

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2023.07.018

氮磷比对铜钱草浮床处理富营养化水体的影响

刘鑫¹, 胡淑恒¹, 张择瑞², 谢霄云¹

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 合肥工业大学 机械工程学院, 安徽 合肥 230009)

摘要:文章选取铜钱草为浮床植物,以富营养化水体为处理对象,探究不同氮磷比对植物生长情况和水体中各污染指标净化效果的影响。试验结果表明:氮磷比为 15.96 时,铜钱草生长最茂盛,质量增加 45%,叶绿素 a 质量浓度较低,电导率略有下降,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 状态下氮的去除能力较强;氮磷比分别为 15.96、24.17 时总磷(total phosphorus, TP)质量浓度下降速率较快,降解率分别为 96.45%、97.88%,且铜钱草植物组总有机碳(total organic carbon, TOC)降解情况基本均高于对照组。高通量测序结果表明,氮磷比为 15.96、24.17 的样本富集共同微生物菌属 *Novosphingobium*、*Mucilaginibacter*、*Simplicispira*、*Sideroxydans* 和 *Limmobacter*,其相对丰度较高,相似性较强,说明氮磷比影响优势菌属的菌群丰度。

关键词:铜钱草浮床;富营养化;氮磷比;污水治理;微生物菌群

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2023)07-0978-08

Effect of nitrogen to phosphorus ratio on the treatment of eutrophic water body by *Hydrocotyle vulgaris* L. floating bed

LIU Xin¹, HU Shuheng¹, ZHANG Zerui², XIE Xiaoyun¹

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. School of Mechanical Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

Abstract: This paper selected *Hydrocotyle vulgaris* L. as the floating bed plants and the eutrophic water body as treatment subject to explore the impact of different nitrogen to phosphorus ratios on plant growth and pollution index purifying effect in the water body. The experiments showed that when the nitrogen to phosphorus ratio was 15.96, the *Hydrocotyle vulgaris* L. grew most luxuriantly, gained 45% of weight, had lower Chl-a concentration and slightly decreased conductivity, and had better nitrogen removal ability in $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ state. The total phosphorus (TP) concentration decreased faster at the nitrogen to phosphorus ratios of 15.96 and 24.17, the degradation rates were 96.45% and 97.88%, respectively, and the degradation of total organic carbon (TOC) in the *Hydrocotyle vulgaris* L. plant group was basically higher than that in the control group. High-throughput sequencing showed that the samples with the nitrogen to phosphorus ratios of 15.96 and 24.17 were enriched in common microbial genera *Novosphingobium*, *Mucilaginibacter*, *Simplicispira*, *Sideroxydans* and *Limmobacter*, with higher relative abundance and similarity, showing that the nitrogen to phosphorus ratio influenced the abundance of the dominant genera.

Key words: *Hydrocotyle vulgaris* L. floating bed; eutrophication; nitrogen to phosphorus ratio; wastewater treatment; microbial flora

收稿日期:2021-03-18;修回日期:2021-03-30

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2012ZX07103-004)

作者简介:刘鑫(1995—),男,江苏南通人,合肥工业大学硕士生;

胡淑恒(1975—),女,安徽砀山人,博士,合肥工业大学副教授,硕士生导师,通信作者, E-mail:shuheng.hu@163.com.

水体富营养化是水体污染的重要表现,2019年中国生态环境状况公报显示,107个监测营养状态的湖泊(水库)中,贫营养、中营养、轻度富营养和中度富营养状态的占比^[1]分别为9.3%、62.6%、22.4%、5.6%。生态浮床技术是综合运用物理、化学及生物方法的富营养化水体原位生态修复技术^[2],是国内外水体富营养化治理领域中的研究热点,其应用越来越广泛,并取得了较好效果。文献^[3-4]利用美人蕉作为浮床植物治理富营养化水体,增加曝气等手段,对水体中的 NO_3^- -N、总磷(total phosphorus, TP)和化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)去除率较高,水质可达到国家景观用水标准^[5];文献^[6]利用具有药用与绿化功能的3种陆生植物酸模、沿阶草、麦冬作为浮床植物,对富营养化水体进行40d的处理,结果发现,酸模净水效果最好,对TP、 NH_4^+ -N和总有机碳(total organic carbon, TOC)的降解率分别达到90%、90%、80%;文献^[7]利用丛枝菌根真菌强化生态浮床处理含盐废水,21d后脱盐效率得到明显提升。

生态浮床技术对富营养化水体的处理效果与富营养水体中氮磷比密切相关^[8],已有相关研究多集中于植物种类的筛选,添加曝气、强化菌等辅助手段,比较不同季节处理效果,以及研究植物根系作用等方面^[9-10],而对具有观赏兼药用功能的植物铜钱草净化污水、在不同氮磷比水体中的生长情况和各污染指标净化效果的研究很少。本文采用铜钱草浮床处理氮磷比不同的营养水体,研究在相同外部条件下不同氮磷比对植物生长情况和各污染指标净化效果的影响,从而为改善富营养化水体、恢复湖泊及其他类似水体健康生态系统提供技术支持和科学依据。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

