

李盈盈, 周璐, 荣宏伟, 等. 光照强度对菌藻共生系统处理水产养殖废水的性能影响及微生物群落变化[J]. 净水技术, 2023, 42(8):117-130.

LI Y Y, ZHOU L, RONG H W, et al. Effect of light intensity on performance of bacteria-algae symbiosis system for mariculture wastewater treatment and variation of microflora[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(8):117-130.

光照强度对菌藻共生系统处理水产养殖废水的性能影响及微生物群落变化

李盈盈, 周璐, 荣宏伟*, 鲁锰业, 王竞茵, 崔佰慧, 郭大滨

(广州大学土木工程学院, 广东广州 510006)

摘要 试验采用悬浮态菌藻共生系统, 探究光照强度对菌藻共生系统水产养殖废水处理的性能影响。试验结果表明, 当光照强度为 4 500 lux 时, 处理效果最好, COD_{Cr} 去除率为 96.87%, TN 去除率为 95.70%, PO₄³⁻-P 的去除率为 94.34%, 磺胺甲恶唑(SMX) 的去除率为 95.67%。各污染物主要在有光照的条件下被去除, 黑暗期间的去除率较低。过高和过低的光照强度均对微藻和细菌的生长代谢产生抑制作用, 二者活性和相互作用下降, 影响胞外聚合物(EPS)的分泌量。光照强度对菌藻共生系统的微生物群落造成显著差异。过高的光照强度会降低微生物群落的丰富度和多样性, 系统中的细菌逐渐转变为耐光性更强的细菌, 同时反硝化细菌和 SMX 降解菌的丰度明显降低, 但是会提高抑制藻华的菌属丰度。

关键词 菌藻共生系统 水产养殖废水 光照强度 脱氮除磷 磺胺甲恶唑(SMX) 微生物群落

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)08-0117-14

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.08.015

Effect of Light Intensity on Performance of Bacteria-Algae Symbiosis System for Mariculture Wastewater Treatment and Variation of Microflora

LI Yingying, ZHOU Lu, RONG Hongwei*, LU Mengye, WANG Jingyin, CUI Baihui, GUO Dabin

(School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract In this study, the effect of light intensity on the performance of mariculture wastewater treatment by a suspended-state bacterial-algal symbiosis system was investigated. The experimental results showed that the best treatment effect was achieved when the light intensity was 4 500 lux, with the removal efficiency of COD_{Cr} of 96.87%, TN of 95.70%, PO₄³⁻-P of 94.34% and SMX of 95.67%. All pollutants were removed mainly in the presence of light, and the removal rate was lower during darkness. Both too high and too low light intensities inhibited the growth and metabolism of microalgae and bacteria, reducing the activity of both, thus decreasing the exchange of substances and signals and affecting the amount of extracellular polymeric substances (EPS) secretion. Light intensity caused significant variation in microflora of the bacterial-algal symbiotic system. Excessive light intensity would reduce and change the abundance and diversity of microflora, leading to gradual conversion of bacteria in the system to more light-tolerant bacteria. In addition, the abundance of denitrifying bacteria and SMX-degrading bacteria was significantly reduced, but the abundance of algal bloom-inhibiting genera was increased.

Keywords bacterial-algal symbiosis system mariculture wastewater light intensity nitrogen and phosphorus removal sulfamethoxazole (SMX) microflora

[收稿日期] 2023-02-26

[基金项目] 国家自然科学基金(52170071);广东省自然科学基金(2022A1515011909);大学生创新创业训练计划项目(s202211078208)

[作者简介] 李盈盈(1998—),女,硕士,研究方向为菌藻共生系统处理水产养殖废水,E-mail:liyy_1230@163.com。

[通信作者] 荣宏伟(1971—),男,教授,E-mail:hwrong@gzhu.edu.cn。

随着全世界人口的增长和经济的提升,人们对营养需求日益增加,海产品逐渐成为主要的蛋白质来源,水产养殖业迅速扩张。自2002年以来,我国一直是世界上最大的水产品贸易国,水产品出口量一直位居世界第一^[1]。根据《2021中国渔业统计年鉴》^[2],2016年—2020年,我国海水养殖产量逐年增长,2020年我国海洋产品总产量达到5 224万t,其中海水养殖产量为2 135万t,约占海洋总产量的40.87%。

然而,在水产养殖过程中,大量的动物排泄物和未被使用的饲料会导致水体中的污染物含量剧增,如N、P和COD^[3]。未经处理的废水直接排入水环境中可能会导致水体富营养化,对环境造成潜在风险。同时,为了预防和治疗鱼虾类疾病,水产养殖饲料中常常含有抗生素。70%~80%的抗生素未能被使用,残留的抗生素对水环境造成了严重的威胁^[4]。其中,磺胺类是水产养殖废水中检出率较高的抗生素之一^[5]。2019年,我国政府对水产养殖业提出“绿色健康发展”的相关意见,要求养殖废水中的污染物应在排放前被有效去除,实现养殖废水的循环利用。

近年来,基于微藻细菌共生系统去除污染物的技术逐渐兴起。微藻通过光合作用产生O₂,供给细菌代谢繁殖。活性污泥中的细菌通过呼吸释放CO₂,为微藻提供CO₂进行光合作用^[6]。通过这种共生机制,菌藻共生比传统活性污泥对氨氮和P的去除率更高^[7]。值得注意的是,藻类的生长代谢与光照直接相关。Matos等^[8]和Yan等^[9]的研究表明,光照强度对微藻去除废水中的污染物有显著影响。当光照强度过高时,水中的微藻和细菌都会受到光抑制作用,导致出水水质变差^[10]。Marcilhac等^[11]的研究表明,在244 μmol/(m²·s)的光量子通量密度下,菌藻共生系统对N的去除率最大,可达8.5 mg N/(L·d),并发现氨氧化细菌受到微藻生长的影响。Meng等^[12]发现光量子通量密度≥90 μmol/(m²·s)时,更利于氨氧化细菌和藻类的富集,对N和P的去除更加高效。Gao等^[13]在光照强度为5 000 lux时获得了最佳养分去除效率,去除了98.1%的COD_{Cr}、70.7%的氨氮和90.0%的TP。由此可见,要达到菌藻共生系统的高效处理效率,光照强度是重要的因素。但目前缺少光照强度对微藻细菌共生系统处理水产养殖废水的相关研究,也没有

对抗生素去除研究的报道。

本研究的目的是,采用悬浮态菌藻共生系统,通过改变光照强度,选取磺胺甲恶唑(SMX)为主要抗生素,探究光照强度对水产养殖废水中营养物质及抗生素的处理效果。同时,对微藻细菌活性、胞外聚合物(EPS)分泌量和微生物群落进行比较,得到最佳光照强度,为工程的实际应用奠定理论依据。

1 试验材料和方法

1.1 小球藻扩培

海水小球藻(*GY-H4 chlorella* sp.)购自上海光语生物科技有限公司,采用BG11培养基培养。在500 mL锥形瓶中,按照藻液:培养基=1:5的体积比接种,放置于温度为25℃、光照强度为2 500 lux、明暗比为12 h:12 h的光照培养箱中进行扩培。通过波长为680 nm的紫外分光光度法每天检测藻细胞的生长,得到OD₆₈₀与海水小球藻干重的相关函数,如式(1)。

$$Y=0.341\ 63x-0.005\ 63,R^2=0.998\ 54\quad (1)$$

其中:Y——海水小球藻干重,g/L;

x——检测得到的OD₆₈₀。

1.2 活性污泥耐盐性驯化

好氧活性污泥取自广州南村污水处理厂。增加海水晶将废水盐度从0调节至3%,经过60 d驯化培养,获得耐盐活性污泥,将活性污泥作为接种菌种。

1.3 试验设计

本试验以体积为500 mL的锥形瓶作为序批式活性污泥法(SBR)反应器。环境温度为25℃,明暗比为12 h:12 h,藻菌比为1:3(120 mg/L:360 mg/L),设置光照强度为2 000、4 500、7 000、9 500 lux,分别记为AS2000、AS4500、AS7000、AS9500。为保证菌藻充分接触,采用磁力搅拌器以200 r/min搅拌。24 h为1个周期,22 h搅拌,100 min沉淀,10 min出水,10 min进水。由于藻类沉降性较差,避免藻类过多流失,试验第1 d不排水,以母液形式加入污染物,后续每天体积交换率为25%。

试验用水产养殖废水总体积为400 mL。模拟废水组成:海水晶质量浓度为33.33 g/L、氨氮质量浓度为12 mg/L、PO₄³⁻-P质量浓度为1 mg/L、COD_{Cr}质量浓度为100 mg/L、SMX质量浓度为1 mg/L、微量元素质量浓度为0.1 mL/L。pH值为7.8~8.0,

