此利用胞内营养物质,在收获阶段需要藻类细胞破裂才能获得所需的产品,因此了解菌藻间相互作用机制对于开发能源和经济上可行的藻类生物质收获方法也很重要。若能把握共生细菌致藻类细胞破裂机理与规律并且利用好这一生物特性,将大大提高收获效率并减少成本与能源消耗。

膜采收是一种有前景的回收方法。影响膜回收微藻效果的因素有膜孔径、膜的不对称性、膜的亲疏水性、膜-分子相互作用(如与膜表面官能团有关的静电作用)、膜污染以及操作参数。微滤膜具有更宽的孔径,能够截留悬浮颗粒、油乳液、特定细菌和细胞以及胶体。超滤膜比微滤膜孔径更小,能够截留如病毒、蛋白质等大分子。纳滤和反渗透膜孔径最小;纳滤膜可以截留亚分子有机分子、二价离子和低分子量化合物(如糖类、多酚类等)^[62]。压力驱动的膜采收在致密性、高水回收率和浓缩时

保持高质量生物质方面具有优势^[63]。在运行模式方面,采用死端或错流过滤都有助于藻生物量的富集。研究发现截留分子量为 40 kDa 的聚丙烯腈(PAN)超滤膜对两种海洋微藻(牡蛎海氏藻和中肋骨条藻)的连续回收效果良好^[64]。相关研究开发了一种高效的藻类生物质浓缩膜技术,通过扫描电镜(SEM)与傅里叶红外光谱仪对膜污染进行表征并提出了防污策略;开发模型来预测浓缩过程中通量下降、微藻富集和体积减小,评估并验证了使用错流膜超滤工艺收集并浓缩藻悬浮液的可行性^[65]。马尔卡蒂等研究了使用 CogentM1 中试规模的切向流过滤装置从紫球藻中回收 B-藻红蛋白,该装置使用 PES 平板膜以超滤和渗滤两步模式运行,能够以 2.3 的纯度比回收高达 48% 的蛋白质^[66]。应用膜技术可有效提取微藻细胞中高附加值化合物(如脂质、蛋白质和碳水化合物)^[67],可以促进更可持续和更具成本效益的微藻生物精炼厂的发展。

2.3.2 不同组分生物质的回收

细菌在增强微藻生物质积累和提高微藻生长速率方面有重要作用。与单独固定化和光自养条件下生长的 *C. vulgaris* 细胞相比,光自养条件下与固氮螺菌共培养的 *C. vulgaris* 细胞中淀粉和碳水化合物积累也呈现类似的增强效应^[19]。由于藻种生物质组成差异,最终回收得到的营养物质侧重不同。对于蛋白组分含量高的藻种,在加工营养品及医药保健方面应用前景广阔,而脂质含量较高则可在生物燃料研发方面广泛应用。表 2 为一些主要藻种在研究中的产品及应用分析。

表 2 一些主要藻种组分分析及产品应用^[68](改编自^[69])

Table 2 Analysis of some major microalgae species about their composition, products and applications^[68](Adapted from^[69])

藻种	成分/(%干物质)			产品	应用领域
	蛋白质	脂质	碳水化合物		
<i>Arthrospira (Spirulina) platensis</i>	46~63	4~9	8~14	藻蓝蛋白、生物质	保健品、化妆品
<i>Arthrospira (Spirulinamaima)</i>	60~71	6~7	13~16	蛋白质、维生素 B12	抗氧化剂、免疫制品
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	62	3	23	蛋白质、必需脂肪酸、β-胡萝卜素	保健品、食品补充剂
<i>Chlorella vulgaris</i>	51~58	14~22	12~17	生物质、碳水化合物	保健品、食品补充剂、饲料
<i>Dunaliella salina</i>	57	6	32	β-胡萝卜素、类胡萝卜素	保健品、食品补充剂、饲料
<i>Haematococcus pluvialis</i>	48	15	27	类胡萝卜素、虾青素	保健品、药品、饲料
<i>Odontella aurita</i>	39~61	22~38	14~18	脂肪酸、DHA	医药、化妆品、消炎药品
<i>Porphyridium cruentum</i>	28~39	9~14	40~57	多糖	医药品、化妆品
<i>Phaedactylum tricomutum</i>	38~42	18~20	20~25	脂质、脂肪酸	营养剂、燃料生产
<i>Lyngbya majuscula</i>	25~33	11~13	28~37	免疫调节剂	药品、营养剂
<i>Scenedesmas spp.</i>	47	1~9	21~52	蛋白质	水产养殖饲料、营养剂

