

## 微生物复合修复剂-沉水植物生态修复技术在湖泊治理中的应用研究

程浪 (深圳深态环境科技有限公司, 广东深圳 518048)

**摘要** 通过对微生物复合修复剂-沉水植物生态修复技术在湖泊治理过程中的应用研究,发现生态修复技术可以有效地降低湖泊富营养化程度,逐渐恢复湖泊的自净能力。结果表明:当对湖泊实施生态修复技术后,湖水的透明度、溶解氧(DO)和氧化还原电位(ORP)都呈上升趋势,水体pH维持在6.0~9.0,透明度、DO和ORP最高值分别可以达到130 cm、8.21 mg/L和278 mv。修复后期,COD、NH<sub>3</sub>-N和TP浓度比修复之前分别下降了94.3%、92.0%和98.3%,表明生态修复技术对控制湖水COD、NH<sub>3</sub>-N和TP具有显著效果,可为富营养化湖泊治理提供一种有效的方法。

**关键词** 微生物复合修复剂;沉水植物;生态修复;湖泊治理;富营养化

中图分类号 X 524 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2021)20-0072-04

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2021.20.020



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

## Research on the Application of Microbial Composite Remediation Agent-Submerged Plant Ecological Remediation Technology in Lake Management

CHENG Lang (Shenzhen Techand Ecology & Environment Co., Ltd., Shenzhen, Guangdong 518048)

**Abstract** Through the application research of microbial compound remediation agent and submerged plants in the process of lake treatment, it was found that ecological restoration technology could effectively reduce the lake eutrophication, and gradually restore the lake's self-purification ability. The result showed that after the implementation of ecological restoration technology, the transparency, DO and ORP of the lake water were all on the rise, pH of the water maintained 6.0 - 9.0, and the maximum values of transparency, DO and ORP could reach 130 cm, 8.21 mg/L and 278 mv respectively. At the later stage of the restoration, the concentration of COD, NH<sub>3</sub>-N and TP respectively decreased by 94.3%, 92.0% and 98.3% compared with those before restoration, which indicated that ecological restoration technology contributed significantly to the control of COD, NH<sub>3</sub>-N and TP in the lake and it could provide an effective method for treatment on lake eutrophication.

**Key words** Microbial compound remediation agent; Submerged plants; Ecological restoration; Lake treatment; Eutrophication

湖泊作为生态系统的重要组成部分,为多种生物提供良好的生存环境,不仅保持了生物的多样性,也对维持生态系统的平衡起着关键的作用<sup>[1]</sup>。随着社会经济的不断发展,我国部分地区存在工业废水和生活污水未经处理直接排入湖泊的现象,导致氮、磷不断富集引起湖泊富营养化,湖泊的生态环境呈现不同程度的破坏<sup>[2-4]</sup>。因此,如何采取有效措施治理和修复富营养化湖泊已经成为国内外环境工作者关注的热点。在湖泊治理方法中,按治理手段一般可以分为化学法、物理法和生物法等;其中物理化学法治理成本较为昂贵,且存在二次污染的风险;生物法不仅具有成本较低、环境友好、生态环保等特点,而且可以恢复水体中生态系统平衡和增加水体自净能力,因而逐渐被广泛应用于富营养化水体的治理中<sup>[5-8]</sup>。笔者以海口某人工湖为研究对象,通过生态修复的方法,向湖泊中投加微生物复合修复剂和种植沉水植物,不断降解水体中的污染物,净化水质,逐步恢复湖泊的生态平衡,最终达到修复湖泊生态系统的目的,以期富营养化湖泊的治理和水环境质量改善提供借鉴。

### 1 材料与方法

**1.1 材料** 该研究所使用的微生物复合修复剂为专利产品,主要由枯草芽孢杆菌、酵母菌和硝化细菌等微生物以及具有水质调节作用的微量元素组成。微生物可以降解水体中的有机物,微量元素可以絮凝沉淀水体中的颗粒等悬浮物。种植的沉水植物主要有轮叶黑藻、苦草,均采购于东莞市桥头镇水生植物苗圃。