本试验装置由水箱、生态浮床和浮床植物铜钱草组成。试验使用自行设计组装的生态浮床,材料为聚氯乙烯(polyvinyl chloride, PVC)管(管径为3cm)等;浮床长、宽分别为60、40cm;截断的PVC管用弯头和PVC胶连接,形成框架,用棉线将铁丝网固定在框架的上下两面,将2层框架垂直固定在一起形成浮床,用于培育浮床植物。该浮床优点为结构简单、材料环保,不蔽阳光,不影响植物生长和水体的大气复氧等。试验水箱采用无臭无毒、稳定性好的白色聚乙烯材料,容积为200L。试验

所用浮床植物为铜钱草,其适应环境能力强,繁殖迅速,为优良的装饰植物,具有观赏价值,能吸附有毒物质,如甲醛等,亦可入药利人^[11]。

试验用水按照文献^[12]劣V类水中各富营养化质量浓度指标进行配制。取合肥工业大学校园内斛兵塘湖水与自来水按一定比例混合,并加入一定量的氯化铵、磷酸二氢钾、葡萄糖等配制成富营养化水^[13];湖水中 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})=0.24\text{ mg/L}$, $\rho_{\text{TP}}=0.11\text{ mg/L}$,且含有一定量的微量元素和微生物。该水体中, $\rho_{\text{TP}}=(1.50\pm 0.13)\text{ mg/L}$, $\rho_{\text{叶绿素a}}=(1.18\pm 0.11)\text{ }\mu\text{g/L}$, $\rho_{\text{TOC}}=(51.87\pm 1.54)\text{ mg/L}$ 。本文选取7~10号水箱作为研究对象,7号水箱为对照组。

7~10号水箱 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 分别为12.48、12.59、21.22、30.65 mg/L,电导率分别为321、327、420、516 $\mu\text{S/cm}$ 。试验前、后3个水箱内植物生长状况及对照组状况如图1所示。试验后期铜钱草生长茂盛,植被覆盖率明显增加,污染指标净化效果显著。

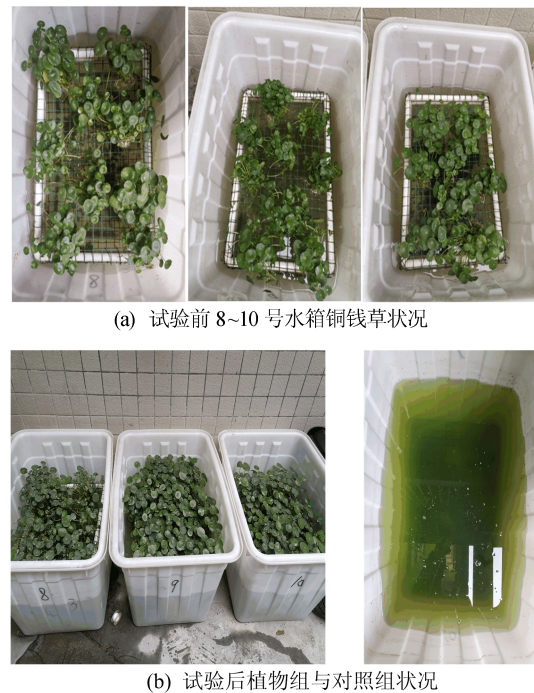


图1 试验前、后3个水箱内植物生长状况及对照组状况

1.2 试验方法

试验自2019年10月1日至11月25日,历时55d。试验地点位于合肥工业大学纬地楼一楼环形天井,通风透气且光照充足,试验装置上用透明PVC雨棚遮挡,水箱中不易落入灰尘和雨水,因此试验结果受外部条件影响较小。在试验地点

依次平行放置 4 个同一规格水箱并编号(其中 7 号水箱不种植植物,为对照组,氮磷比为 9.33),将 160 L 添加各营养元素的污水混合均匀,按照比例分别加入 4 个水箱,将洗净、晾干且质量均为 500 g 的铜钱草均匀种植在 8~10 号水箱内相同尺寸的生态浮床上,且 8~10 号水箱初始水质氮磷比分别为 7.58、15.96、24.17。将浮床植物铜钱草在同一水质中预培养 7 d,使其适应水中生存,然后开始试验。根据污染物降解情况定期(前 3 d 每天取样 1 次,3~13 d 每 2 d 取样 1 次,13~40 d 每 3 d 取样 1 次)、定时(中午 12:00)、定量(200 mL)取样,对水中各指标进行监测。

本试验需要测定 TOC、TP、电导率、叶绿素 a 等参数,试验仪器包括分光光度计、TOC 分析仪、水质测量仪等检测仪器,以及各种称量和干燥等所用常规玻璃仪器。各参数采用《水和废水监测分析方法》^[14]中的方法测定。TOC、总氮(total nitrogen, TN)使用德国耶拿 multi N/C 总有机碳分析仪测定,叶绿素 a、电导率采用 YSI ProDSS 多参数水质测量仪测定,植株质量使用电子秤称量。数据应用 Origin 9.1 和 MATLAB 等软件进行处理和分析。