藻种	成分/(%干物质)			产品	应用领域
	蛋白质	脂质	碳水化合物		
<i>Schizochytrium sp.</i>	40~46	22~24	10~14	DHA 和 EPA	食品、饮料和食品补充剂
<i>Cryptocodinium cohnii</i>	28~45	22~38	25~33	DHA	营养补充品
<i>Nannochloropsis oculata</i>	63	11	15	生物质	水产养殖饲料
<i>Nannochloropsis sp</i>	42~50	12~16	28~30	EPA	食品补充剂、药品

注:DHA(Docosahexaenoic Acid)是二十六碳六烯酸,EPA(Eicosapentaenoic Acid)是二十碳五烯酸简称,一种 $\omega-3$ 多不饱和脂肪酸。二者均为生长发育重要营养元素

(1) 回收脂质加工生物燃料

生物燃料可以来源于农产品中的淀粉、糖、植物油等以及废弃的农业和木质纤维素生物质。农作物作为生物燃料来源时与粮食作物存在土地利用面积的竞争矛盾,对粮食安全有不利影响^[70],因此需要寻找其他清洁可再生的生物燃料原料。微藻的脂质含量为干物质质量的20%~50%^[71],脂质(主要是三酸甘油酯)含量高,并且微藻培养无需额外耕地面积,是生产生物柴油的可行原料。微藻将二氧化碳转化为富含碳的脂质方面的生产力,大大超过了农业产油作物,因此微藻也被认为是生物燃料最有前景的原料之一^[72]。在世界范围内,正在开展研究和示范项目,以开发将藻类油脂生产从工艺扩大到主要工业过程所需的技术。虽然微藻还没有大规模生产应用,但最近在系统生物学、基因工程和生物炼制方法方面的进展,为在未来10~15 a内以可持续和经济的方式发展这一过程提供了机会^[73]。

当营养物质匮乏时,藻类以中性脂质或甘油三酯等油的形式储存化学能^[74]。微藻生物质可通过热化学转化(如热解、气化、水热气化)、生化转化、酯交换和光合微生物燃料电池过程转化为生物燃料被利用。从藻类生物质中提取藻油,再通过与短链醇的酯交换反应^[75]或通过将脂肪酸加氢成线性碳氢化合物^[76]方式可以转化为生物柴油。此外藻类还合成其他燃料产品,如氢,乙醇和长链烃类油,类似于原油。

微藻基生物燃料已显示出作为其他作物基生物燃料的替代低碳生物燃料的前景,但生产过程高成本和低脂产量的问题还有待解决。为了实现藻类基生物燃料的经济生产,必须提高微藻油脂生产能力,降低相关成本^[77]。在微藻培养中,通过技术(反应器设计、过程控制、收获和提取)和菌株的改进,生产率得到了实质性的提高。根瘤菌形成的人工细菌群落可以提高具有重要商业价值

的绿藻生长速度,有希望用于开放式池塘/反应器的大规模培养,从而提高生物燃料生产力^[78]。

(2) 回收蛋白质

微藻蛋白质在食品、化妆品、医疗保健方面都有广阔应用前景。微藻蛋白产量比小麦、豆类等陆生作物高,对淡水及耕地需求少,生产成本低具有经济优势,是经济、可再生可持续的食品成分来源。微藻蛋白质含量丰富,由于其氨基酸组成特性,具有极高的营养回收价值,可用于人类营养保健品和动物饲料加工。由于微藻生物功能蛋白具有全面的生物学特性,包括抗肿瘤、抗高血压、抗炎症、抗病毒、抗氧化和抗凝血性^[79],在制药行业生产高价值化合物前景可观。某些微藻蛋白质含量高于动植物来源蛋白质,且微藻蛋白含有各种必须和非必须氨基酸,营养均衡,可提供优质蛋白来源。微藻蛋白的缺点是风味不够鲜美^[80],限制其在食品加工方面的广泛应用。