**1.2 仪器** JPSJ-606L型溶解氧仪(上海雷磁);PHB-4精密酸度计(上海雷磁);SD20透明度盘(北京普力特);Lambda 365紫外可见分光光度计(美国PerkinElmer)。

**1.3 试验场地情况** 试验场地为海口某人工湖泊,湖泊大小约为11 860 m<sup>2</sup>,水深为1.2~1.5 m。根据湖泊的地形特点,分别于湖泊东侧观景平台和西侧凉亭处各设定1个采样点位,南北两侧环湖路中间位置各设定1个采样点位,共计设定5个采样点位,具体取样点位分布见图1。试验阶段,采样频率每周2次,采集水面以下0.5 m的水样。利用便携式测量仪器现场测定溶解氧(DO)、透明度、pH,实验室检测水体的氧化还原电位(ORP)、化学需氧量(COD)、氨氮(NH<sub>3</sub>-N)和总磷(TP)等指标。

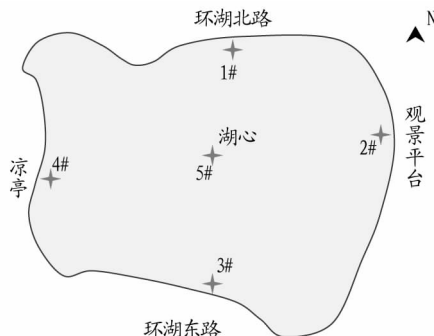


图1 湖泊取样点位分布

Fig.1 Sampling point distribution of lake

**1.4 湖泊水质状况** 采取生态修复措施之前(2018年5月底),对湖泊水样进行取样检测分析,测得湖泊水质DO为2.10 mg/L,ORP为-78 mv,透明度为8 cm,pH为6.34,COD

**作者简介** 程浪(1990—),男,湖北咸宁人,工程师,硕士,从事水生态修复、河湖治理及环境管理相关研究。

**收稿日期** 2021-02-18;修回日期 2021-03-18

为 89 mg/L,  $\text{NH}_3\text{-N}$  为 15.8 mg/L, TP 为 5.32 mg/L。对比《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) V类水质指标, 湖泊 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和 TP 污染严重, 表明水体富营养化严重。

**1.5 试验设计** 该研究于 2018 年 6 月 5 日开始对湖泊实施生态修复, 所用微生物复合修复剂用量为 10~30 g/m<sup>3</sup>, 使用前用清水将微生物复合修复剂溶解, 然后采用水上作业机械喷洒的方式投入到湖泊中。在具体实施修复过程中, 要根据水体的污染特征、受损程度和实施修复的效果合理调整生物复合修复剂配方、用量及用法。根据修复时间和效果, 改变投加频率修复前期(2018 年 6—9 月)投加频率为每周 5~7 次, 修复中期(2018 年 10—12 月)投加频率为每周 3~4 次, 修复后期(2019 年 1—2 月)投加频率为每周 1~2 次。水生植物于 2018 年 12 月开始种植, 采用抛种的方式, 轮眼黑藻与苦草种植比例约为 3:7, 100~150 丛/m<sup>2</sup>, 8~12 棵/丛。

**1.6 测定分析方法** 溶解氧采用 JPSJ-606L 型溶解氧仪测定, pH 和氧化还原电位均采用 PHB-4 精密酸度计测定, 透明度采用 SD20 透明度盘测定。化学需氧量、氨氮、总磷和叶绿素等指标均按照《水和废水监测分析方法》(第四版)中的规定进行测定<sup>[9]</sup>。