2 试验结果与讨论

2.1 试验过程描述

试验天气以多云为主,试验期间气温变化情况如图 2 所示,最高气温为 26 °C,最低气温为 -3 °C,气温温差大。

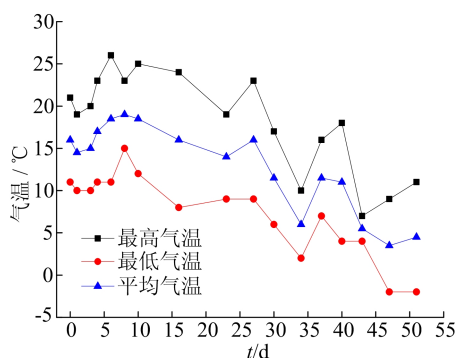


图 2 试验期间气温变化情况

试验期内植物组水箱中铜钱草存活率均为 100%,对水面的覆盖率均有所增加,试验前、后铜钱草质量变化见表 1 所列。试验第 2 天,对照组 7 号水箱、植物组 8 号、9 号水箱水质呈略微乳白色;在第 6 天,对照组 7 号水箱内壁有少量绿色藻

类附着,而 8~10 号水箱在第 13 天左右有藻类产生。试验结束后,测得 8~10 号水箱中铜钱草质量分别增加 185、225、200 g,质量增加比例分别为 37%、45%、40%,由此可见氮磷比为 15.96 的 9 号水箱中水质更适宜铜钱草生长,植物更茂盛,增殖更突出。

表 1 试验前、后 8~10 号水箱铜钱草质量变化对比

水箱编号	8 号	9 号	10 号
氮磷比	7.58	15.96	24.17
$m_{前}/g$	500	500	500
$m_{后}/g$	685	725	700
$\sigma/\%$	37	45	40

注: $m_{前}$ 、 $m_{后}$ 分别为试验前、后铜钱草质量; σ 为质量增加比例, $\sigma=[(m_{前}-m_{后})/m_{前}]\times 100\%$ 。

2.2 叶绿素 a 的变化与分析

藻类是水生生物的重要组成部分,影响水生态系统的结构和功能,具有维系系统的重要作用^[15],但水体中藻类过多易引起水体富营养化,使水中溶解氧减少,水生态失衡。叶绿素 a 是表征藻类的重要指标,4 个水箱中 $\rho_{叶绿素a}$ 变化曲线如图 3 所示。

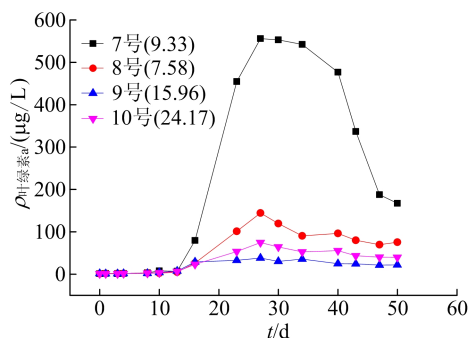


图 3 4 个水箱中叶绿素 a 的质量浓度变化曲线

试验开始时,4 个水箱内 $\rho_{叶绿素a}$ 在 1.2 $\mu\text{g/L}$ 左右,对照组 7 号水箱自试验开始至第 27 天持续升高至 555.8 $\mu\text{g/L}$,随后下降;试验前期植物组 $\rho_{叶绿素a}$ 一直处于较低水平,上升缓慢,第 16 天后植物组 $\rho_{叶绿素a}$ 差异较明显,第 27 日均达到较大值,随后缓慢降低;氮磷比较大的植物组 $\rho_{叶绿素a}$ 反而较小,试验结束时 8~10 号水箱 $\rho_{叶绿素a}$ 分别为 75.3、21.9、39.7 $\mu\text{g/L}$ 。

试验初期,对照组水箱营养充足,经过调整期后藻类大量繁殖,但水箱内营养物质和空间有限,试验第 27 天藻类数量达到最大且 $\rho_{叶绿素a}$ 也达到最大值;随后藻类繁殖量少于死亡量,藻密度下降,叶绿素 a 减少,死亡的藻类经分解将营养物质释放回水体,导致藻类生长和叶绿素 a 的细微波动。植物组水箱内铜钱草与藻类物种竞争,铜钱

草根系发达、生长较快,能获得较多的营养物质,铜钱草植株对阳光的遮蔽作用也能限制藻类的生长^[16],此外植物可能会分泌一些克藻物质限制藻类生长或杀死藻类^[17],因此植物组藻密度一直处于较低水平。植物组藻类数量与铜钱草质量成反比,铜钱草质量增加越多,对营养元素利用越多,植株越大,对阳光的遮蔽作用越强, $\rho_{\text{叶绿素a}}$ 越低。8号水箱中氮元素有限,不能充分满足铜钱草生长需要;10号水箱中氮元素过多,也限制铜钱草生长;9号水箱较适宜铜钱草生长,其氮磷比 15.96为该试验条件下最佳氮磷比。

2.3 微生物群落情况分析

2.3.1 OTU 样本分布韦恩图和聚类树

试验结束对 2 组水样进行宏基因组分类测序,共检测到 15 101 个操作分类单元(operational taxonomic unit, OTU),其中对照组 7 号水箱 4 960 个,植物组 8~10 号水箱 OTU 分别为 3 676、3 626、2 839 个,4 个水箱特有 OTU 分别为 4 200、2 699、2 697、2 281 个。OTU 样本分布韦恩图如图 4 所示。由图 4 可知,对照组 7 号水箱和植物组 8 号水箱共有 OTU 最多为 543 个,植物组 9 号与 10 号水箱共有 OTU 最少为 361 个。

