



文章栏目：流域水环境整治与修复

DOI 10.12030/j.cjee.202303013 中图分类号 X524 文献标识码 A

倪子怡, 许海, 詹旭, 等. 刈割对千岛湖生态浮床植物生长与氮素净化效率的影响[J]. 环境工程学报, 2023, 17(8): 2494-2504. [NI Ziyi, XU Hai, ZHAN Xu, et al. Influence of mowing on the growth and nitrogen purification efficiency of ecological floating bed plants in Qiandao Lake[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(8): 2494-2504.]

刈割对千岛湖生态浮床植物生长与氮素净化效率的影响

倪子怡^{1,2}, 许海², 詹旭^{1,✉}, 朱广伟², 程新良³, 胡亮³, 王裕成³, 郑文婷⁴

1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 3. 杭州市生态环境局淳安分局, 杭州 311700; 4. 杭州市生态环境监测中心, 杭州 310000

摘要 生态浮床是一种净化水体氮磷污染的高效人工强化技术, 刈割是生态浮床管理的重要措施。为探究深水水库中刈割管理对生态浮床植物生长及氮素去除效率的影响, 以华东地区最大深水水库千岛湖为例, 选取沉水植物绿色狐尾藻 (*Myriophyllum aquaticum*) 和挺水植物水芹 (*Oenanthe javanica*) 为研究对象, 分别对 2 种植物进行刈割和未刈割处理, 构建生态浮床系统, 进行水质净化培养实验。结果表明: 刈割处理对水芹和绿色狐尾藻生长的影响不同, 刈割后水芹相对增长率加快, 经 25 d 生长干重翻了约一倍, 未刈割水芹后期观察到部分叶片凋零、株高降低; 绿色狐尾藻刈割后干重无明显增加, 水下部分萎缩, 在此状态和水质背景下很难恢复; 刈割处理能明显促进水芹水上部分茎叶对氮素的吸收, 占比从 13.85% 提升至 25.37%; 绿狐尾藻茎秆的刈割会影响水下根系的正常生长, 整体降低氮素去除效率; 浮床植物的种植明显增强了水体反硝化脱氮能力, 水体溶解性氮气增量 ($\Delta[N_2]$) 较对照高 3.52~6.98 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但刈割对于植物根系反硝化速率存在负面影响, 刈割后水芹和绿狐尾藻水体 $\Delta[N_2]$ 分别降低约 13.74% 和 21.77%。以上结果表明, 生态浮床系统对深水水库水体具有良好的脱氮效果, 但针对不同的植物应采取不同的管理方式, 选用水芹作为浮床植物时应进行及时刈割, 促进植物生长对氮素的吸收; 而刈割对绿色狐尾藻可能是一种不可逆的伤害, 建议在生长期结束时进行整株收获, 中途不宜刈割。该研究结果可为深水水库生态浮床的科学应用和管理提供参考。

关键词 生态浮床; 刈割; 反硝化; 千岛湖

水库是淡水生态系统的重要组成部分, 在供水、发电、航运和水资源利用等方面发挥着重要作用^[1]。据统计, 我国人工水库由 1980 年的 86 822 座增加到 2020 年的 98 566 座, 对于保障城市生活饮用水安全起到越来越重要的作用。近年来, 随着点源污染逐步得到有效治理和控制, 面源污染逐渐成为水库水环境的主要污染类型, 成为水库安全运营和经济发展所必须面对的关键“瓶颈”。其中人类活动引起的淡水系统中氮含量的增加往往比磷素更甚^[2], 因此深度净化由流域面源进入水库的氮污染迫在眉睫。

近几十年来, 生态浮床已被证实是一种成本低、净化效率高且无需额外土地的人工强化水生生态处理技术^[3]。其基本原理是在水面构建稳定、环保、美观的水上漂浮载体, 运用水上植物无土栽培技术, 筛选根系发达、维护简单的水生或陆生植物, 实现水体氮、磷净化的目的。浮床上生长的植物是生态浮床系统的核心, 对氮素的去除起着很大的作用。直接作用是植物自身同化吸收氮

收稿日期: 2023-03-02; 录用日期: 2023-07-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (42271126); 江苏省科技厅项目 (BK20220041); 中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署科研项目 (NIGLAS2022GS03); 杭州市生态环境局淳安分局委托项目 (ZJCZZF[2021]17 号)