**1.7 数据统计分析** 试验数据采用 Excel 2016 进行存储和

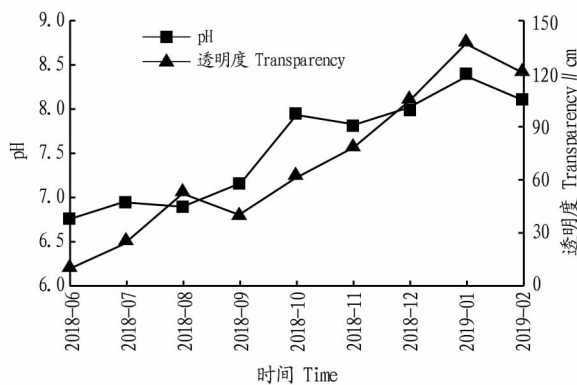


图 2 pH、透明度、溶解氧和氧化还原电位随修复时间的变化

Fig.2 Variations of pH, transparency, DO and ORP with restoration time

同时, 水体的溶解氧呈不断上升的趋势, 溶解氧最高可以达到 8.21 mg/L, 这是由于前期藻类的繁殖, 导致水体的溶解氧不断升高, 后来随着水生植物的种植和生长, 也可以不断向水体释放氧气, 所以湖泊溶解氧不断升高。氧化还原电位也不断增加, 最高可以达到 278 mv, 一方面由于微生物的作用, 不断降解水体中的还原性有机物, 另一方面水体的溶解氧不断升高, 两者综合作用使得水体的氧化还原电位不断升高。

**2.2 化学需氧量的变化** 从湖泊修复前后水体中化学需氧量(COD)的变化(图 3)可以看出, 使用微生物复合修复剂前期(2018 年 6 月)湖泊 COD 浓度为最高(81 mg/L), 与未实施生物修复前相比, 去除效果不明显, 去除率仅为 8.9%。随着微生物复合修复剂的持续使用, 水体中 COD 浓度呈下降趋势, 修复中期(2018 年 11 月), COD 浓度降低至 22 mg/L, 去除率为 75.3%; 修复后期, COD 浓度趋于稳定, 2019 年 1 月降到最低(5 mg/L), 相对于修复前, COD 去除率最高, 达到 94.3%。

分析计算, 并采用 Origin 9.0 绘图。

根据污染物前后浓度的变化计算污染物的去除率, 具体公式为  $\eta = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100\%$ , 式中,  $\eta$  为污染物的去除率(%),  $C_0$  为湖泊未修复前的污染物浓度(mg/L),  $C_t$  为湖泊修复后污染物浓度(mg/L)。

## 2 结果与分析

**2.1 pH、透明度、溶解氧和氧化还原电位的变化** 从湖泊修复前后水体中 pH、透明度、溶解氧和氧化还原电位等指标的变化(图 2)可以看出, 随着修复时间的增加, 水体的 pH 和透明度不断增加。整体来说 pH 稳定在 6.0~9.0, 这是由于在富营养化湖泊中, 藻类大量的繁殖, 不断吸收水中  $\text{CO}_2$ , 使得湖泊的 pH 升高<sup>[10]</sup>。水体感官由浑浊逐渐变为清澈, 透明度最大可以达到 130 cm 左右, 湖泊几乎清澈见底。水体透明度一般由悬浮物含量决定, 透明度显著升高的主要原因包括: ①微生物复合修复剂中含有具有絮凝作用的铁、铝等微量元素, 可以有效絮凝沉淀水中的悬浮物; ②后期种植的沉水植物也可以有效降低沉积物再次悬浮, 且对悬浮物有一定的吸附作用; ③浮游植物生物量的逐渐减少, 也使得水体的透明度不断提高<sup>[11-13]</sup>。