获得微藻蛋白质必须实现高效的微藻细胞壁破壁同时又不破坏生物功能蛋白质活性。细胞壁通常由纤维素和木聚糖等多糖组成,还包含硫酸化多糖(苯酚化合物、糖蛋白和蛋白多糖)^[79]。由于微藻细胞结构微观且复杂,针对细胞壁降解机制和有效技术仍需进一步探究。目前对微藻蛋白质回收技术集中在细胞破碎方面研究,针对破坏的程度不同分为机械破碎与非机械型破碎。微藻机械破碎方法包括珠磨、超声波、高压均质、微波辅助提取和脉冲电场,这类方法优点为适用性高、回收率高,但缺点为必须以高能耗为代价;非机械方法包括酶处理、酸/碱处理^[81],酶处理法具有高选择性、温和性和低能量需求特性,但酶的高成本以及新型特异性酶仍需进一步开发,才能实现高效经济低能耗的规模化使用。

(3) 回收碳水化合物

碳水化合物是微藻生物质的主要成分,占总干重的一半以上。微藻碳水化合物主要为分为淀

粉和纤维素,可为生物乙醇生产提供原料来源,作为发酵的可再生原料,可代替甘蔗来源的糖蜜,从而节约农业用地和保护环境。从微藻收获淀粉生产生物乙醇通常包含四个步骤:(a)解构细胞壁回收储存在藻类细胞中的可发酵淀粉;(b)使用 α -淀粉酶水解淀粉;(c)酵母菌将水解糖发酵成乙醇;(d)对乙醇进行分离和纯化^[82]。

3 展 望

综上,菌藻共生系统可应用于污水生物修复、CO₂固定和回收生物质能用于食品、医疗保健、化妆品等领域。菌藻间物质传递应用于污水处理技术中,可以获得更高的藻生物积累量和污染物去除率,从而最大限度地降低微藻培养和污染废水处理成本。

利用藻菌共生体系的工艺具有可再生和可持续发展的优越性,将在当前的微藻产业中得到应用,未来关于微藻-细菌作用研究应着眼于实际应用。然而,大多数关于微藻的研究都是在实验室规模上进行的,在工业规模上提高微藻的产量需要突破性的发现。在耦合菌藻系统三种目的基础上构建的新概念微藻废水处理厂,集废水处理、碳捕集以及微藻培养于一体,有望联结微藻生物质加工厂形成综合污水资源化工业体系,此外可通过合理规划去除烟道气等高浓度CO₂来源。微藻生产成本主要与微藻的培养(上游过程)和生物质的收获与加工(下游过程)有关。高效经济的工业微藻收获技术需要进一步开发,且获取生物质各组分蛋白、脂质和碳水化合物等如何妥善分离与遴选并输送到不同完善的生产加工线也需进一步探究。此外,废水基微藻培养会导致微藻产品的污染,限制了其在食品段中的加工生产,因此保证产品质量以及加工厂的高效经济可持续运行,污水处理与生物质回收之间的衔接也尤为重要。

参考文献 (References):

[1] Khoo K S, Chia W Y, Chew K W, et al. Microalgal-bacterial consortia as future prospect in wastewater bioremediation, environmental management and bioenergy production [J]. *Indian Journal of Microbiology*, 2021, 61(3): 262-269.

[2] Cooper M B, Smith A G. Exploring mutualistic interactions between microalgae and bacteria in the omics age [J]. *Current Opinion in Plant Biology*, 2015, 26: 147-153.

[3] Nambiar K R, Bokil S D. Luxury uptake of nitrogen in flocculating algal-bacterial system [J]. *Water Research*, 1981, 15(6): 667-669.

[4] Fuentes J, Garbayo I, Cuaresma M, et al. Impact of microalgae-bacteria interactions on the production of algal biomass and associated compounds [J]. *Marine Drugs*, 2016, 14(5): 100.