4 个水箱基于 OTU 的样本聚类树如图 5 所示。图 5 中,同一颜色的树枝表示来源于同一组,树枝的长度代表样本间的距离,越相似的样本会越靠近,可见 9 号、10 号水箱样本相似性强,对照组 7 号水箱与其他水箱样本的相似性最弱。

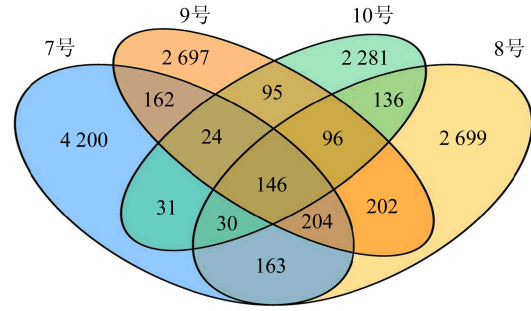


图 4 4 个水箱中微生物 OTU 样本分布韦恩图

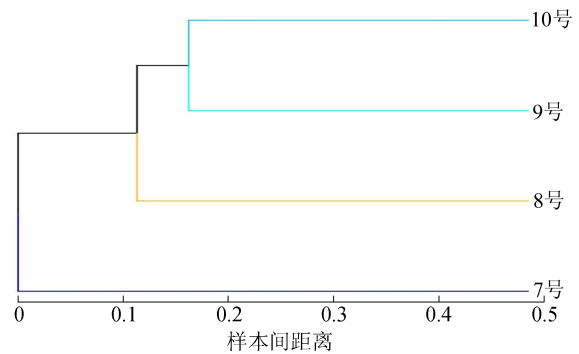


图 5 4 个水箱基于 OTU 的样本聚类树

2.3.2 微生物群落多样性分析

通过单样品的多样性分析 (Alpha 多样性) 可以反映微生物群落的丰度和多样性,用稀疏性曲线和一系列统计学分析指数可预估环境群落中物种的丰富度和多样性。

4 个水箱中微生物的多样性指数见表 2 所列。

表 2 4 个水箱中微生物多样性指数统计结果

水箱编号	氮磷比	序列总数(M)	OTU 数	覆盖率/%	Shannon 指数	ACE 指数	Chao 指数	Simpson 指数
7 号	9.33	80 343	4 960	95	2.64	43 353.85	19 193.49	0.31
8 号	7.58	72 418	3 676	96	4.60	29 743.85	13 660.37	0.03
9 号	15.96	76 045	3 626	97	4.32	23 019.57	12 800.86	0.06
10 号	24.17	84 639	2 839	98	3.60	24 121.21	10 895.51	0.09

4 个水箱的覆盖率均在 95% 以上,满足样品微生物多样性分析的需要,可代表样本的真实情况。表征群落分布丰度的 Chao 指数和基于丰度的覆盖率估计(abundance-based coverage estimator, ACE)指数的数值越大,表明菌群的丰度越高,因此对照组 7 号水箱丰度相对较大。从表征群落分布多样性的 Shannon 指数和 Simpson 指数看,Shannon 指数值越大,说明群落多样性越高,而 Simpson 指数值越大,说明群落多样性越低,因此 8 号水箱群落多样性最大,对照组 7 号水箱多样性最小。这是水箱内各污染物质量浓度水平和藻类生长共同作用的结果,一般情况下群落

的多样性会与水体中营养水平成正比,但藻类的生长会造成水体细菌多样性的改变^[18]。

采用 Shannon 指数来比较测序数据量不同的样本中物种的丰度,植物组水箱在反应初期和稳定时期,测序得出的物种总数量均高于对照组水箱,且反应稳定时期测序得出的物种总数量均高于反应初期。

2.3.3 属水平上样本相对丰度和群落结构

利用 blastn 软件将 OTU 序列与对应数据库进行比对,筛选出 OTU 序列的最佳比对结果,对结果进行过滤,默认满足相似度大于 90% 且覆盖率大于 90% 的序列被用来后续分类,不满足条件

的序列被归为未归类(unclassified)。属水平上 4 个水箱样本 14 个主要序列数目和相对丰度见表 3 所列。由表 3 可知:对照组 7 号水箱属水平上相对丰度较高的属为 *Janthinobacterium*、*Pseudomonas*, 分别占 53.15%、26.95%; 植物组

laginibacter、*Simplicispira*、*Sideroxydans*、*Limnobacter* 等, 相对丰度较高且相似性较强。因此, 相对于对照组, 植物组水箱的微生物群落属水平上样本相对丰度更高, 群落结构更复杂, 8~10 号水箱中优势属与水质有密切联系^[19], 微生物种类多样性更多, 有利于富营养化的处理。