第一作者: 倪子怡 (1998—), 女, 硕士, 1477582060@qq.com; ✉通信作者: 詹旭 (1981—), 男, 博士, 副教授, xuzhan@jiangnan.edu.cn

以满足生理代谢需要^[4]。间接作用包括: 交错的根际为微生物硝化-反硝化过程提供附着基质以及释放氧气形成好氧-缺氧-厌氧的微环境。此外, 根系分泌物可作为电子供体为反硝化作用提供碳源^[5]。然而, 保持生态浮床长期有效的处理性能和可持续运行仍是一个挑战。植物的生长特性和作用不仅会受到营养盐、气候条件等因素的影响, 还会受到植物种植和管理策略的影响^[6]。

刈割是生态浮床规模化管理的主要方式之一, 若没有在植物腐烂前收获, 植物组织中的营养物质可能会重新进入水中。然而, 针对具体的刈割方式, 包括多次刈割和年度刈割, 整株和水上部分刈割等, 仍是个有争议的问题。ZHOU等^[7]指出由于植物仅作为污染物短暂的储存介质, 且在吸收营养结束后就进入衰亡阶段, 故需定期刈割提高净化效率。而SUN等^[5]认为频繁地上刈割没有给植物充足的时间吸收养分, 从而减缓植物的生长。过早收获嫩枝可能会致使明年养分去除率的降低^[8]。此外, 有关于植物刈割是聚焦于水上部分还是直接整株收割, 研究者也持有不同的态度。部分学者认为尽管根组织中储存的营养物质相对较少, 但仅地上部分刈割会低估植物的吸收能力^[9], 并且部分植物根部也贮存着一半以上的营养物质^[10-11]。CHANG等^[9]指出如若将生态浮床的应用作为全流域养分管理的一部分, 那么植物的整株收割是至关重要的, 因为评估净化效果是基于去除的总生物量和组织浓度。其他研究则认为植物在不同生长季节或状态下具有不同的养分吸收及生长特性, 整株收割的方式会忽视植株器官间的营养分配和生长问题, 且根茎往往嵌入于生长介质中, 难以分离, 故整株收割的方法更为激进和不可持续^[12]。总的来说, 刈割方式应基于植物种类、水质环境、气候条件等多种因素综合考量、因地制宜。

千岛湖又名新安江水库, 是我国华东地区最大的人工淡水水体, 属于典型的深水山谷型水库, 营养盐达标问题长期困扰着水库的环境治理^[13-14]。水库治理工作困难重重, 一方面较高的水深致使自然植被难以生长来净化水质, 另一方面土地资源紧张, 缺乏湿地净化空间。此外, 水体碳浓度较低, 湖体反硝化自净能力较弱。已有研究证实在千岛湖构建生态浮床是氮磷削减的一种可行技术, 后期可通过刈割带走湖体中的氮磷^[15]。并且, 多项研究指出植物刈割对于低营养盐浓度系统的重要性^[11, 16, 17]。然而目前多集中于探讨刈割对于人工湿地中植物净化高浓度废水效果的影响, 缺乏对于较清洁型水体中生态浮床植物具体刈割管理措施的研究。

水芹 (*Oenanthe javanica*) 属伞形科多年生挺水植物, 在我国中南部地区广泛分布, 适应性强, 生长迅速, 具有发达的通气组织, 须根繁茂。赵慧君等^[18]发现水芹对 N、P 的吸收积累能力很强, 甚至高于凤眼莲, 是浮床植物修复的优良品种。绿色狐尾藻 (*Myriophyllum aquaticum*) 系多年生沉水或浮水植物, 资源化利用潜力高, 养分吸收能力强。常见的净水植物普遍存在生长周期短等缺陷, 而绿色狐尾藻在南亚热带地区可全年生长, 针对富营养化水体的修复具有天然优势^[19]。本研究以水芹和绿色狐尾藻这两种不同类型的典型植物构建模拟生态浮床, 对其采取刈割和未刈割处理, 来揭示刈割对千岛湖浮床植物生长及氮素去除机制的影响, 以为水库中生态浮床的应用及管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