[5] Kouzuma A, Watanabe K. Exploring the potential of algae/bacteria interactions [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2015, 33: 125-129.

[6] 皮永蕊, 吕永红, 柳莹, 等. 微藻-细菌共生体系在废水处理中的应用 [J]. *微生物学报*, 2019, 59(6): 1188-1196. PI Yongrui, LV Yonghong, LIU Ying, et al. Application of microalgae-bacteria symbiosis system in wastewater treatment [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2019, 59(6): 1188-1196.

[7] Goecke F, Thiel V, Wiese J, et al. Algae as an important environment for bacteria - phylogenetic relationships among new bacterial species isolated from algae [J]. *Phycologia*, 2013, 52(1): 14-24.

[8] 李亚丽, 甄新, 李春庚, 等. 藻菌共生系统处理污水的研究进展 [J]. *应用化工*, 2021, 50(11): 3181-3185+3191. LI Yali, ZHEN Xin, LI Chungeng, et al. Study on pollutant removal and biomass accumulation by symbiosis of algae and bacteria in wastewater treatment [J]. *Applied Chemical Industry*, 2021, 50(11): 3181-3185+3191.

[9] 王荣昌, 程霞, 曾旭. 污水处理中菌藻共生系统去除污染物机理及其应用进展 [J]. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 13-22. WANG Rongchang, CHENG Xia, ZENG Xu. Mechanisms and applications of bacterial-algal symbiotic systems for pollutant removal from wastewater [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(1): 13-22.

[10] Li S N, Zhang C, Li F, et al. Recent advances of algae-bacteria consortia in aquatic remediation [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2022, 53(3): 1-25.

[11] Santo É do E, Ishii M, Pinto U M, et al. Obtaining bioproducts from the studies of signals and interactions between microalgae and bacteria [J]. *Microorganisms*, 2022, 10(10): 2029.

[12] Seyedsayamdoost M R, Carr G, Kolter R, et al. Roseobactin: Small molecule modulators of an algal-bacterial symbiosis [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2011, 133(45): 18343-18349.

[13] Riquelme M O R and P V and C E. Interactions of *Botryococcus braunii* cultures with bacterial biofilms I [J]. *Microbial Ecology*, 2010, 60: 628-635.

[14] Kazamia E, Czesnick H, Nguyen T T V, et al. Mutualistic interactions between vitamin B12-dependent algae and heterotrophic bacteria exhibit regulation [J]. *Environmental Microbiology*, 2012, 14(6): 1466-1476.

[15] Bryndan P. Durhama, Shalabh Sharmab, Haiwei Luo, et al. Cryptic carbon and sulfur cycling between surface ocean plankton [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2015, 112(2): 453-457.

[16] Shady A Amina, David H Greenb, Mark C Hart, et al. Photolysis of iron-siderophore chelates promotes bacterial-algal mutualism [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*,