表 3 属水平上 4 个水箱样本 14 个主要序列数目和相对丰度

属类别	7 号水箱, M=80 343		8 号水箱, M=72 418		9 号水箱, M=76 045		10 号水箱, M=84 639	
	序列数目	相对丰度/%	序列数目	相对丰度/%	序列数目	相对丰度/%	序列数目	相对丰度/%
unclassified	6 116	7.61	13 482	18.62	22 446	29.52	9 891	15.30
<i>Janthinobacterium</i>	42 698	53.15	85	0.12	302	0.40	14	0.02
<i>Novosphingobium</i>	11	0.01	7 021	9.70	10 580	13.91	17 457	27.00
<i>Pseudomonas</i>	21 651	26.95	4 518	6.24	2 300	3.03	942	1.46
<i>Mucilaginibacter</i>	3	0	2 133	2.95	2 938	3.86	13 425	20.77
<i>Simplicispira</i>	42	0.05	968	1.34	193	0.25	15 692	24.28
<i>Sideroxydans</i>	25	0.03	2 721	3.76	5 740	7.55	1 092	1.69
<i>Limnobacter</i>	30	0.04	1 988	2.75	5 241	6.89	1 045	1.62
<i>Rhodofera</i>	8	0	5 841	8.07	394	0.52	1 584	2.45
<i>Armatimonadetes-gp5</i>	8	0	6 975	9.63	243	0.32	2	0
<i>Rhizomicrobium</i>	19	0.02	2 938	4.06	603	0.79	2 712	4.20
<i>Herbaspirillum</i>	62	0.08	20	0.03	2 078	2.73	3 194	4.94
<i>Parcubacteria-gaera-incertae-sedis</i>	20	0.03	360	0.50	617	0.81	3 693	5.71
<i>Methylophilus</i>	21	0.03	1 949	2.69	516	0.68	1 312	2.03

2.4 主要水质指标情况分析

2.4.1 TP 的净化效果

TP 是衡量水质状况的关键, 4 个水箱不同氮磷比下溶解性磷去除效果曲线如图 6 所示。

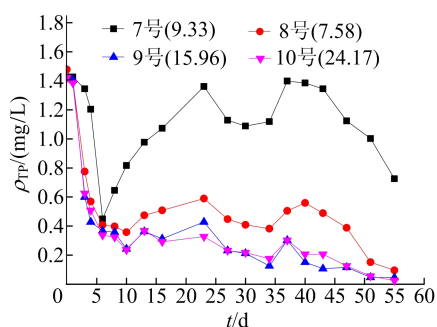


图 6 4 个水箱不同氮磷比下溶解性磷去除效果曲线

4 个水箱内 ρ_{TP} 的初始值都在 1.42 mg/L 左右; 试验初始的 6 d, 7~10 号水箱的 ρ_{TP} 分别迅速降低 68.55%、73.07%、74.73%、76.24%, 分别下降至 0.45、0.40、0.37、0.34 mg/L; 随后对照组 7 号水箱 ρ_{TP} 出现显著上升, 恢复到接近初始 ρ_{TP} 后, 在此水平内波动, 且波动范围较大; 植物组水箱 ρ_{TP} 总体以缓慢速率下降且波动较小, 试验结束时植物组 8~10 号水箱 ρ_{TP} 分别下降至 0.10、0.05、0.03 mg/L, 分别降低 93.24%、

96.45%、97.88%, 其中 9 号和 10 号水箱的 ρ_{TP} 下降速率略快, 下降趋势基本一致。

浮床系统对磷去除的方式主要是通过植物吸收、吸附、截留、沉淀和合成藻类物质^[20]。试验初始的 6 d, 受水箱内壁、铜钱草根系、微生物作用及植物生长的吸附和吸收, 4 个水箱内 ρ_{TP} 迅速降低。受氮磷比的影响, 营养物质多的水箱, 微生物活动强烈、植物生长较快, ρ_{TP} 下降稍快。对照组没有植物作用, ρ_{TP} 下降主要是藻类生长繁殖的吸收, 伴随着藻类生命周期, 群落更替, 死亡后分解, TP 又释放到水体中, 因此对照组 ρ_{TP} 出现较大波动, 试验第 5 天后出现较快上升, 至试验结束对照组水箱内 TP 相比于植物组均处于较高质量浓度。植物组在试验过程中铜钱草不断生长, 为了满足自身生长需要对 TP 持续吸收, 试验第 5 天后至试验结束植物组水箱内 ρ_{TP} 波动较小, 总体趋势为持续降低。氮磷比高的水箱内氮源充足, 植物和微生物生长繁殖较快, ρ_{TP} 下降速率较大, 但植物和微生物的生长对氮元素的需求量有限, 更多的营养元素未能更大程度上促进铜钱草的生长, 因此 9 号、10 号水箱内氮元素的含量虽然有差异, 但第 6 天后 2 个水箱内 ρ_{TP} 降解趋势和速率基本一致。8 号水箱营养物质少, 不能充分满足

铜钱草生长需要, ρ_{TP} 降解速率低于 9 号和 10 号水箱。文献[21]研究发现,在轻度污染水体中,植物对磷的去除作用占 51%,本试验植物组 TP 主要通过铜钱草的吸收去除,对照组 ρ_{TP} 的波动主要是由于藻类的生命周期变化。

2.4.2 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的净化效果

4 个水箱在不同氮磷比下各个时间段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果曲线如图 7 所示。