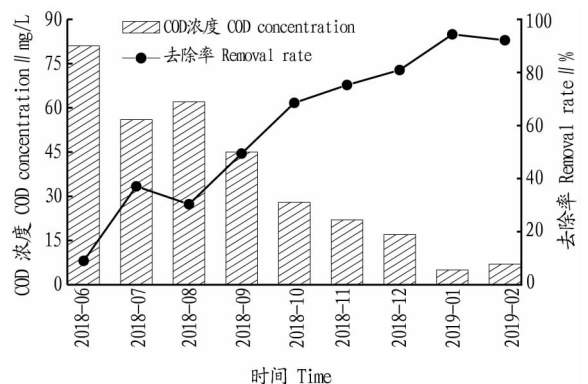
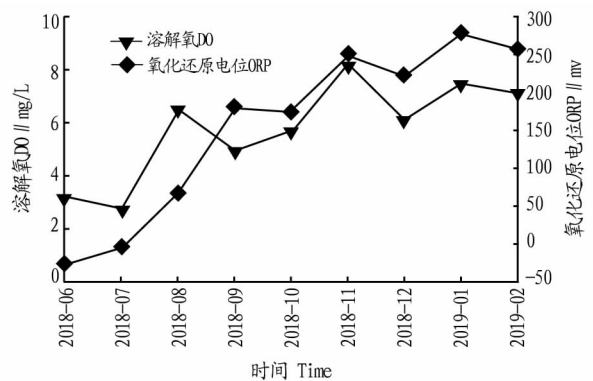


图 3 化学需氧量随修复时间的变化

Fig.3 Variations of COD with restoration time

微生物复合修复剂含有枯草芽孢杆菌, 枯草芽孢杆菌具有繁殖快、对环境适应性强、无毒无污染等特点, 其胞外酶能分解水体和底泥中的有机质从而降低水体的富营养化风险, 且对氨氮、亚硝酸氮和化学需氧量有良好的去除效果<sup>[14]</sup>。

因此,随着修复时间的增加,微生物复合修复剂中的枯草芽孢杆菌逐渐发挥作用,不断降解水体中的有机物质。枯草芽孢杆菌为好氧菌,随着水体溶解氧的不断增加,枯草芽孢杆菌的繁殖加快,有利于对 COD 的降解。修复后期,随着 COD 浓度的逐渐降低到较低水平,枯草芽孢杆菌繁殖受基质中的碳源控制,在低基质浓度下,细胞繁殖趋于稳定,所以修复后期 COD 浓度变化不大<sup>[15]</sup>。

**2.3 氨氮的变化** 氮、磷是藻类生长必需的营养物质,消除湖泊富营养化的关键在于降解水体中的氮、磷负荷。该研究重点研究了湖泊修复前后水体中氨氮随修复时间的变化,从图 4 可以看出,使用微生物复合修复剂前期(2018年6月)湖泊氨氮浓度开始降低,与未实施生物修复前相比,氨氮去除率为 33.1%。随着修复时间的不断增加,水体中氨氮浓度呈下降趋势,修复中期(2018年11月),氨氮浓度降低到 2.5 mg/L,去除率达到 84.4%;修复后期,氨氮浓度趋于稳定,2019年2月降到最低(1.3 mg/L),相对于修复前,氨氮去除率最高,达到 92.0%。

氨氮的降解主要是微生物的作用,包括枯草芽孢杆菌和硝化细菌。一方面硝化细菌为自养好氧型微生物,可以将水体中的氨氮转化为硝态氮,当湖泊溶解氧浓度逐渐升高时,有利于硝化反应的进行;另一方面枯草芽孢杆菌通过同化水体中的氮源维持繁殖,既可利用氨氮和硝态氮,也可以利用硝态氮合成自身所需的营养物质。在好氧的环境下,枯草芽孢杆菌可以促进硝化作用的进行,但是反硝化反应会受到抑制,硝态氮的还原受到阻碍<sup>[16]</sup>。当修复后期 COD 浓度较低、微生物所需碳源不足时,枯草芽孢杆菌的同化受到抑制,去除效果变得缓慢,氨氮浓度变化不大,趋于稳定。