每次进水用 1 mol/L NaOH 和 1 mol/L HCl 调节。

1.4 水质分析方法

每天取沉淀后上清液,过 0.45 μm 水系聚醚砜滤膜后进行水质分析。COD_{Cr}、氨氮、NO₂-N、NO₃-N、PO₄³⁻-P、混合液悬浮固体浓度 (MLSS) 和混合液挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 按标准方法检测^[14]。用溶解氧 (DO) 计 (HQ40d, HACH, 美国) 测定反应器中的 DO 浓度, pH 由 pH 计 (HQ40d, HACH, 美国) 测定。

水样通过 0.22 μm 聚醚砜滤膜,测定进出水 SMX 含量。采用高效液相色谱法 (1100, 安捷伦, 美国) 测定 SMX 的含量。测定所用色谱柱为 Agilent ZORBAX SB-C18 (4.6 mm \times 250 mm, 3.5 μm), 柱温控制在 30 $^{\circ}\text{C}$ 。流动相为甲醇-甲酸水 (0.1%), 体积比为 49:51, 流速为 0.2 mL/min, 检测波长设为 270 nm。根据试验开始时和试验结束时的 SMX 浓度计算 SMX 的去除率。

1.5 海水小球藻活性和微生物活性的表征

本试验通过叶绿素 a 衡量小球藻生长情况,使用 95% 乙醇测定叶绿素 a 含量,每 2 d 进行一次检测。取试验末期的菌藻混合物测定微藻和细菌活性。采用黑白瓶法测定菌藻混合液的光合产氧速率 (SOGR) 来表征海水小球藻活性^[15]。各反应器的微生物活性以比氧吸收率 (SOUR)、比氨氧化速率 (SAUR) 和比硝化速率 (SNUR) 表示^[16]。

1.6 EPS 提取

EPS 主要包括松散结合的 EPS (LB-EPS) 和紧密结合的 EPS (TB-EPS)^[17]。取试验末期的菌藻混合物,采用热提取法提取 LB-EPS 和 TB-EPS^[18]。分析 LB-EPS 和 TB-EPS 中的总有机碳 (TOC)、蛋白质 (PN) 和多糖 (PS) 含量。TOC 通过 TOC 分析仪 (TOC-LcpH/CPN, Shimadzu) 测量,PN 按照 Lowry 方法测量^[19],用苯酚-硫酸法测定 PS 含量^[20]。

1.7 高通量测序

取试验结束后接种污泥的试验组进行高通量测序。微生物多样性测序工作由 Majorbio 生物制药科技有限公司 (中国上海) 完成。整个测序基本流程主要包含 DNA 提取、PCR 扩增及产物纯化、PCR 产物的定量和均一化、测序文库构建以及双端测序。通用引物对 341F (5'-CCTACGGGNGGCWGCAG-3') 和 805R (5'-GACTACHVGGTATCTAATCC-3') 用于

扩增靶向 V3~V4 区域的细菌 16S rRNA 区域^[21]。然后将 PCR 产物在 Illumina MiSeq 平台上进行测序。生物信息学分析在 Majorbio I-Sanger (<https://cloud.majorbio.com/>) 上进行。

2 结果和讨论

2.1 小球藻生长情况

光合作用是光照损伤和自我恢复的动态平衡,而叶绿素是进行光合作用的主要光合色素。图 1 为不同光强下的叶绿素 a 含量。随着试验的推进,各试验组中的叶绿素 a 质量浓度分别从开始的 1.67 mg/L 左右上升至结束时的 3.36、4.39、4.54、4.60 mg/L。在试验前期,小球藻处于快速生长阶段,并且在第 4 d 的生长速率达到最大,随后逐渐趋于平缓。但是当光照强度为 7 000 lux 和 9 500 lux 时,至试验末期,叶绿素 a 含量开始出现负增长。可能主要有以下两个原因:1) 中高光强下,微藻生长不受限制,藻密度不断上升,最终造成自遮蔽现象,过量的小球藻无法捕获到足够的光能,光合效率下降,同时水中分泌的过量藻毒素对小球藻造成毒害作用;2) 长期处于过高的光照强度下,小球藻吸收过量的光能会破坏光合色素,抑制光合作用而发生光抑制现象,同时高强度的光照会引起藻细胞膜的损伤,导致藻细胞的死亡^[22]。当光照强度为 2 000 lux 时,由于活性污泥的遮蔽,藻细胞吸收的光能较弱,光合作用效率低下,小球藻生长受限,叶绿素 a 含量低下。

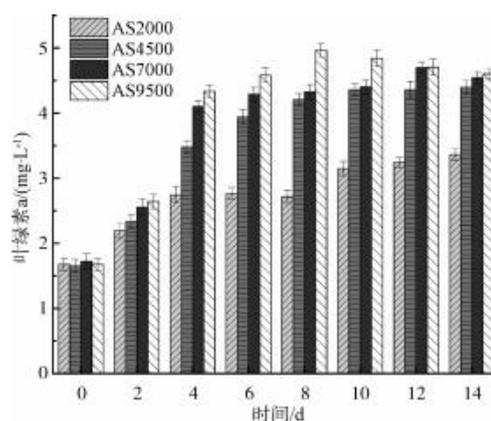


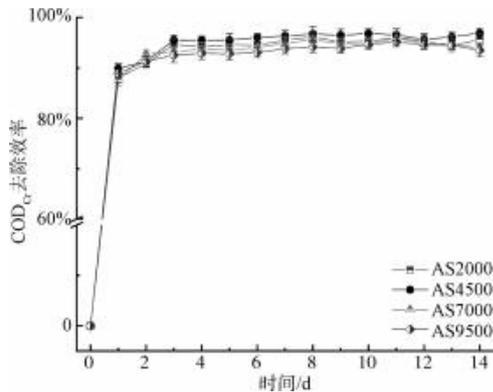
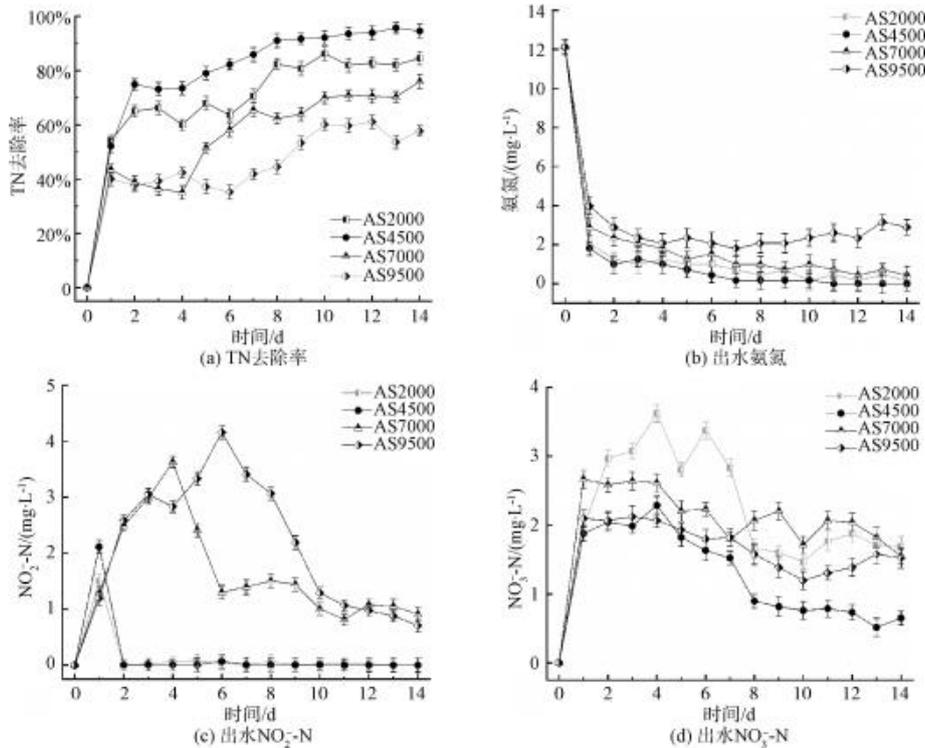
图 1 不同光照强度下叶绿素 a 含量