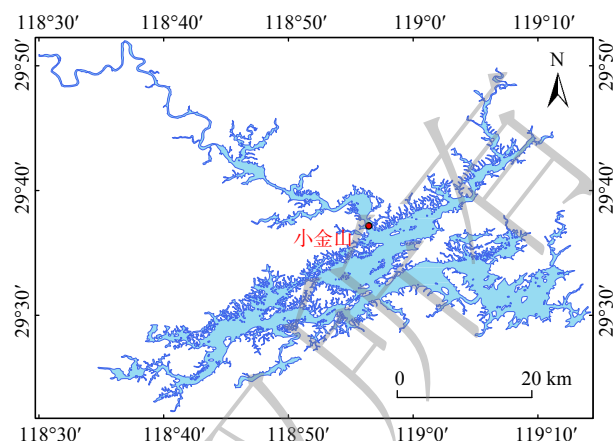
千岛湖 (29°22'~29°50'N, 118°36'~119°14'E) 位于浙江省杭州市淳安县, 是我国第一座自行设计建造的大型水电站拦蓄新安江干流而形成的深水水库, 水面面积 573.33 km², 蓄水量达 1.78×10¹⁰ m³, 平均水深 31.13 m, 最大水深 100 m, 死水位线为 86 m^[20]。地处亚热带季风区, 气候温暖湿润、降雨充沛、光照充足, 年均气温约 17.1 °C, 年均降雨量为 1 489.0 mm^[21]。千岛湖水体以含氮物质污染为主^[22], 位于上游入湖口的街口断面承接约 60% 的新安江来水, 最高达 1.98 mg·L⁻¹^[23], 水体总氮沿新安江主航道方向逐渐降低, 年均值为 0.92 mg·L⁻¹^[20]。供试水样取自千岛湖国控断面小金山, 小金山断面地处自上游狭长河道往开敞型水面过渡的区域, 极易受上游断面的影响, 致使水质无法稳定达标^[13], 具体方位见图 1。

1.2 实验方案

选取成熟期的水芹和绿色狐尾藻为实验植物, 用去离子水清洗干净后于自来水中预培养约 1 周, 选取大小一致、健康的植株进行实验。供试水样取自小金山断面处原水, 并在此基础上

分别添加硝酸钾、磷酸二氢钾作为氮、磷营养试剂, 配得水体初始营养盐的质量浓度分别为: TN $1.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP $0.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。实验持续 25 d, 为保证期间水体营养盐浓度充足, 于实验第 11 天换水, 即将桶内水全部倒出, 后重新注入小金山断面处原水并添加与初始同等浓度的营养盐试剂。实验包括 2 个阶段: 第一周期(换水前)和第二周期(换水后), 2 个周期初始水质指标如表 1 所示。

实验培养箱采用容积为 200 L (上内径为 66 cm, 下内径为 57 cm, 高为 72 cm) 的白色塑料圆柱形箱体, 实际盛水 180 L。内置聚氯乙烯泡沫板, 其上均匀分布 15 个圆孔, 孔大小为 5 cm, 每孔载入 1 株植物, 用塑料定植



注: 此图使用软件 ArcGis 10.2 绘制完成。

图 1 研究区域方位图

Fig. 1 Location map of the study area

表 1 两个周期初始水质指标

Table 1 Initial water quality indicators of two cycles

周期	水温/ $^{\circ}\text{C}$	DO/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	pH	SPC	TN/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	TP/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	DOC/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
第一周期	19.9	12.3	10.5	125.1	1.82	0.07	2.4
第二周期	20.0	12.4	9.8	123.4	1.87	0.06	2.4

杯加以固定(种植密度约为每平方米 44 株)。实验共设置 5 个处理: 未刈割狐尾藻、刈割狐尾藻、未刈割水芹、刈割水芹及空白对照处理。每个处理设置 3 个平行。刈割处理即保留植物根系, 留取植物水上部分约 13 cm。模拟实验于 2022 年 4 月在浙江省千岛湖生态系统研究站进行, 为避免降雨等因素干扰, 顶部设有透明防雨棚。