- 2009, 106(40): 17071–17076.
- [17] Santos C A, Reis A. Microalgal symbiosis in biotechnology [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, 98(13): 5839–5846.
- [18] Leyva L A, Bashan Y, Mendoza A, et al. Accumulation fatty acids of in *Chlorella vulgaris* under heterotrophic conditions in relation to activity of acetyl-CoA carboxylase, temperature, and co-immobilization with *Azospirillum brasilense* [J]. Naturwissenschaften, 2014, 101(10): 819–830.
- [19] Choix F J, de-Bashan L E, Bashan Y. Enhanced accumulation of starch and total carbohydrates in alginate-immobilized *Chlorella spp.* induced by *Azospirillum brasilense*: I. Autotrophic conditions [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2012, 51(5): 294–299.
- [20] Choix F J, de-Bashan L E, Bashan Y. Enhanced accumulation of starch and total carbohydrates in alginate-immobilized *Chlorella spp.* induced by *Azospirillum brasilense*: II. Heterotrophic conditions [J]. Enzyme and Microbial Technology, 2012, 51(5): 300–309.
- [21] Aslan S, Kapdan I K. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae [J]. Ecological Engineering, 2006, 28(1): 64–70.
- [22] Wang M, Kuo-Dahab W C, Dolan S, et al. Kinetics of nutrient removal and expression of extracellular polymeric substances of the microalgae, *Chlorella* sp. and *Micractinium sp.*, in wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2014, 154: 131–137.
- [23] 迟堃. 城市污水处理菌藻共生系统中影响藻类生长的因素研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2010: 33–36.
- [24] 陈涛静. 菌藻共生与生物强化技术在废水处理中的应用及机理研究 [D]. 上海: 上海大学, 2017: 49–50.
- [25] Fallahi A, Rezvani F, Asgharnejad H, et al. Interactions of microalgae – bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review [J]. Chemosphere, 2021, 272: 129878.
- [26] Xu X, Gu X, Wang Z, et al. Progress, challenges and solutions of research on photosynthetic carbon sequestration efficiency of microalgae [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2019, 110: 65–82.
- [27] Li Y, Zhou W, Hu B, et al. Effect of light intensity on algal biomass accumulation and biodiesel production for mixotrophic strains *Chlorella kessleri* and *Chlorella protothecoide* cultivated in highly concentrated municipal wastewater [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2012, 109(9): 2222–2229.
- [28] Li W, Kang S. Research status and development ideas of microalgae carbon sequestration technology [J]. Biotechnology, 2011, 6: 22–27.
- [29] Du Z, Li Y, Wang X, et al. Microwave-assisted pyrolysis of microalgae for biofuel production [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(7): 4890–4896.
- [30] Deng S, Li S, Song C, et al. Energy-efficiency research on photochemical-based microalgae carbon capture: Progress, challenge and developing pathway—all databases [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2018, 37(7): 928–937.
- [31] Cheng J, Huang Y, Feng J, et al. Mutate *Chlorella sp.* by nuclear irradiation to fix high concentrations of CO₂ [J]. Bioresource Technology, 2013, 136: 496–501.
- [32] Biological mitigation of carbon dioxide via microalgae: Recent development and future direction [J]. SCIENTIA SINICA Chimica, 2014, 44(1): 63–78.
- [33] Prajapati S K, Malik A, Vijay V K, et al. Enhanced methane production from algal biomass through short duration enzymatic pretreatment and codigestion with carbon rich waste [J]. RSC Advances, 2015, 5(82): 67175–67183.
- [34] Amin S A, Parker M S, Armbrust E V. Interactions between diatoms and bacteria [J]. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 2012, 76(3): 667.
- [35] Gonçalves A L, Pires J C M, Simões M. Wastewater polishing by consortia of *Chlorella vulgaris* and activated sludge native bacteria [J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 133: 348–357.
- [36] Mouget J, Dakhama A, Lavoie M, et al. Algal Growth enhancement by bacteria – is consumption of photosynthetic oxygen involved [J]. Fems Microbiology Ecology, 1995, 18(1): 35–43.
- [37] Su Y, Mennerich A, Urban B. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment; Influence of algae and sludge inoculation ratios [J]. Bioresource Technology, 2012, 105: 67–73.
- [38] 郁颖, 吴磊, 李先宁, 等. 不同藻菌配比下菌藻共生去除水产养殖废水中氮磷的试验 [J]. 净水技术, 2022, 41(4): 54–60.
- [39] YU Ying, WU Lei, LI Xianning, et al. Experiment of nitrogen and phosphorus removal in aquaculture wastewater by helotism system under different ratios of algae-bacteria [J]. Water Purification Technology, 2022, 41(4): 54–60.
- [40] Razzak S A, Ali S A M, Hossain M M, et al. Biological CO₂ fixation with production of microalgae in wastewater – A review [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2017, 76: 379–390.
- [41] Shahid A, Malik S, Zhu H, et al. Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation: A review [J]. Science of the Total Environment, 2020, 704: 135303.
- [42] 穆浩男. 基于微藻培养的有机废水处理 and 烟道气中 CO₂ 固定的影响研究 [D]. 天津: 天津大学, 2018: 21–30.
- [43] Wang J J, Huang B C, Li J, et al. Advances and challenges of sulfur-driven autotrophic denitrification (SDAD) for nitrogen removal [J]. Chinese Chemical Letters, 2020, 31(10): 2567–2574.
- [44] Sun L, Tian Y, Zhang J, et al. A novel membrane bioreactor inoculated with symbiotic sludge bacteria and algae: Performance and microbial community analysis [J]. Bioresource Technology, 2018, 251: 311–319.
- [45] Dhaouefi Z, Toledo-Cervantes A, Ghedira K, et al. Decolorization and phytotoxicity reduction in an innovative anaerobic/