Fig. 1 Chl-a Content under Different Light Intensities

2.2 COD_{Cr} 的去除

图 2 为不同光强下 COD_{Cr} 的去除效率。经过 14 d 的共生培养,所有反应器的出水 COD_{Cr} 质量浓

度均低于 6 mg/L, 平均去除率可以达到 94% 以上, 光照强度为 4 500 lux 时, COD_{Cr} 去除率最高, 为 96.87%。这说明不同光强下小球藻均能通过光合作用为菌藻共生系统提供 DO, 保障微生物的生长, 并能较好地去除有机物。对不同光照强度下 COD_{Cr} 的去除率进行以光照强度为单因素的显著性分析, P 值为 0.059 (>0.05), 差异不显著。因此, 在本试验的试验周期内, 光照强度对菌藻共生系统去除 COD_{Cr} 没有显著影响。

图2 不同光照强度下 COD_{Cr} 去除率Fig. 2 COD_{Cr} Removal Rate under Different Light Intensities图3 不同光照强度下 TN 去除效率和氨氮、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 出水含量Fig. 3 TN Removal Rate and Ammonia Nitrogen, NO_2^- -N and NO_3^- -N Content in Effluent under Different Light Intensities

2.3 氮素的去除

不同光照强度下, 菌藻共生系统脱氮效率如图 3(a) 所示。当光照强度为 4 500 lux 时, TN 去除效果最佳, 为 95.70%, 其次分别为 84.59% (2 000 lux)、76.05% (7 000 lux) 和 57.75% (9 500 lux)。

试验驯化周期内, 各菌藻共生系统出水氨氮、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 含量如图 3(b)~图 3(d) 所示。各反应器出水氨氮含量在试验初期迅速降低, 随后逐渐趋于稳定。到试验驯化末期, 2 000、4 500、7 000 lux 的出水氨氮均趋于 0, 而光照强度为 9 500 lux 的菌藻共生系统出水氨氮不断上升。可能是因为微藻在高光强下迅速繁殖, 造成自身对光照的遮蔽现象, 对氨氮的生物吸收能力下降, 脱氮效果下降。由于光照对氨氧化菌 (AOB) 和亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 的抑制作用, 无法实现系统中的硝酸盐和亚硝酸盐的快速转化, 导致试验第 1 d 时 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的累积。从第 2 d 开始, 在光照强度为 2 000 lux 和 4 500 lux 的条件下, 出水 NO_2^- -N 含量开始趋于 0, 而 7 000 lux 和 9 500 lux 的出水 NO_2^- -N 含量持续上升。这说明, 当光照强度较低时, NOB 可以快速克服光抑制, 进行后续的硝化作用; 当光照强度较高时, 光照对 NOB 的抑制

作用更加持久,导致系统中 NO_2^- -N 的逐渐累积。同时,由于高光照强度下微藻大量繁殖,释放更多 O_2 ,反硝化细菌的还原酶活性受到抑制,在光照强度为 7 000 lux 和 9 500 lux 的系统中,出水 NO_3^- -N 质量浓度较高,到试验末期仍然保持在 1.6 mg/L 左右。但是,过低的光照强度不利于微藻进行光合作用和繁殖,降低了微藻活性,从而无法快速将系统中的 NO_3^- -N 生物吸收,因此,在 2 000 lux 的光照强度下,出水 NO_3^- -N 的质量浓度也较高。由此可见,光照强度过低和过高均不利于菌藻共生系统的高效稳定运行。

在一个试验周期内,各不同光照强度条件下的出水氮素含量和 TN 去除率如图 4 所示。0~6 h 和 12~18 h 为光照阶段,藻类进行光合作用,为亚硝化

和硝化细菌提供了吸收转化氨氮所需的 O_2 。此阶段氨氮含量迅速下降,归因于微藻的生物吸收和细菌的吸收转化。同时,开始产生少量 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N,但是 N 的损失很多。除了微藻对 N 的吸收同化,还有部分 N 被菌藻胶团内部的反硝化细菌利用,转化为 N_2 释放进环境中,实现高效的脱氮效果。6~12 h 和 18~24 h 进入黑暗阶段,氨氮的下降趋势明显下降,TN 去除效率趋于平缓。这主要是因为,黑暗条件下微藻不产 O_2 ,系统呈现缺氧状态,细菌失去 O_2 供给,逐步停止代谢活动,也无法为微藻提供足够的 CO_2 ,氨氮由此失去了转化和吸收途径。此时,反硝化细菌开始发挥作用,进一步将系统中的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 转化为 N_2 。

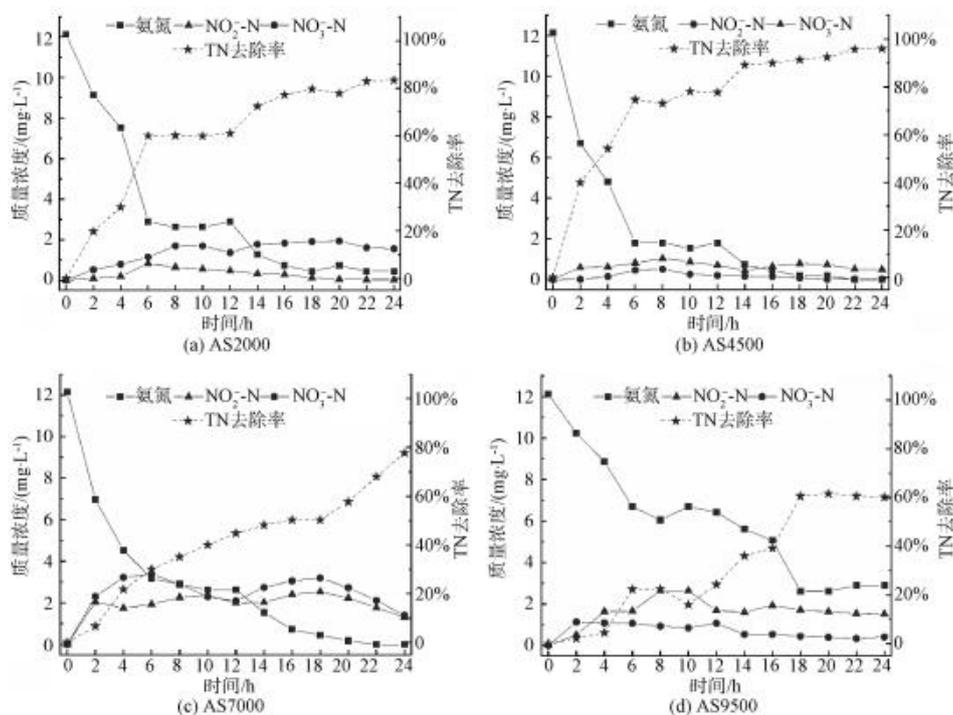


图 4 一个试验周期内不同光照强度下水氨氮、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 含量和 TN 去除率

Fig. 4 Ammonia Nitrogen, NO_2^- -N, NO_3^- -N Content and TN Removal Rate of Effluent under Different Light Intensities in a Experimental Period

但是光照条件下,7 000 lux 和 9 500 lux 的脱氮效率远远低于 2 000 lux 和 4 500 lux。以 0~6 h 为例,各试验组的脱氮效率分别为 60.0% (2 000 lux)、73.1% (4 500 lux)、30.1% (7 000 lux) 和 22.3% (9 500 lux)。这主要是因为,在 7 000 lux 和 9 500 lux 系统中的 AOB 和 NOB 受到持续性高光照强度的抑制作用,活性大大降低甚至死亡,对于氨氮和 NO_2^- -N 的吸收转化速率降低。同时,由于小球藻释

放大量 O_2 ,反硝化作用受到抑制, NO_3^- -N 的转化速率也降低。最终导致在中高光照强度下,系统的脱氮效率远远低于低光强。

2.4 磷酸盐去除

图 5 为不同光照强度下 PO_4^{3-} -P 去除效率,分别为 70.75% (2 000 lux)、94.34% (4 500 lux)、86.47% (7 000 lux) 和 76.62% (9 500 lux)。由此可见,光照强度为 4 500 lux 时,除 P 效率最高。试验

驯化初期,活性污泥和小球藻处于相互适应阶段。为了进行物质交换和信号交流^[23],小球藻需要不断合成腺苷三磷酸(ATP)来满足自身生长代谢并为系统提供 O₂。在微藻的生长机制中,ATP 由无机磷酸化合形成。因此,在试验前 4 d,各反应器的 TP 去除率均能快速上升。同时,此阶段 PO₄³⁻-P 的去除速率随光照强度的增强而增强,这可能是污泥对光照的衰减作用,导致试验的光照强度范围没有达到海水小球藻的光饱和点,故未出现光抑制现象,微藻的奢侈吸收机制^[24]得以持续发挥作用,小球藻密度不断增加。到试验后期,在 7 000 lux 和 9 500 lux 的高光照强度条件下,PO₄³⁻-P 的去除率持续下降。这可能是由于微藻的大量繁殖导致的光遮蔽现象,抑制了光合磷酸化作用,对于 PO₄³⁻-P 的吸收作用下降。然而,光照强度过低不利于小球藻进行高效的光合作用,无法捕获更多的光能用于合成 O₂,微藻生长受到限制,因此,PO₄³⁻-P 的吸收去除效率低下。