1.3 样品采集与分析

静态模拟实验每 3~4 d 取 1 次水样, 采样前加入适量去离子水以补充蒸发水量并用搅拌棒将实验水体混匀, 每次取样 50 mL, 用于水质氮磷含量测定。采集到的水样立即用 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径的玻璃纤维滤膜(Whatman GF/F)进行过滤, 过滤后样品采用 Skalar 连续流动分析仪(荷兰 Skalar 公司, SAN++型)测定硝态氮($[\text{NO}_3^--\text{N}]$)、亚硝态氮($[\text{NO}_2^--\text{N}]$)、氨氮($[\text{NH}_4^+-\text{N}]$), 未过滤样品分取、冷冻, 用于总氮(TN)、总磷(TP)的测定(硫酸钾-紫外分光光度法)。

在实验开始和结束时分别用直尺测量植物株高, 并随机抽取实验植物现场洗净后立即带回实验室, 进行植物干重及体内氮磷指标的测定。植物样品放入烘箱 $105 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 杀青 30 min, 然后在 $80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒重, 使用电子天平测定干重。将干样按常规方法粉碎、过 100 目筛后测定植物组织氮磷含量(意大利元素分析仪, Eurovector EA3000)。

1.4 根系反硝化潜力测定培养实验

为研究植物根系附着微生物的脱氮效率, 在实验第 11、25 天, 分别取各处理植物放入容积为 2 L 的 PVF 材质密封培养袋中, 加入 1.5 L 实验水样。实验水样为新配置的与实验初始氮磷浓度相同的水体。黑暗培养 8 h 后, 取各处理组水体样品, 每个培养袋取 3 个平行样, 水样装入到 12 mL 顶空瓶(Labco Exetainer)中, 瓶子装满时继续引流并缓慢抽出橡皮管, 使液面形成凸状, 然后拧紧瓶盖。采集完后立即用注射器打入质量分数为 50% 的 ZnCl_2 溶液终止其微生物反应并密封保存。样品送回实验室分析水体中的溶解性 N_2 。

水体溶解性 N_2 使用膜接口质谱仪 MIMS (MIMA-200, Bay Instruments, USA) 测定。MIMS 是可以快速准确测定水中溶解性气体的仪器, 具有测定速度快、精度高、样本量小等优点。水样首先通过蠕动泵进入温度调节水浴槽, 随后水样中的气体通过半透膜进入液氮冷阱去除干扰待测气体的低分子有机化合物, 最后分别测定相对分子质量为 28、40 的氮气(N_2)和氩气(Ar)^[24]。

由于水中 N_2 易受多种因素影响, 直接利用 MIMS 测定水中溶解性 N_2 可能存在较大误差, 而 Ar 在水中的溶解度仅受物理因素影响, 故利用 MIMS 测定两者之比 ($N_2:Ar$) 的结果更加准确 (<0.05%), 再将所测 $N_2:Ar$ 与相应条件下的理论 Ar 相乘即可获得水中溶解的氮气质量浓度^[25]。

1.5 数据处理

1) 植物生长计算。植物相对生长率 (v) 的计算公式见式 (1)。

$$v = \frac{m_1 - m_0}{m_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: m_0 和 m_1 分别为初始和结束时植物干质量, g。

2) 污染物去除效果计算。浮床系统污染物去除率 (η) 的计算见式 (2), TN 净去除效率 (μ) 的计算见式 (3), 植物同化吸收氮量 (γ) 的计算见式 (4)。

$$\eta = \frac{C_0 - C_i}{C_0} \times 100\% \quad (2)$$

$$\mu = \frac{(\Delta C_{\text{植物}} - \Delta C_{\text{对照}}) \times V}{S \times t} \quad (3)$$

$$\gamma = \rho_1 m_1 - \rho_0 m_0 \quad (4)$$

式中: C_0 为污染物起始质量浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; C_i 为污染物第 i 次取样的质量浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\Delta C_{\text{对照}}$ 为对照处理开始与结束 TN 的质量浓度差, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; $\Delta C_{\text{植物}}$ 为植物处理开始与结束 TN 的质量浓度差, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; V 为实验水体的体积, m^3 ; S 为实验容器的面积, m^2 ; t 为天数, d; ρ_0 和 ρ_1 分别为初始和结束时植物体内氮含量, $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$; 反硝化及其它作用去除氮量通过系统氮去除总量减去植物同化吸收氮量所得。