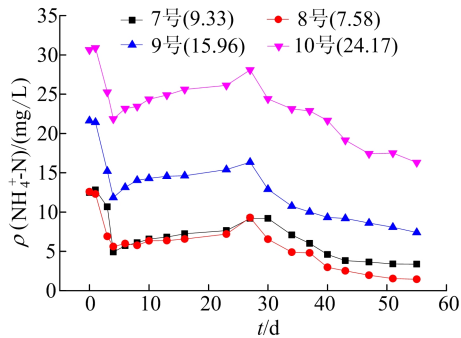


图 7 4 个水箱不同氮磷比下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果曲线

7~10 号水箱 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 初始值分别为 12.48、12.59、21.22、30.65 mg/L, 试验初始 4 d $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 分别迅速下降 7.55、6.98、9.37、8.80 mg/L, 下降率分别为 60.54%、55.48%、44.15%、28.72%; 从第 5 天至第 27 天, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 缓慢上升; 从第 28 天至试验结束, 4 个水箱 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 总体呈缓慢下降趋势。对照组 7 号水箱和植物组 8 号水箱内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度与变化趋势在试验开始后 27 d 内基本吻合, 27 d 后对照组的 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 略高于植物组。试验结束时 7~10 号水箱 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 分别为 5.77、1.46、8.11、16.09 mg/L, 下降率分别为 53.77%、88.40%、61.78%、47.50%。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要通过挥发作用、硝化反应、植物吸收、生成藻类、吸附等方式去除^[22], 试验初期主要受吸附作用影响, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 迅速下降, 随着试验的进行, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐解吸, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 缓慢上升。试验过程中对照组 7 号水箱藻类逐渐爆发, 微生物逐渐繁殖, 藻类吸收利用和微生物硝化作用致使 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 逐渐降低, 但水箱内空间和营养物质有限, 藻类数量有限, 因此对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收和硝化作用也有限, 藻类死亡后又将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放到水体中, 故 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 未能降低到很低水平, 试验后期 $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 相对稳定。植物组 8 号和 9 号水箱氮元素充足, 铜钱草生长吸收利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 其根系周围和水体中的微生物进行着硝化作用, 对

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收较多且植物质量增加明显; 10 号水箱 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 过量, 营养过剩, 抑制铜钱草的生长, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 降低值小于 8 号和 9 号水箱。对照组 7 号水箱无植物生长, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的降解主要是微生物的作用, $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$ 低于生长茂盛的植物组, 微生物的降解作用显著高于植物的吸收作用。

铜钱草通过呼吸作用, 经由发达的根系, 形成好氧-厌氧的微环境^[23], 从而快速降解 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。试验后期, 由于水体中多种营养素的缺乏限制了微生物的生长繁殖, 而植物对氮元素的吸收能力有限, 过多的氮元素会抑制植物的吸收与微生物的生长, 降解速率和效果不明显。

2.4.3 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量浓度的变化

4 个水箱中 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 的变化曲线如图 8 所示。

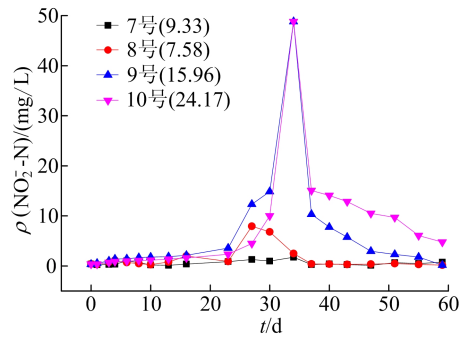


图 8 4 个水箱中 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 的变化曲线

从图 8 可以看出, 在整个试验阶段对照组 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 一直处在较低水平, 植物组则呈先非常缓慢升高后加速上升趋势, 其中植物组 9 号、10 号水箱 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 上升迅速, 在第 34 天达到最大值, 随后出现较缓降低的趋势。试验结束时, 7~10 号水箱内 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 分别为 1.226、0.153、0.153、5.778 mg/L。

4 个水箱中 $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 的变化曲线如图 9 所示。

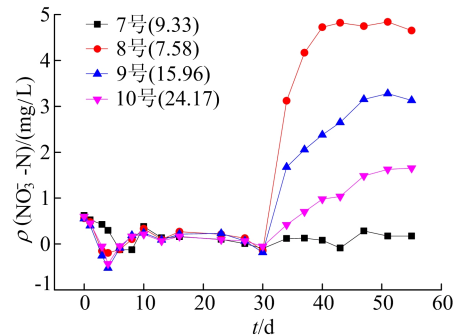


图 9 4 个水箱中 $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 的变化曲线

植物组 $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 的变化与 $\rho(\text{NO}_2^-\text{-N})$ 相对应, 植物组水箱内 $\rho(\text{NO}_3^-\text{-N})$ 从第 30 天均出

现快速上升,8~10 号水箱内 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 的上升速率依次减小,且氮磷比越小,试验结束时剩余的 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 越大,试验结束时 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 分别为 4.35、3.03、1.52 mg/L。对照组 7 号水箱,试验过程中 $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 均处在较低水平,试验结束为 0.48 mg/L。