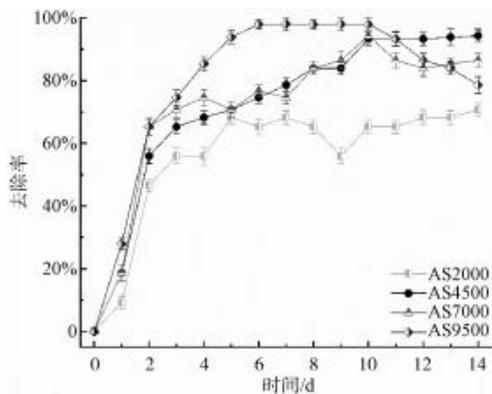


图5 不同光照强度下 PO₄³⁻-P 去除率

Fig. 5 PO₄³⁻-P Removal Rate under Different Light Intensities

图 6 为一个试验周期内不同光强对 PO₄³⁻-P 的去除效率。微藻在光反应过程中,会通过捕获转化光能、光解水、传递电子、还原烟酰胺腺嘌呤二核苷酸(NADP⁺)和光合磷酸化等反应,产生 O₂、ATP 和还原型烟酰胺腺嘌呤二核苷酸磷酸(NADPH)。在 0~6 h 和 12~18 h 的光照阶段,光能充足,产生大量 DO,为微藻光合磷酸化和聚磷菌好氧吸磷提供了充足的条件。因此,此阶段 PO₄³⁻-P 的去除效率呈现直线上升的趋势。然而,在黑暗阶段,即 6~12 h 和 18~24 h,藻类失去光源,不再供给 O₂,系统处于缺氧状态,聚磷菌将之前吸收的过量 PO₄³⁻-P 释放出来。所以,在周期内,TP 的去除效率呈现波动

上升趋势。在合适的光照强度下,微藻与细菌处理 PO₄³⁻-P 可以实现高效的协同作用。

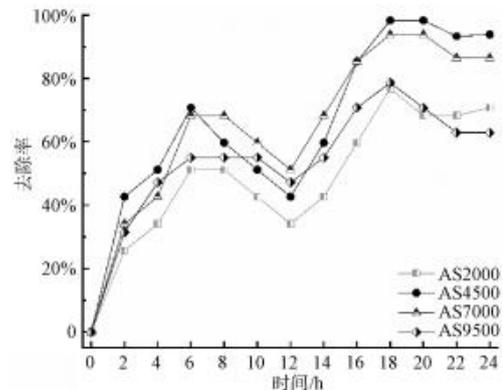


图6 一个试验周期内不同光照强度下 PO₄³⁻-P 去除率

Fig. 6 PO₄³⁻-P Removal Rate under Different Light Intensities in a Experimental Period

2.5 SMX 的去除

由图 7 可知,光照强度为 4 500 lux 时,SMX 的去除率最高,为 95.67%,比其余光照强度条件下分别高了 7.99% (2 000 lux)、19.24% (7 000 lux) 和 61.32% (9 500 lux)。SMX 的酸度系数(pKa)为 5.6~6.6,在高于 pKa 的 pH 下,SMX 会以带负电的形式存在,被带负电的微藻细胞排斥^[25]。在本试验中,pH 值始终维持在 7.8 以上。同时,SMX 的水分配系数(Log_{K_{ow}})值低于 1,为 0.89,表现出亲水性的特质,与细胞的吸附结合有限^[26]。Rodrigues 等^[27]的研究也表明,菌藻共生系统对 SMX 的生物吸附非常低,只有 1.26%。此外,Bai 等^[28]和 Xiong 等^[29]的研究表明,SMX 的生物吸收、生物累积和光降解非常低或微不足道。由于基于底物相互利用的协同机制,微藻细菌共生体可以更好地代谢药物化合

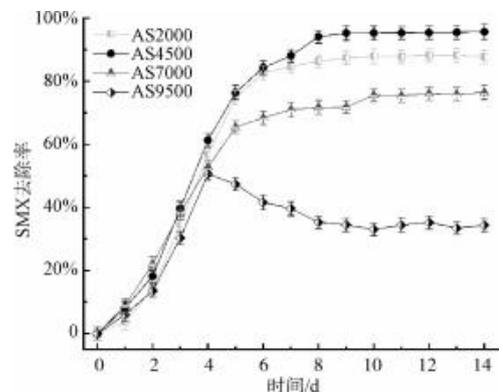


图7 不同光照强度下 SMX 去除率

Fig. 7 SMX Removal Rate under Different Light Intensities

物^[30],对抗生素降解比其他生物处理系统更彻底和有效^[31-32]。因此,本试验中,大部分 SMX 由细菌和微藻共同生物降解完成。在试验周期前 4 d,各反应器去除 SMX 的去除效率迅速上升,之后各反应器的去除效率逐步降低,直到第 8 d 才逐步趋于稳定。在低光照强度至中高光照强度(2 000 ~7 000 lux)下,SMX 的去除效率均比高光照强度条件下要高。由此可见,过高的光照强度不利于细菌和微藻协同作用去除 SMX。当光照为 9 500 lux 时,光能充足,试验初期小球藻生长不受限,但是细菌受到的光照抑制作用是所有试验组中最高的,故 SMX 去除效率较低,到第 4 d 为 50.8%。随后,对 SMX 的去除效率开始下降。这可能是因为,在第 4 d,叶绿素 a 的增长速率达到最大,开始大量繁殖,在第 8 d 达到最高,为 4.90 mg/L。小球藻的无限制生长,打破了和细菌之间的共生关系,变为竞争关系,共同生物降解 SMX 的模式也被打破。由于光照对细菌的抑制作用,微藻成为 SMX 的主要处理者,去除率始终维持在 34.0%左右。在 Yu 等^[33]的研究中,采用海水小球藻处理人工海产养殖废水中的 SMX,去除率达到 41%~50%。类似地,Chen 等^[26]采用小球藻处理磺胺类抗生素,去除率可达 33%左右。因此,小球藻对磺胺类抗生素的去除率在 33%~50%,与本试验高光照强度条件下的结果相似。

图 8 为一个试验周期内不同光照强度下 SMX 的去除率。可以明显观察到,在光照阶段,即 0~6 h 和 12~18 h,SMX 去除效率迅速上升,0~6 h 时最高可达 70%左右;而黑暗阶段,即 12~18 h 和 18~24 h,SMX 的去除效率趋于平缓,总体增加只有

10%左右。与本试验结果相同的还有在 Hu 等^[34]的试验中,当 SMX 质量浓度为 1 mg/L 时,菌藻共生系统在光照条件下对 SMX 的去除率可达 50%~80%,而在黑暗条件下只有 15%~20%。这可能是因为,低浓度的 SMX 对共生系统中的小球藻几乎没有影响,并且 EPS 的过量产生降低了菌藻共生系统对 SMX 的敏感性^[29]。

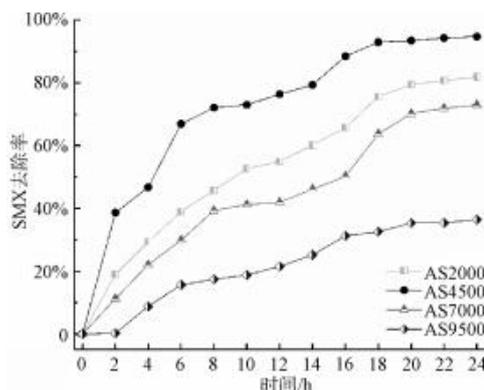


图 8 一个试验周期内不同光照强度下 SMX 去除效率
Fig. 8 SMX Removal Rate under Different Light Intensities in a Experimental Period

2.6 微生物活性

如图 9(a)所示,对不同光强下菌藻共生系统的小球藻活性进行了比较,2 000、4 500、7 000、9 500 lux 时分别为 23.55、30.93、21.09、16.06 $\mu\text{mol O}_2/(\text{mg Chl-a}\cdot\text{h})$ 。小球藻活性随光照强度的增加,呈现先上升后下降的趋势。光照强度是影响微藻生长的主要环境因素,过低会限制光合速率,过高会对微藻产生光抑制作用^[23]。本试验中,由于活性污泥对光照的遮蔽作用,在 2 000 lux 光照强度下微藻生长更加受到限制,活性降低。当光照强度