- aerobic photobioreactor treating textile wastewater[J]. *Chemosphere*, 2019, 234: 356–364.
- [45] 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.
- [46] Jia H, Yuan Q. Ammonium removal using algae–bacteria consortia; The effect of ammonium concentration, algae biomass, and light[J]. *Biodegradation*, 2018, 29(2): 105–115.
- [47] Chandra Shekharaiah P S, Sanyal D, Dasgupta S, et al. Heavy metal mitigation with special reference to bioremediation by mixotrophic algae–bacterial proto cooperation [M]//Faisal M, Saquib Q, Alatar A A, et al. *Cellular and Molecular Phytotoxicity of Heavy Metals*. Cham: Springer International Publishing, 2020: 305–334.[2022–12–18].
- [48] Muñoz R, Alvarez M T, Muñoz A, et al. Sequential removal of heavy metals ions and organic pollutants using an algal–bacterial consortium[J]. *Chemosphere*, 2006, 63 (6): 903–911.
- [49] Abinandan S, Subashchandra Bose S R, Venkateswarlu K, et al. Microalgae–bacteria biofilms: A sustainable synergistic approach in remediation of acid mine drainage[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2018, 102(3): 1131–1144.
- [50] Hena S, Gutierrez L, Croué J P. Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from wastewater using microalgae: A review [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403: 124041.
- [51] Wang S, Ji B, Zhang M, et al. Defensive responses of microalgal–bacterial granules to tetracycline in municipal wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 312: 123605.
- [52] Eio E J, Kawai M, Niwa C, et al. Biodegradation of bisphenol A by an algal–bacterial system[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(19): 15145–15153.
- [53] Xiao M, Ma H, Sun M, et al. Characterization of cometabolic degradation of p-cresol with phenol as growth substrate by *Chlorella vulgaris* [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 281: 296–302.
- [54] Maza–Márquez P, González–Martínez A, Juárez–Jiménez B, et al. Microalgae–bacteria consortia for the removal of phenolic compounds from industrial wastewaters [M]//Prasad R, Aranda E. *Approaches in Bioremediation: The New Era of Environmental Microbiology and Nanobiotechnology*. Cham: Springer International Publishing, 2018: 135–184.
- [55] Mahdavi H, Prasad V, Liu Y, et al. In situ biodegradation of naphthenic acids in oil sands tailings pond water using indigenous algae–bacteria consortium[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 187: 97–105.
- [56] Headley J V, Du J L, Peru K M, et al. Evaluation of algal phytodegradation of petroleum naphthenic acids[J]. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2008, 43(3): 227–232.
- [57] Abdalrhman A S, Ganiyu S O, Gamal El–Din M. Degradation kinetics and structure – reactivity relation of naphthenic acids during anodic oxidation on graphite electrodes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 370: 997–1007.
- [58] Hwang G, Dong T, Islam Md S, et al. The impacts of ozonation on oil sands process–affected water biodegradability and biofilm formation characteristics in bioreactors[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130: 269–277.
- [59] Show P L, Tang M S Y, Nagarajan D, et al. A holistic approach to managing microalgae for biofuel applications[J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2017, 18(1): 215.
- [60] Lee K, Lee S Y, Praveenkumar R, et al. Repeated use of stable magnetic flocculant for efficient harvest of oleaginous *Chlorella sp.* [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 167: 284–290.
- [61] Wang H, Laughinghouse H D, Matthew A, et al. Novel bacterial isolate from permian groundwater, capable of aggregating potential biofuel–producing microalga *nannochloropsis oceanica* IMET1 [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2012, 78(5): 1445–1453.
- [62] Elsa D M, Roberto C M. Metabolites recovery from fermentation broths via pressure–driven membrane processes [EB/OL]. (2019–5–7) [2022–12–20]. <https://doi.org/10.1002/apj.2332>.
- [63] Malaguti M, Novoa A F, Ricceri F, et al. Control strategies against algal fouling in membrane processes applied for microalgae biomass harvesting[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 47: 102787.
- [64] Rossignol N, Vandanjon L, Jaouen P, et al. Membrane technology for the continuous separation microalgae/culture medium: Compared performances of cross–flow microfiltration and ultrafiltration [J]. *Aquacultural Engineering*, 1999, 20(3): 191–208.
- [65] Zhang X, Hu Q, Sommerfeld M, et al. Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(14): 5297–5304.
- [66] Marcati A, Ursu A V, Laroche C, et al. Extraction and fractionation of polysaccharides and *B-phycoerythrin* from the microalga *Porphyridium cruentum* by membrane technology [J]. *Algal Research*, 2014, 5: 258–263.
- [67] Castro–Muñoz R, García–Depraect O. Membrane–based harvesting processes for microalgae and their valuable – related molecules: A Review[J]. *Membranes*, 2021, 11(8): 585.
- [68] Bhattacharya M, Goswami S. Microalgae–A green multi–product biorefinery for future industrial prospects [J]. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 2020, 25: 101580.
- [69] Koyande A K, Show P L, Guo R, et al. Bio–processing of algal bio–refinery: A review on current advances and future perspectives[J]. *Bioengineered*, 2019, 10(1): 574–592.
- [70] Ji X, Long X. A review of the ecological and socioeconomic effects of biofuel and energy policy recommendations[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 61: 41–52.
- [71] Ahmad A L, Yasin N H M, Derek C J C, et al. Microalgae as a sustainable energy source for biodiesel production: A review