2.4.4 TOC 质量浓度的变化

4 个水箱内 ρ_{TOC} 的变化曲线如图 10 所示。试验开始时,7~10 号水箱 ρ_{TOC} 分别为 51.35、52.42、51.43、50.27 mg/L;试验开始后 16 d 内 ρ_{TOC} 快速下降,且趋势基本一致,然后趋于平稳,至结束时分别为 13.81、5.77、6.93、5.17 mg/L,分别下降 73.11%、89.00%、86.53%、89.72%,且第 16 天后对照组 7 号水箱 ρ_{TOC} 高于植物组,并有相对较大波动。

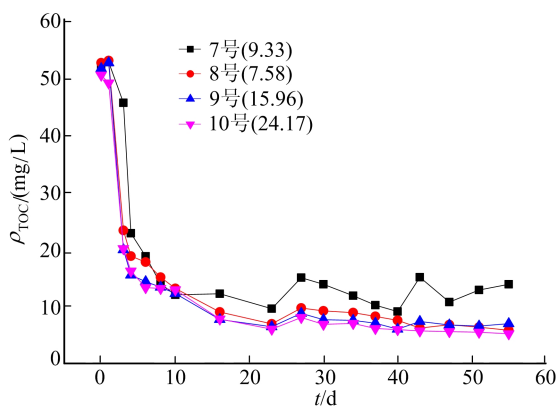


图 10 4 个水箱内 ρ_{TOC} 的变化曲线

数据表明试验开始时,经适应性培养,根系发达的铜钱草迅速吸收葡萄糖,以满足自身生长需要。铜钱草发达的根系对 TOC 进行吸附和截留,水箱内微生物对 TOC 进行吸收和转化。小分子有机物被植物直接吸收利用和微生物对有机物的好氧分解,植物根系吸附、截留,以及生成藻类是浮床技术降解 TOC 的几种主要途径^[24]。经过截留、吸附、沉降和吸收等多种途径的作用,试验初期水体中 ρ_{TOC} 迅速降低,在后续试验过程中 TOC 被逐步利用。文献^[25]研究表明,植株强大、根系发达的植物泌氧能力较强,有利于好氧微生物的繁殖和有机物的消耗。由于铜钱草生长时对小分子有机物有所吸收,且根系发达,为水中微生物提供了良好的生长环境,加速微生物的生长及对有机物的降解,植物组各水箱内 ρ_{TOC} 持续降低,最终去除效果明显。

对照组 7 号水箱 ρ_{TOC} 较低后又升高,可能与藻类的生长代谢有关,藻类生长旺盛时,吸收利用

的有机物较多,死亡后又将部分有机物释放到水体里,因此 ρ_{TOC} 波动较大,而植物组铜钱草持续生长,吸收有机物,致使 ρ_{TOC} 持续降低。

2.4.5 电导率的变化

电导率表示溶液传导电流的能力,是表征水体溶解性固体物质或盐度的重要参数,也是评价水环境健康的重要参数^[26]。试验期间 4 个水箱内电导率的变化曲线如图 11 所示。

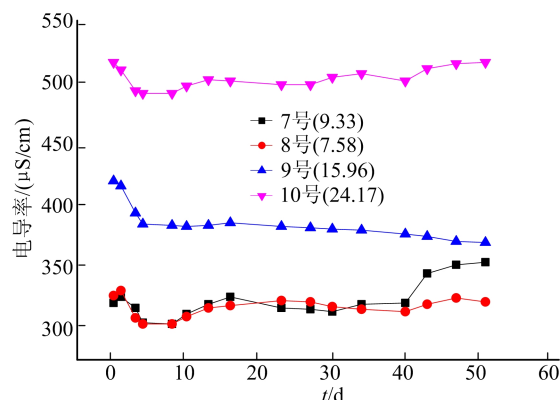


图 11 4 个水箱内电导率的变化曲线

试验开始时,7~10 号水箱内电导率分别为 321、327、420、516 $\mu\text{S}/\text{cm}$,试验开始后 4 d 内电导率均略有下降,随后对照组 7 号水箱电导率略有增加,植物组 9 号水箱略有降低,8 号和 10 号水箱有微小波动,试验结束时 7~10 号水箱内电导率分别为 354、322、370、516 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。水溶液的电导率高低相依赖于其内含溶质盐的浓度大小,或其他分解为电解质的化学杂质成分多少。水样本的电导率是测量水的含盐成分、含离子成分、含杂质成分等的重要指标。水越纯净,电导率越低(电阻率越高)。

试验初期 4 d,由于微生物的降解和吸附、植物的吸收等,导致 ρ_{TOC} 、 ρ_{TP} 等下降,也就是水箱内离子质量浓度下降,因此电导率略有下降。随着各营养元素解吸和微生物数量增加,水箱内杂质增多,藻类产生和死亡,电导率又会出现波动。对照组 7 号水箱电导率的降低主要是由于吸附作用、微生物对营养素的利用和藻类的生长,藻类和微生物死亡后又会将无机盐释放到水体中,导致对照组 7 号水箱试验后期电导率上升。氮磷比较为合适的 9 号水箱,铜钱草生长较好、质量增加较多,对离子的吸收较多,电导率略有下降。