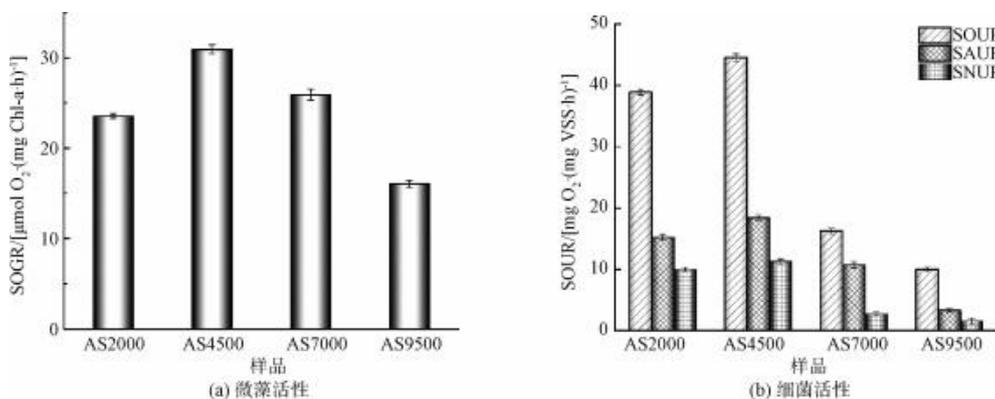


图 9 微藻活性和细菌活性比较

Fig. 9 Comparison of Microalgal Activity and Bacterial Activity

为 7 000 lux 和 9 500 lux 时,试验初期光能充足,小球藻生长繁殖不受限制,叶绿素 a 含量迅速上升。到试验末期,自遮蔽现象加剧,光反应受到限制,无法提供足够的 ATP 和 NADPH 进行 CO₂ 的吸收利用,暗反应的效率被削弱,小球藻活性降低,叶绿素 a 含量也下降。

如图 9(b) 所示,对不同光强下菌藻共生系统中细菌活性进行比较,包括细菌总活性 SOUR、亚硝酸盐细菌活性 SAUR 和硝酸盐细菌活性 SNUR。同微藻活性 SOGR 一样,随着光照强度的提升,呈现先上升后下降的趋势,2 000、4 500、7 000、9 500 lux 时依次为 38.92、44.57、16.26、10.01 mg O₂/(g VSS·h)。同时,可以发现细菌活性与系统脱氮效率呈现正相关的趋势。光照强度越高,细菌总活性越低,光照对硝化细菌的抑制作用越高,这主要是因为参与硝化作用能量传导途径的 AOB 和 NOB 细胞色素均被强光破坏^[35],从而无法进行高效的脱氮作用。然而,在低光强下,小球藻生长受到抑制,小球藻无法摄取到足够的 O₂,活性降低。

2.7 EPS 分析

EPS 是由微藻和细菌产生的黏性代谢产物,在维持微藻细菌的共生关系和系统稳定性方面发挥着重要作用^[36-37]。表 1 为试验前后不同光强下菌藻

共生系统 EPS 含量变化。经过 14 d 的联合培养,2 000、4 500、7 000、9 500 lux 时 LB-EPS 中 TOC 含量分别增加 60.11%、70.27%、28.17%、19.13%,TB-EPS 中 TOC 含量分别增加 169.72%、238.89%、106.86%、77.53%。显而易见,TB-EPS 的分泌量远远多于 LB-EPS。研究^[38]表明,TB-EPS 含量越多则菌藻结合越紧密,结构越稳定。由于 TB-EPS 处于最内层,在本试验中更利于形成内部稳定的菌藻胶团,提高污水处理效果。EPS 的大量分泌也可以保护细菌和微藻细胞,减缓 SMX 的毒害作用^[39]。细菌和微藻之间的相互作用会刺激 EPS 的分泌^[40]。而 EPS 带正电荷,会吸附水中的 PO₄³⁻、NO₃⁻ 和 NO₂⁻ 等阴离子来中和电荷。细菌和微藻为满足自身生长代谢需求会逐渐聚集,并且由于 EPS 的黏性而黏结在一起。因此,研究^[41-42]表明,EPS 含量的增加对污染物的去除和微生物活性的提高有着正向作用。但是,光照强度较高时,细菌的活性受到抑制。同时微藻的趋光性会与 EPS 的黏滞力进行抵抗^[41],细菌和微藻之间的相互作用下降,EPS 分泌量随着光照的增强而降低。在低光照强度下,微藻无法捕获更多光能,光合作用效率低下,无法产生更多的 O₂ 供给细菌代谢产生 CO₂,二者的相互作用下降,EPS 分泌量降低。

表 1 不同光照强度菌藻共生系统试验前后的 EPS 中 TOC 含量

Tab. 1 TOC Content in EPS before and after Experiments in Bacterial-Algal Symbiosis Systems under Different Light Intensities

光照强度/lux	试验前		试验 14 d	
	LB-EPS 中 TOC/ [mg·(g VSS) ⁻¹]	TB-EPS 中 TOC/ [mg·(g VSS) ⁻¹]	LB-EPS 中 TOC/ [mg·(g VSS) ⁻¹]	TB-EPS 中 TOC/ [mg·(g VSS) ⁻¹]
2 000	18.55	9.28	29.70	25.03
4 500	19.71	9.54	33.56	32.33
7 000	18.67	8.75	23.93	18.10
9 500	17.25	9.97	20.55	17.70

试验结束后 EPS 中 PS 和 PN 的含量及 PN/PS 如图 10 所示。光照强度为 4 500 lux 时,PS 和 PN 含量最高,PS 分别为 20.07 mg/(g VSS) (LB-EPS) 和 26.83 mg/(g VSS) (TB-EPS),PN 分别为 48.76 mg/(g VSS) (LB-EPS) 和 59.65 mg/(g VSS) (TB-EPS)。在 4 个光照强度下,无论是 LB-EPS,还是 TB-EPS,PN 含量均占主体。EPS 中的 PN 越高,说明菌藻胶团内部的联结越紧密。同时,PN 也具有稳定污泥絮体结构的作用,因此,更高的 PN 含量更

利于活性污泥架构更加稳定的菌藻胶团,使得菌藻胶团实现更加高效的同步硝化反硝化过程。并且,由于 PN 对于 SMX 的转运作用^[43],SMX 可以在菌藻胶团内部逐渐降解,提高对 SMX 的去除率。

2.8 微生物群落分析

2.8.1 α-多样性分析

α-多样性是指一个特定区域或者生态系统内的多样性,常用的度量标准有 Chao 1、ACE、Shannon、Simpson、Coverage 指数。Chao 1 指数和

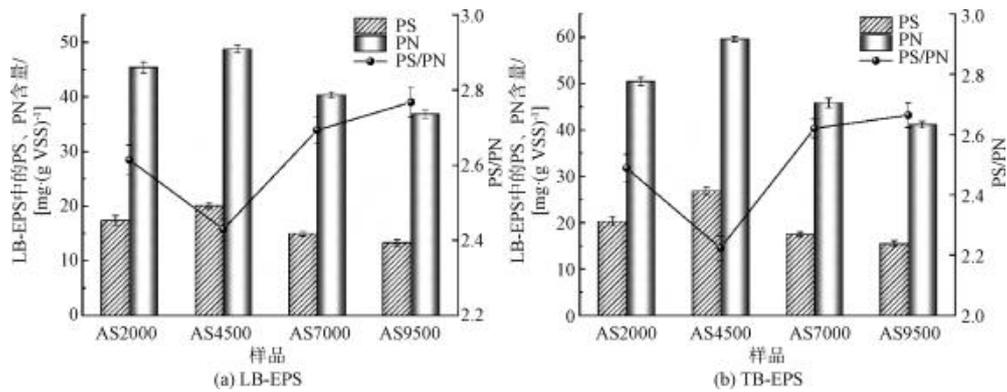


图 10 不同光照强度下试验结束后 EPS 中 PS 和 PN 含量

Fig. 10 PS and PN Content in EPS after Experiment with Different Light Intensities

ACE 指数用于表征物种的丰富指数, Shannon 指数和 Simpson 指数用于表征物种的多样性, Coverage 指数主要指测序对物种的覆盖度。一般来说, Chao 1 指数和 ACE 指数值越大, 说明群落的丰富度越高; Shannon 指数值越高, 说明群落的多样性越高; 而 Simpson 指数值越大, 表明群落的 Alpha 多样性越差。