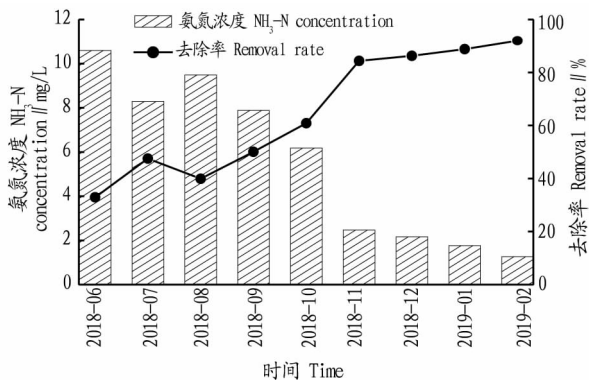


图 4 氨氮随修复时间的变化

Fig.4 Variations of NH<sub>3</sub>-N with restoration time

**2.4 总磷的变化** 从湖泊修复前后水体中总磷(TP)随修复时间的变化(图 5)可以看出,使用微生物复合修复剂前期(2018年6月)湖泊 TP 浓度降低明显,与未实施生物修复前相比,TP 去除率为 62.6%。随着修复时间的不断增加,水体中 TP 浓度呈下降趋势,修复中期(2018年11月),TP 浓度降低至 0.27 mg/L,去除率达到 94.9%;修复后期,TP 浓度趋于稳定,2019年1月降到最低(0.09 mg/L),相对于修复前,TP 去除率最高,达到 98.3%。

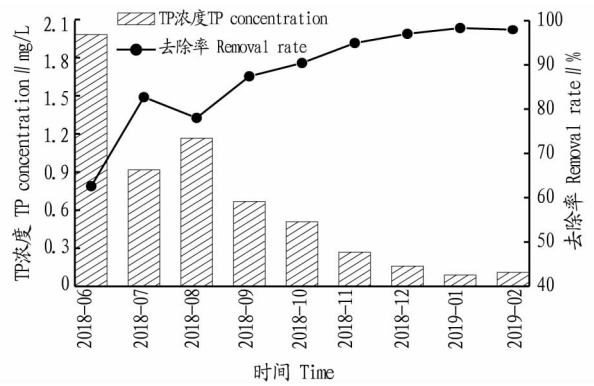


图 5 总磷随修复时间的变化

Fig.5 Variations of TP with restoration time

与湖水中的可溶性磷发生絮凝沉淀反应,生成磷酸盐沉降于湖底沉积物中;在碱性环境下,部分铁盐和铝盐会生成对应氢氧化物,也会起到助凝剂的作用,从而促进磷酸盐的絮凝沉淀反应。已有研究表明,当水体溶解氧浓度较高时,湖底沉积物几乎不会向水体中释放磷,即好氧可以抑制磷的释放,厌氧加速磷的释放<sup>[10]</sup>。修复后期,湖泊中沉水植物的覆盖可以有效减少水-沉积物界面的扰动,降低沉积物中磷的释放;沉水植物的生长可以直接从水中吸收磷素,并同化为自身的结构物质,从而促进水体中磷营养元素的去除。

**2.5 浮游植物的变化** 生物指标是衡量水质质量的一个重要指标,为了监测湖泊中生物指标的变化,定期取水样检测,分析湖泊中生物的生长变化情况。取样时间分别为修复前期(2018年6月)、修复中期(2018年11月)、修复后期(2019年1月);取样频率为每周2次,并计算出月平均值。

湖泊修复前后水体中浮游植物丰度及比例随修复时间的变化如图 6 所示。从图 6 可以看出,随着时间的增加,浮游植物的丰度逐渐下降,从最高丰度  $10.70 \times 10^4$  cell/L 降低至  $0.87 \times 10^4$  cell/L。修复前期,湖泊水体富营养化现象严重,氮磷含量较高,浮游植物的丰度也处于较高水平;随着修复进程的推进,水体氮磷含量逐渐下降,到了修复后期浮游植物的丰度降到最低。湖泊不同时期生物指标的变化如表 1 所示,由表 1 可知,湖泊整体属于富营养、混合的浑浊水体。在整个修复过程中,丝状蓝藻比例处于较高水平,球状蓝藻逐渐消失,浮游植物的丰度不断降低,说明湖泊富营养化得到有效改善,修复后期湖泊生态系统逐渐趋于稳定。沉水植物与浮游植物均为湖泊中主要初级生产者,在生长过程中两者之间会竞争湖泊中的营养盐与光照;同时沉水植物具有化感作用,可以抑制浮游植物的生长,随着沉水植物的构建,浮游植物生物量也会明显降低<sup>[17]</sup>。