- [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2011, 15 (1): 584–593.
- [72] Wang X, Qin Z H, Hao T B, et al. A combined light regime and carbon supply regulation strategy for microalgae-based sugar industry wastewater treatment and low-carbon biofuel production to realise a circular economy[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 446: 137422.
- [73] Wijffels R H, Barbosa M J. An outlook on microalgal biofuels[J]. *Science*, 2010, 329(5993): 796–799.
- [74] Hu Q, Sommerfeld M, Jarvis E, et al. Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: Perspectives and advances[J]. *The Plant Journal*, 2008, 54(4): 621–639.
- [75] Chisti Y. Biodiesel from microalgae[J]. *Biotechnology Advances*, 2007, 25(3): 294–306.
- [76] Lestari S, Mäki-Arvela P, Beltramini J, et al. Transforming triglycerides and fatty acids into biofuels[J]. *ChemSusChem*, 2009, 2(12): 1109–1119.
- [77] Milano J, Ong H C, Masjuki H H, et al. Microalgae biofuels as an alternative to fossil fuel for power generation[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2016, 58: 180–197.
- [78] Kim B H, Ramanan R, Cho D H, et al. Role of Rhizobium, a plant growth promoting bacterium, in enhancing algal biomass through mutualistic interaction[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2014, 69: 95–105.
- [79] Timira V, Meki K, Li Z, et al. A comprehensive review on the application of novel disruption techniques for proteins release from microalgae[J]. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 2022, 62(16): 4309–4325.
- [80] Nadathur S R, Carolan M. Flavors, taste preferences, and the consumer; Taste modulation and influencing change in dietary patterns for a sustainable earth[M]//Nadathur S R, Wanasundara J P D, Scanlin L. *Sustainable Protein Sources*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc, 2017: 377–389.
- [81] 孟丹阳, 杜艳, 陈复生. 微藻中蛋白质的提取方法研究进展[J]. *食品与发酵工业*, 2022: 1–13.
MENG Danyang, DU Yan, CHEN Fusheng. Research progress on extraction methods of proteins from microalgae[J]. *Food and Fermentation Industries*, 2022: 1–13.
- [82] Raheem A, Prinsen P, Vuppaladadiyam A K, et al. A review on sustainable microalgae based biofuel and bioenergy production: Recent developments[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 181: 42–59.