由表 2 可知, 光照强度对菌藻共生系统中的微生物丰富度和多样性有影响。光照强度为 4 500 lux

试验组中的微生物群落结构最丰富, 其次是 2 000 lux 和 7 000 lux, 最小的为 9 500 lux, 这说明过高的光照强度和过低的光照强度对于提高系统的微生物丰富度存在副作用。与之不同的是, 光照强度的提高与微生物的多样性呈现负相关, 光照强度越高, Shannon 指数越低且 Simpson 指数越高, 这可能是小球藻对高光照强度的趋向性并占据主体地位, 同时不耐高光照强度的细菌丰度逐渐减少, 系统中只有部分耐光细菌成为优势菌属, 物种多样性下降。

表 2 不同光强菌藻共生系统微生物 α-多样性指数

Tab. 2 Microbial α-Diversity Indices of Bacterial-Algal Symbiosis Systems under Different Light Intensities

光照强度/lux	ACE 指数	Chao 1 指数	Shannon 指数	Simpson 指数	Coverage 指数
2 000	198.569 342	193.500 000	3.050 401	0.075 762	0.999 363
4 500	210.308 554	212.055 556	2.914 727	0.137 345	0.999 386
7 000	192.277 707	190.000 000	2.471 288	0.163 788	0.999 363
9 500	164.760 927	166.055 556	2.071 288	0.170 232	0.999 386

2.8.2 主成分分析 (principal component analysis, PCA)

PCA 用于分析样本间的差异和距离, 样品组成越相似, 反映在 PCA 图中的距离越近。不同光照下菌藻共生系统的 PCA 如图 11 所示。主成分 (PC1) 和主成分 2 (PC2) 是两个最主要的样品差异特征, 最大比率分别为 49.86% 和 28.12%。其中 AS2000 和 AS4500 的样品倾向聚集在一起, 而 AS7000 和 AS9500 与之相较甚远, 这说明光照强度会对微生物群落组成造成差异, 在低光强下的差异较小, 高光强下差异较大, 这可能是某些细菌的不耐光性引起的。

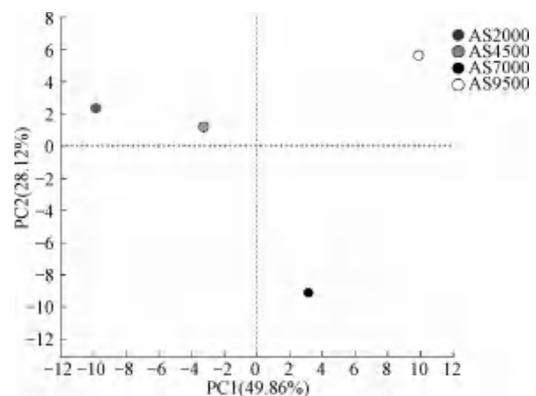


图 11 不同光照强度菌藻共生系统 PCA

Fig. 11 PCA of Bacterial-Algal Symbiosis Systems under Different Light Intensities

2.8.3 微生物群落结构组成

图 12(a) 为不同光强的菌藻共生优势细菌门水平的相对分布。各试验组中的优势菌门为变形菌门 (Proteobacteria)、拟杆菌门 (Bacteroidetes)、浮霉菌门 (Planctomycetes)、蓝细菌门 (Cyanobacteria) 和脱硫杆菌门 (Desulfobacterota)。其中变形菌门的丰度最高, 2 000、4 500、7 000、9 500 lux 时分别为 84.32%、88.46%、75.38%、71.97%。Mével 等^[44] 的研究表明, Proteobacteria 具有降解有机物和硝化-反硝化的功能。因此, 本试验中, 脱氮效果与 Proteobacteria 的丰度呈现正相关, 并且在 Proteobacteria 丰度较高的光照强度为 4 500 lux 的共生系统中, 脱氮效果最好。随着光照强度的增加, Bacteroidetes 的丰度逐渐升高。这是由于藻类的生长会抑制 Bacteroidetes 的生长^[45], 但是到试验后期, 高光照强度对藻细胞造成损伤, 小球藻逐渐走向衰亡, Bacteroidetes 生长不受限制, 丰度增加。相似的是, Planctomycetes 在高光照强度下的丰度也明显高于中低光强, 许多研究^[46-51] 报道了藻华后 Planctomycetes 的高丰度。同时, 长时间的高强度光照会使得共生系统中的 Cyanobacteria 丰度增加, 蓝藻细菌的过度生长可能形成有害的藻华, 并导致水产养殖系统的水质问题^[52]。由此可见, 光照强度会改变菌藻共生系统中的微生物群落结构, 高强度的光照会降低硝化反硝化菌属的丰度水平, 增加不利于系统长久稳定运行菌属的丰度。

图 12(b) 为不同光照强度的菌藻共生优势细菌属水平的相对分布。其中, 占比最高的为 *Unclassified_f_Rhodobacteraceae*、*Aestuariococcus* 和 *Ruegeria*, 均属于 α -变形菌纲的海洋红杆菌科。据

报道, 海洋红杆菌科是海洋微生物群的重要成员, 占海洋原核生物 DNA 的 40%^[53], 通过间接接触促进其他细菌物种的初始定殖和生物膜形成, 是优秀的生物膜形成生物^[54]。同时, 海洋红杆菌科是 B12 营养缺陷原核生物和真核生物初级生产者的重要维生素 B12 供应商, 如绿藻、硅藻、甲藻、球藻和褐藻, 而维生素 B12 是许多真核藻类所必需的生长因子^[55]。当光照强度为 4 500 lux 时, 以上 3 种菌的丰度之和最高, 这可能会增加小球藻的活性, 并且促进菌藻共生系统中 EPS 的分泌, 使得细菌和微藻之间的信号交换更加便利, 提高系统的处理效能。随着光照强度的提高, *Unclassified_f_Rhodobacteraceae* 和 *Aestuariococcus* 丰度之和逐步下降 (2 000~9 500 lux 时分别为 62.03%、63.02%、41.70% 和 2.54%), 而 *Ruegeria* 和 *Stappia* 丰度之和大幅提升 (2 000~9 500 lux 时分别为 2.74%、3.84%、16.47% 和 53.88%)。这说明光照强度会改变微生物属水平的群落结构, 提高光照强度, 耐光的细菌会逐渐替代对光照不耐受的细菌。据报道^[56], *Ruegeria* 和 *Stappia* 的序列与光合细菌的序列非常相似, 并且有助于在广泛的海洋环境中参与 C 和 N 循环的好氧和厌氧过程。同时, *Muricauda*、*Marivita* 和 *Halomonas* 的丰度与光照强度也呈正相关的关系, 研究^[57-58] 发现, *Muricauda*、*Marivita* 和 *Halomonas* 属于需氧和化学异养菌, 可以有效抑制微藻赤潮的发生。除此之外, 光照强度对系统中的反硝化细菌也有明显的抑制作用, 光照强度为 9 500 lux 时, *Marinicella* 的丰度只有 0.44%, 2 000、4 500、7 000 lux 时依次为 7.54%、6.92% 和 6.61%。值得注意的是, *Norank_f_Microscillaceae* 是 SMX 的降解菌, 有利于降解高浓度 SMX^[59]。当光

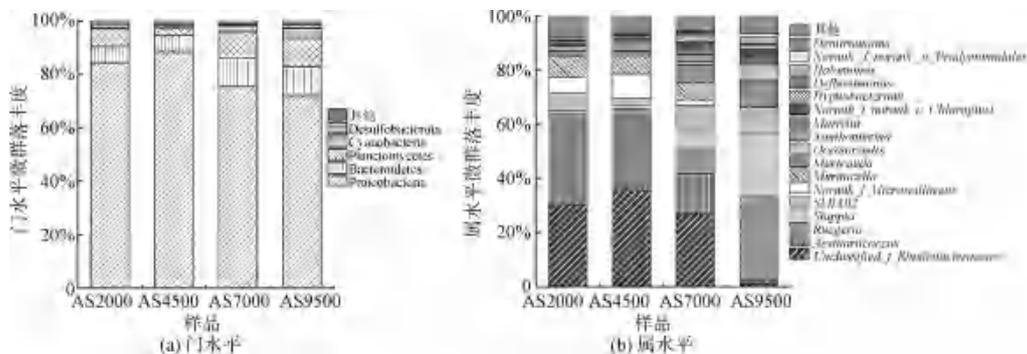


图 12 不同光照强度下的菌藻共生系统优势细菌相对分布

Fig. 12 Relative Distribution of Dominant Bacteria in Bacterial-Algal Symbiosis Systems under Different Light Intensities

照强度为 4 500 lux 的系统中, *Norank_f_Microscillaceae* 的丰度最高, 为 8.7%, 而在 9 500 lux 的系统中, 只有 0.18%。由此可见, 光照强度对微生物群落结构有较大影响, 过高的光照强度会降低处理海产养殖废水的效能。