表 1 湖泊生物指标

Table 1 Biological indicators of lake

时间 Time	优势属 Dominant genera	对应功能群 Corresponding function group	环境状况 Environmental conditions
2018-06	浮丝藻属,实球藻属	S1、K	富营养、混合、浑浊
2018-11	实球藻属,浮丝藻属	K、S1	富营养、混合、浑浊
2019-01	实球藻属,浮丝藻属	K、S1	富营养、静止、浑浊

由于微生物复合修复剂中含有铁、铝等微量元素,可以

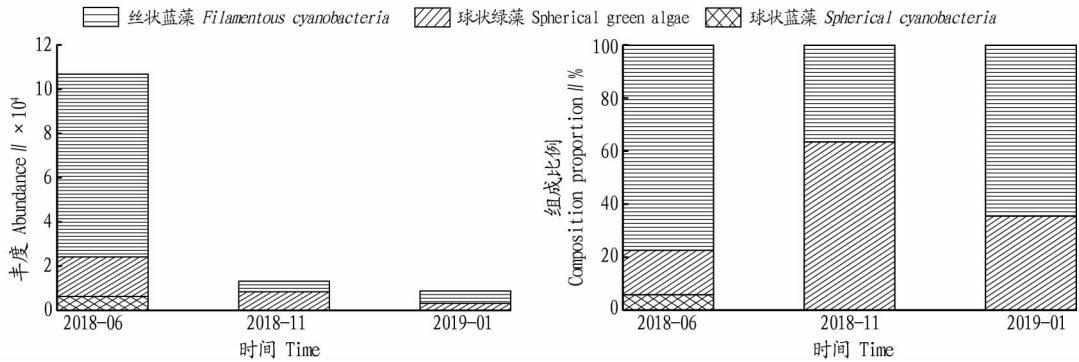


图 6 不同时期浮游植物丰度 (a) 及组成比例 (b) 的变化

Fig.6 Variations of phytoplankton abundance (a) and composition proportion (b) in different periods

### 3 结论

该研究周期为 2018 年 6 月至 2019 年 2 月,通过微生物复合修复剂和沉水植物对富营养化湖泊实施生态修复,并对湖泊水体的 pH、透明度、DO、ORP、COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和 TP 等理化指标进行连续监测,根据水质监测结果,得出以下结论:

(1) 当对湖泊实施生态修复技术后,湖水的透明度、DO 和 ORP 都呈上升趋势,水体 pH 维持在 6.0~9.0,透明度、DO 和 ORP 最高值分别可以达到 130 cm、8.21 mg/L 和 278 mv。

(2) 修复后期,COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和 TP 浓度比修复之前分别下降了 94.3%、92.0% 和 98.3%,表明生态修复技术对控制湖水 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$  和 TP 具有显著效果。

### 参考文献

[1] 秦伯强.湖泊生态恢复的基本原理与实现[J].生态学报,2007,27(11): 4848-4858.  
 [2] 王兴利,吴晓晨,王晨野,等.水生植物生态修复重金属污染水体研究进展[J].环境污染与防治,2020,42(1): 107-112.  
 [3] 陈小锋,揣小明,杨柳燕.中国典型湖区湖泊富营养化现状、历史演变趋势及成因分析[J].生态与农村环境学报,2014,30(4): 438-443.  
 [4] 黄小龙,郭艳敏,万斌,等.沉水植物恢复对城市富营养化湖泊生态环境影响[J].环境工程,2018,36(7): 17-21.  
 [5] 刘鑫,陈明明,张俊英.生物修复技术在水体富营养化中的应用进展