3 结 论

1) 受氮磷比的影响,8 号、9 号水箱对 TP、

NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 和 TOC 的降解效果相对较好,2 个水箱内电导率的下降程度相仿,相比于对照组和氮磷比最大的 10 号水箱,其铜钱草生长旺盛,质量增加最明显,对富营养水的处理较为合适。

2) 本试验植物组 TP 主要通过铜钱草的吸收去除,对照组 TP 质量浓度的下降主要是由于藻类的生长繁殖;铜钱草浮床在氮磷比较高的 9 号(15.96)和 10 号(24.17)水箱环境条件下,试验前期对 TP 的降解更为迅速稳定,效果较佳。

3) 9 号水箱通过铜钱草浮床在氮磷比为 15.96 的水质条件下,对于 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 状态下氮的去除能力相对其他水箱也是较好的,因此最适合采用铜钱草植物浮床种植处理富营养水的氮磷比为 15.96。

4) 铜钱草浮床在不同氮磷比的条件下,对有机物的降解都较为理想,因此植物浮床技术用于处理富营养水体是可行和有效的。

[参 考 文 献]

- [1] 《中国能源》编辑部. 2019 中国生态环境状况公报发布[J]. 中国能源, 2020, 42(7):1.
- [2] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001:45-110.
- [3] 章文贤, 韩永和, 卢文显, 等. 植物生态浮床的制备及其对富营养化水体的净化效果[J]. 环境工程学报, 2014, 8(8): 3253-3258.
- [4] 薛彦君, 许秋瑾, 冯胜, 等. 曝气时间对美人蕉生态浮床去除水体中营养盐的影响[J]. 环境科学研究, 2015, 28(11): 1749-1754.
- [5] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 城市污水再生利用景观环境用水水质:GB/T 18921—2019 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2019:1-2.
- [6] 张择瑞, 张学飞, 郭婧, 等. 3 种新型浮床植物净化富营养化水体的试验研究[J]. 中国科学技术大学学报, 2018, 48(3): 221-228.
- [7] 窦文清, 何皓, 宋文萍, 等. 丛枝菌根强化型生态浮床处理煤化工模拟含盐废水[J]. 环境科学, 2019, 40(2):761-767.
- [8] 戴谨微, 陈盛, 曾歆花, 等. 复合型生态浮床净化污水厂尾水的效能研究[J]. 中国给水排水, 2018, 34(3):77-81.
- [9] SAEED T, PAUL B, AFRIN R, et al. Floating constructed wetland for the treatment of polluted river water: a pilot scale study on seasonal variation and shock load[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 287: 62-73.
- [10] LADISLAS S, GERENTE C, CHAZARENC F, et al. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway storm water ponds[J]. Ecological Engineering, 2015, 80:85-91.
- [11] 王浩, 李菁, 郭成圆, 等. 用于人工景观水体污染治理的净水植物筛选[J]. 陕西农业科学, 2019, 65(9):72-76.
- [12] 国家环境保护总局科技标准司. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002 [S]. [出版地不详: 出版者不详], 2002: 3-4.
- [13] 张远, 林佳宁, 王慧, 等. 中国地表水环境质量标准研究[J]. 环境科学研究, 2020, 33(11):2523-2528.
- [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, 2002:4-7.
- [15] CARDINALE B J, PALMER M A, COLLINS S L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation[J]. Nature, 2002, 415:426-429.
- [16] MULDERIJ G, VAN NESC E H, VAN DONK E. Macrophyte-phytoplankton interactions: the relative importance of allelopathy versus other factor[J]. Ecological Modelling, 2007, 204:85-92.
- [17] JI R P, LU X W, LI X N, et al. Biological degradation of algae and microcystins by microbial enrichment on artificial media[J]. Ecological Engineering, 2009, 35:1584-1588.
- [18] SCHMIEDER R, EDWARDS R. Quality control and preprocessing of metagenomic datasets [J]. Bioinformatics, 2011, 27(6):863-864.
- [19] WANG Q, GARRITY G M, TIEDJE J M, et al. Naive Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(16):5261-5267.
- [20] LIU Y, LV J J, SINGH R P. Removal of low-concentration phosphorus by efficient phosphorus removal composite-based ecological floating beds[J]. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, 2019, 68(8):782-792.
- [21] 蒋跃平, 葛滢, 岳春雷, 等. 人工湿地植物对观赏水中氮磷去除的贡献[J]. 生态学报, 2004, 24(8):1720-1725.
- [22] CHEN X F, YANG L Y, XIAO L, et al. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu [J]. Journal of Freshwater Ecology, 2012, 27(2): 243-258.
- [23] STOTTMEISTER U, WIEBNER A, KUSCHK P, et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment [J]. Biotechnology Advances, 2003, 22:93-117.
- [24] 王国芳, 汪洋静, 吴磊, 等. 复合型生态浮床中各生物单元对污染物去除的贡献及净化机理[J]. 土木建筑与环境工程, 2012, 34(4):136-141.
- [25] 王郑, 崔康平, 许为义, 等. 复合型生态浮床处理农家乐污水[J]. 环境工程学报, 2016, 10(1):455-460.
- [26] 李娜, 李旭文, 牛志春, 等. 太湖浮游植物群落结构及其与水质指标间的关系[J]. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1814-1820.

(责任编辑 张淑艳)