2.9 机理分析

根据前述的试验结果分析, 光照强度对菌藻共生系统处理海产养殖废水有较大影响。微藻和细菌之间进行为对方提供生长代谢所需的 O_2 、 CO_2 和 VB_{12} 的协同作用。这种作用刺激二者产生带正电荷的 EPS, 从而吸附水中的 PO_4^{3-} 、 NO_3^- 和 NO_2^- 等阴离子中和电荷。细菌和微藻为满足自身生长代谢需求会逐渐聚集, 并且由于 EPS 的黏性而黏结在一起。EPS 的大量分泌也可以保护细菌和微藻细胞, 减缓 SMX 的毒害作用。这促进了二者之间的相互作用, 达成了良性循环, 实现了对污染物的高效去除。在低光照强度下, 微藻捕获的光能较少, 无法为细菌提供足够的 O_2 , 细菌的活性由于 O_2 供给不足而受到限制, 无法供给微藻足够的 CO_2 进行碳循环, 小球藻活性也受到抑制, 形成了一种恶性循环, 因此, 低光照强度下, 污染物去除效率较低。而高光照强度下, 细菌受到光照的抑制作用, CO_2 产生量降低, 而小球藻生长不受限大量繁殖, 造成了自遮蔽现象, 导致小球藻的光能的转化能力和固碳效率下降, 光反应和暗反应同时受限, 活性降低, EPS 的分泌量降低, 对污染物去除率下降。此外, 光照强度与抑制藻华菌属的丰度呈现正相关的趋势。光照强度越高, 抑制藻华的菌属丰度越低, 藻华越容易发生, 细菌和微藻的共生环境越容易被打破。本试验中, 当光照强度为 4 500 lux 时, 菌藻活性更高, EPS 分泌量越高, 污染物去除率越高, 抑制藻华的菌属丰度也越高。

3 结论

(1) 试验最佳光照强度为 4 500 lux, 此时 COD_{Cr} 去除率为 96.87%, TN 去除率为 95.70%, PO_4^{3-} -P 的去除率为 94.34%, SMX 的去除率为 95.67%。各污染物主要在光照条件下可被有效去除。

(2) 光照强度过低会限制微藻进行光合作用, 抑制微藻生长。光照强度过高会抑制细菌活性, 无法为微藻提供足够的 CO_2 进行暗反应, 微藻活性受到影响。

(3) 细菌和微藻活性越高, EPS 分泌量越多, SMX 对二者的急性伤害越小。PN 的大量分泌可以促进 SMX 的转运, 提高 SMX 的去除率。

(4) 光照强度对菌藻共生系统的微生物群落结构有显著影响。过高的光照强度会降低物种的多样性和丰富度, 使得系统中的细菌逐渐转变为耐光细菌。光照强度与 *Muricauda*、*Marivita* 和 *Halomonas* 等抑制藻华的菌属丰度呈正相关, 与反硝化细菌 *Marinicella* 的丰度呈负相关。合适的光照强度有助于提高 SMX 降解菌 *Norank_f_Microscillaceae* 的丰度。

参考文献

- [1] WANG Q, HUI L, SUI J. Mariculture: Developments, present status and prospects: Success stories and modern trends[M]// GUI J F, TANG Q S, LI Z J, et al. Aquaculture in China. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2018: 38-54.
- [2] 中国渔政管理局. 2021 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2021.
China Fisheries Administration. China fishery statistical yearbook 2021[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2021.
- [3] NIE X, MUBASHAR M, ZHANG S, et al. Current progress, challenges and perspectives in microalgae-based nutrient removal for aquaculture waste: A comprehensive review[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 277: 124209. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.124209.
- [4] MO W Y, CHEN Z, LEUNG H M, et al. Application of veterinary antibiotics in China's aquaculture industry and their potential human health risks[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(10): 8978-8989.
- [5] LIU X, STEELE J C, MENG X Z. Usage, residue, and human health risk of antibiotics in Chinese aquaculture: A review[J]. Environmental Pollution, 2017, 223: 161-169. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.01.003.
- [6] MUNOZ R, GUIEYSSE B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review[J]. Water Research, 2006, 40(15): 2799-2815.
- [7] 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. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.126892.
- [8] MATOS Â P, CAVANHOLI M G, MOECKE E H S, et al. Effects of different photoperiod and trophic conditions on biomass, protein and lipid production by the marine alga *Nannochloropsis gaditana* at optimal concentration of desalination concentrate[J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 490-497.

- DOI: 10.1016/j.biortech.2016.11.004.
- [9] YAN C, LUO X Z, ZHENG Z. Effects of various LED light qualities and light intensity supply strategies on purification of slurry from anaerobic digestion process by *Chlorella vulgaris*[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2013, 79: 81–87. DOI: 10.1016/j.ibiod.2013.01.016.
- [10] ZHANG R T, KONG Z Y, CHEN S H, et al. The comparative study for physiological and biochemical mechanisms of *Thalassiosira pseudonana* and *Chaetoceros calcitrans* in response to different light intensities[J]. Algal Research, 2017, 27: 89–98. DOI: 10.1016/j.algal.2017.08.026.
- [11] MARCILHAC C, SIALVE B, POURCHER A M, et al. Digestate color and light intensity affect nutrient removal and competition phenomena in a microalgal-bacterial ecosystem[J]. Water Research, 2014, 64: 278–287. DOI: 10.1016/j.watres.2014.07.012.
- [12] MENG F S, XI L M, LIU D F, et al. Effects of light intensity on oxygen distribution, lipid production and biological community of algal-bacterial granules in photo-sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2019, 272: 473–481. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.10.059.
- [13] GAO Y D, GUO L, LIAO Q R, et al. Mariculture wastewater treatment with bacterial-algal coupling system (BACS): Effect of light intensity on microalgal biomass production and nutrient removal[J]. Environmental Research, 2021, 201: 111578. DOI: 10.1016/j.envres.2021.111578.
- [14] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- Editorial Board of *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*, State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis method[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [15] HE Z Q, QU Y T, JIN W B, et al. Effect of microwave on biomass growth and oxygen production of microalgae *Chlorella pyrenoidosa* cultured in real wastewater[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2022, 161: 22–33. DOI: 10.1016/j.psep.2022.03.015.
- [16] HUANG W L, LI B, ZHANG C, et al. Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2015, 179: 187–192. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.12.024.
- [17] WANG H, DENG L W, QI Z Y, et al. Constructed microalgal-bacterial symbiotic (MBS) system: Classification, performance, partnerships and perspectives [J]. Science of the Total Environment, 2022, 803: 150082. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150082.
- [18] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge [J]. Water Research, 2007, 41(5): 1022–1030.
- [19] FRÖLUND B, GRIEBE T, NIELSEN P H. Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1995, 43(4): 755–761.
- [20] GERHARDT P, MURRAY R G E, WOOD W A, et al. Methods for general and molecular bacteriology[M]. Washington D. C.: American Society for Microbiology, 1994.
- [21] LU Y Z, DING Z W, DING J, et al. Design and evaluation of universal 16S rRNA gene primers for high-throughput sequencing to simultaneously detect DAMO microbes and anammox bacteria [J]. Water Research, 2015, 87: 385–394. DOI: 10.1016/j.watres.2015.09.042.
- [22] 唐瑾, 徐志昂, 黄斌, 等. 光强对小球藻生长及有机物含量的影响研究[J]. 太阳能学报, 2020, 41(8): 370–374.
- TANG J, XU Z A, HUANG B, et al. Effect of light intensity on growth and algal organic matter content of *Chlorella* sp. cultivation[J]. Acta Energetica Solaria Sinica, 2020, 41(8): 370–374.
- [23] SUN X Y, LI X P, TANG S, et al. A review on algal-bacterial symbiosis system for aquaculture tail water treatment[J]. Science of the Total Environment, 2022, 847: 157620. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.157620.
- [24] BROWN N, SHILTON A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: Current understanding and future direction[J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2014, 13(3): 321–328.
- [25] ZAMBRANO J, GARCÍA-ENCINA P A, HERNÁNDEZ F, et al. Removal of a mixture of veterinary medicinal products by adsorption onto a *Scenedesmus almeriensis* microalgae-bacteria consortium[J]. Journal of Water Process Engineering, 2021, 43: 102226. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102226.
- [26] CHEN S, ZHANG W, LI J Y, et al. Ecotoxicological effects of sulfonamides and fluoroquinolones and their removal by a green alga (*Chlorella vulgaris*) and a cyanobacterium (*Chrysochloris ovalisporum*) [J]. Environmental Pollution, 2020, 263: 114554. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114554.
- [27] RODRIGUES D A D S, CUNHA C C R F D, FREITAS M G, et al. Biodegradation of sulfamethoxazole by microalgae-bacteria consortium in wastewater treatment plant effluents[J]. Science of the Total Environment, 2020, 749: 141441. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141441.
- [28] BAI X L, ACHARYA K. Removal of trimethoprim, sulfamethoxazole, and triclosan by the green alga *Nannochloris* sp. [J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, 315: 70–75. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.067.
- [29] XIONG J Q, KIM S J, KURADE M B, et al. Combined effects of sulfamethazine and sulfamethoxazole on a freshwater microalga,