[J].绿色科技,2017(14): 130-134.  
 [6] 杨柳燕,肖琳.湖泊蓝藻水华暴发、危害与控制[M].北京:科学出版社,2011.  
 [7] 吴雅丽,许海,杨桂军,等.太湖水体氮素污染状况研究进展[J].湖泊科学,2014,26(1): 19-28.  
 [8] 王健胜,刘沛松,杨凤岭,等.中国生态修复技术研究进展[J].安徽农业科学,2012,40(20): 10554-10556.  
 [9] 国家环境保护总局,水和废水监测方法编委会.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.  
 [10] 莫家勇,钟萍,刘正文.生态修复对浅水湖泊沉积物磷形态特征及湖水磷浓度的影响[J].应用与环境生物学报,2016,22(2): 320-325.  
 [11] HORPPILA J, NURMINEN L. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland) [J]. Water research, 2003, 37(18): 4468-4474.  
 [12] 雷泽湘,徐德兰,黄沛生,等.太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究[J].生态环境,2006,15(2): 239-243.  
 [13] 章铭,于谨磊,何虎,等.太湖五里湖生态修复示范区水质改善效果分析[J].生态科学,2012,31(3): 240-244.  
 [14] 陈尚智,胡勇有.枯草芽孢杆菌对微污染水体的净化作用[J].环境科学学报,2011,31(8): 1594-1601.  
 [15] 刘芳.枯草芽孢杆菌 B411 的绿色荧光蛋白标记及其水体净化作用的研究[D].武汉:华中农业大学,2005.  
 [16] CHEN S D, CHEN C Y, WANG Y F. Treating high-strength nitrate wastewater by three biological processes[J]. Water science and technology, 1999, 39(10/11): 311-314.  
 [17] 胡莲.云龙湖水库沉水植物的恢复及净化效能原位围隔试验[D].武汉:华中农业大学,2006.

(上接第 31 页)

[43] 刘仰斌,张志花.鸡血藤总黄酮对大鼠佐剂性关节炎作用的实验研究[J].医学研究与教育,2014,31(5): 1-4.  
 [44] CHO H, CHUNG B, KIM C K, et al. *Spatholobus suberectus* Dunn. constituents inhibit sortase A and *Staphylococcus aureus* cell clumping to fibrinogen[J]. Archives of pharmacal research, 2017, 40(4): 518-523.  
 [45] 陈从显,徐爱钰,许勇,等.鸡血藤总黄酮对小鼠急性肝损伤的保护作用[J].滨州医学院学报,2012,35(3): 189-191, 188.  
 [46] 亢泽春,刘少华,高聪.鸡血藤总黄酮对酒精性肝损伤的保护作用及机制[J].中国老年学杂志,2013,33(23): 5951-5953.  
 [47] 黄新炜,李宝强,王秀华,等.中药鸡血藤的研究概况[J].西安文理学院学报(自然科学版),2006,9(1): 25-29.  
 [48] 安冉,杨锦芬,刘军民,等.基于 26S rDNA D1-D3 区序列分析的鸡血藤及其混淆品的分子鉴别[J].广州中医药大学学报,2010,27(4): 403-406.

[49] 荣广天,何钢,朱丽芳,等.鸡血藤的生理生化研究进展[J].北方园艺,2015(6): 183-186.  
 [50] 胡旻.鸡血藤与常用混淆品的真伪鉴别[J].浙江中西医结合杂志,2013,23(5): 419, 427.  
 [51] 李禄军,蒋志荣,李正平,等.3 树种抗旱性的综合评价及其抗旱指标的选取[J].水土保持研究,2006,13(6): 253-254, 259.  
 [52] ROUGHAN P G. Phosphatidylglycerol and chilling sensitivity in plants [J]. Plant physiology, 1985, 77(3): 740-746.  
 [53] SPIERTZ J H J, ELLEN J. The effect of light intensity on some morphological and physiological aspects of the crop perennial ryegrass (*Lolium perenne* L. var 'Cropper') and its effect on seed production [J]. Netherlands journal of agricultural science, 1972, 20(4): 232-246.  
 [54] 席飞飞,何钢,刘贤桂,等.鸡血藤林下栽培技术[J].林业科技通讯,2017(8): 56-59.  
 [55] 李苗苗.鸡血藤野生资源调查及其品质与自然生态因子相关性研究[D].广州:广州中医药大学,2017.