- Scenedesmus obliquus*: Toxicity, biodegradation, and metabolic fate[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 370: 138–146. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.07.049.
- [30] TIAN Y J, ZOU J R, FENG L, et al. *Chlorella vulgaris* enhance the photodegradation of chlortetracycline in aqueous solution via extracellular organic matters (EOMs); Role of triplet state EOMs [J]. *Water Research*, 2019, 149: 35–41. DOI: 10.1016/j.watres.2018.10.076.
- [31] SHI X Q, YEAP T S, HUANG S J, et al. Pretreatment of saline antibiotic wastewater using marine microalgae [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 240–246. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.02.110.
- [32] WANG Y, HE Y Y, LI X Q, et al. Enhanced biodegradation of chlortetracycline via a microalgae-bacteria consortium [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 343: 126149. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.126149.
- [33] YU C, LI C, ZHANG Y, et al. Effects of environment-relevant concentrations of antibiotics on seawater *Chlorella* sp. biofilm in artificial mariculture effluent [J]. *Algal Research*, 2023, 70: 103008. DOI: 10.1016/j.algal.2023.103008.
- [34] HU G S, FAN S Q, WANG H Y, et al. Adaptation responses of microalgal-bacterial granular sludge to sulfamethoxazole [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 364: 128090. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128090.
- [35] WARD B. Nitrification: An introduction and overview of the state of the field[M]. New York; John Wiley & Sons, Ltd., 2014.
- [36] LIU L, FAN H Y, LIU Y H, et al. Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 232: 64–71. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.02.025.
- [37] RAMANAN R, KIM B H, CHO D H, et al. Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications[J]. *Biotechnology Advances*, 2016, 34(1): 14–29.
- [38] 李伟. 菌藻共生好氧颗粒污泥的形成机理及其资源化利用研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020.
- LI W. Research on the formation mechanisms and resource utilization of algal bacterial granular sludge[D]. Harbin; Harbin Institute of Technology, 2020.
- [39] WANG Z Y, CHU Y H, CHANG H X, et al. Advanced insights on removal of antibiotics by microalgae-bacteria consortia: A state-of-the-art review and emerging prospects [J]. *Chemosphere*, 2022, 307: 136117. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136117.
- [40] WANG Y, LI J H, LEI Y, et al. Bioremediation of sulfonamides by a microalgae-bacteria consortium—Analysis of pollutants removal efficiency, cellular composition, and bacterial community[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 351: 126964. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.126964.
- [41] TANG C C, ZHANG X Y, HE Z W, et al. Role of extracellular polymeric substances on nutrients storage and transfer in algal-bacteria symbiosis sludge system treating wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 331: 125010. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125010.
- [42] SUN L, ZUO W, TIAN Y, et al. Performance and microbial community analysis of an algal-activated sludge symbiotic system: Effect of activated sludge concentration [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 76: 121–132. DOI: 10.1016/j.jes.2018.04.010.
- [43] CHEN Z J, MENG Y B, SHENG B B, et al. Linking exoproteome function and structure to anammox biofilm development[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(3): 1490–1500.
- [44] MÉVEL G, PRIEUR D. Heterotrophic nitrification by a thermophilic *Bacillus* species as influenced by different culture conditions[J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2000, 46: 465–473.
- [45] ZHOU D, ZHANG C, FU L, et al. Responses of the microalgae *Chlorophyta* sp. to bacterial quorum sensing molecules (N-acylhomoserine lactones): Aromatic protein-induced self-aggregation[J]. *Environmental Science and Technology*, 2017, 51(6): 3490–3498.
- [46] JANSE I, ZWART G, MAAREL M V D, et al. Composition of the bacterial community degrading *Phaeocystis* mucopolysaccharides in enrichment cultures[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2000, 22: 119–133. DOI: 10.3354/ame022119.
- [47] BRÜMMER I H M, FELSKÉ A D M, WAGNER-DÖBLER I. Diversity and seasonal changes of uncultured planctomycetales in river biofilms [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2004, 70(9): 5094–5101.
- [48] EILER A, BERTILSSON S J E M. Composition of freshwater bacterial communities associated with cyanobacterial blooms in four Swedish lakes [J]. *Environmental Microbiology*, 2004, 6(12): 1228–1243.
- [49] WARD N, STALEY J T, FUERST J A, et al. The order Planctomycetales, including the genera *Planctomyces*, *Pirellula*, *Gemmata* and *Isosphaera* and the Candidatus Genera *Brocadia*, *Kueneria* and *Scalindua* [M]//DWORKIN M, FALKOW S, ROSENBERG E, et al. *The Prokaryotes: Volume 7: Proteobacteria: Delta, epsilon subclass*. New York; Springer New York, 2006: 757–793.
- [50] TADONLÉKÉ R D J F M E. Strong coupling between natural Planctomycetes and changes in the quality of dissolved organic matter in freshwater samples[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2007, 59(3): 543–555.
- [51] PIZZETTI I, FUCHS B M, GERDTS G, et al. Temporal variability of coastal *Planctomycetes* clades at Kabeltonne Station, North Sea[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(14): 5009–5017.

- [52] XU W J, XU Y, HUANG X S, et al. Addition of algicidal bacterium CZBC1 and molasses to inhibit cyanobacteria and improve microbial communities, water quality and shrimp performance in culture systems[J]. *Aquaculture*, 2019, 502: 303-311. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2018.12.063.
- [53] BRUHN J B, NIELSEN K F, HJELM M, et al. Ecology, inhibitory activity, and morphogenesis of a marine antagonistic bacterium belonging to the *Roseobacter* clade[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(11): 7263-7270.
- [54] KVIATKOVSKI I, MINZ D. A member of the *Rhodobacteraceae* promotes initial biofilm formation via the secretion of extracellular factor(s)[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2015, 75(2): 155-167.
- [55] SIMON M, SCHEUNER C, MEIER-KOLTHOFF J P, et al. Phylogenomics of *Rhodobacteraceae* reveals evolutionary adaptation to marine and non-marine habitats[J]. *ISME Journal*, 2017, 11(6): 1483-1499.
- [56] WEBER C F, KING G M. Physiological, ecological, and phylogenetic characterization of *Stappia*, a marine CO-oxidizing bacterial genus[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2007, 73(4): 1266-1276.
- [57] SUN L, GAO P, LI Y, et al. Microbial community coexisting with harmful alga *Karenia mikimotoi* and microbial control of algal bloom in laboratory[J]. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2022, 40(3): 1027-1038.
- [58] MCILROY S J, NIELSEN P H. The family *Saprospiraceae* [M]//ROSENBERG E, DELONG E F, LORY S, et al. The prokaryotes. Berlin: Springer-Verlag, 2014: 863-889.
- [59] CUI D, CHEN Z Y, CHENG X M, et al. Efficiency of sulfamethoxazole removal from wastewater using aerobic granular sludge; Influence of environmental factors[J]. *Biodegradation*, 2021, 32(6): 663-676.

学术资讯

最新印发!《上海市污泥无害化处理和资源化利用实施方案》

2023年6月25日,上海市水务局、发改委、环境局等多部门联合印发《上海市污泥无害化处理和资源化利用实施方案》,方案要求到2025年,污泥无害化处理处置率稳定达到100%,资源化利用水平进一步提高,基本形成设施完备、运行安全、绿色低碳、监管有效的污泥无害化资源化处理体系。方案提出四点优化处理处置结构:规范污泥处理处置方式;持续推进污泥干化焚烧处理;积极推进污泥土地利用试点;积极推进污泥应急处理处置体制建设;推广能量和物质回收利用。实施方案更多细节详见全文文件。



扫描二维码阅读全文

《电子工业水污染防治可行技术指南》于7月1日起实施

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国水污染防治法》等法律,防治环境污染,改善生态环境质量,推动电子工业水污染防治技术进步,制定本标准。《电子工业水污染防治可行技术指南》标准提出了电子工业水污染防治可行技术。除本标准所列的水污染防治可行技术外,其他可实现电子工业水污染物稳定达标排放的水污染防治技术,也可作为企业技术选择的参考。



扫描二维码阅读全文