3) 根系反硝化潜力计算。植物根系反硝化潜力计算参考式 (5)。

$$\Delta[N_2] = \frac{[N_2]}{[Ar]} \times [Ar]^* - [N_2]^* \quad (5)$$

式中: $\Delta[N_2]$ 为 N_2 浓度相对于自然条件下的净增量, $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$; $[N_2]/[Ar]$ 为经质谱仪矫正过的水样中 $[N_2]$ 与 Ar 浓度比值; $[N_2]^*$ 、 $[A]^*$ 分别为特定温度、盐度条件下 N_2 、Ar 理论平衡浓度, $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, 由标准水样温度和盐度值代入 Weiss^[26] 方程计算得到。

实验采用 IBM SPSS26.0 软件对实验数据进行相关性和方差分析, 使用单因素 ANOVA 检验法进行差异显著性分析 ($p < 0.05$), 采用 Origin 2018 软件作图。

2 结果与分析

2.1 实验植株生长情况

表 2 表明经过 25 d 生长, 各处理单株植物株高和干重均产生较大变化。实验结束时, 除未刈割水芹由于实验后期部分枝叶枯萎发黄导致株高降低, 其余处理组植物株高均显著增加, 其中未刈割狐尾藻的平均株高增加最多, 增高约 12.11 cm。从干重来看, 未刈割狐尾藻和刈割水芹干重增加最快, 相对增长率约 100%, 长势较好。其次为未刈割水芹, 从 1.55 g 增至约 2.72 g。值得注意的是, 刈割后的狐尾藻在实验中后期长势不良, 有腐烂迹象, 导致其干重整体变化不明显。

表 2 单株植物生长情况

Table 2 The growth parameters of single plant

植物种类	株高/cm			干重/g		
	初始	结束	P值	初始	结束	P值
未刈割狐尾藻	35.32±3.89	47.43±6.10	<0.01	0.68±0.17	1.54±0.19	<0.05
刈割狐尾藻	13.02±2.10	16.33±3.58	<0.01	0.32±0.02	0.41±0.02	>0.05
未刈割水芹	44.12±5.72	40.59±6.87	<0.05	1.55±0.04	2.72±0.18	<0.01
刈割水芹	13.47±1.27	16.45±3.11	<0.01	0.81±0.10	1.60±0.15	<0.01

2.2 水体无机氮的去除效果

实验期间各处理水体无机态氮质量浓度变化如图2所示。图2(a)表明,各植物处理水体 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 均呈现明显下降趋势,实验结束时显著低于空白对照处理。第一周期(0~11 d),刈割与否对2种植物 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 去除无明显影响。第11天,绿色狐尾藻处理水体 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 从 $1.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $0.043 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率达到60.68%,而水芹处理 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 几乎降至0,净化率高达99%。换水后(11~25 d),水芹处理 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 净化速率仍旧明显快于绿色狐尾藻。实验结束时,未刈割状态下的2种植物对 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 的净化率均更高,其中未刈割水芹去除率(97%)明显高于刈割处理(86%),绿色狐尾藻处理间无明显差异。综合2个换水周期来看,绿色狐尾藻与水芹这2种植物对于水体中的 NO_3^--N 均有很好的去除效果,绿色狐尾藻对 NO_3^--N 的平均去除率约为60%,水芹处理可达95%以上,而空白对照组下降率仅为40%。

3种无机态氮中, NO_2^--N 是其中间形态,较不稳定。图2(b)表明,植物处理水体 $[\text{NO}_2^--\text{N}]$ 整体呈现下降趋势,且前期下降速度较快,第11天水芹处理 $[\text{NO}_2^--\text{N}]$ 就从 $0.037 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 基本降为0。换水后空白对照水体 $[\text{NO}_2^--\text{N}]$ 变幅不大,维持在约 $0.027 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,明显高于植物处理。千岛湖水体氮素组成中 NH_4^+-N 占比很低,图2(c)表明植物处理水体 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 在实验期间相较于空白对照组无明显差异,2个周期结束时各处理 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 基本降至约 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

综上所述,虽然各处理水体无机态氮变化规律不尽相同,但最终绿色狐尾藻和水芹处理的水体氮质量浓度均低于对照。这表明这2种植物对水体的自净能力有一定程度提升,刈割对水体无机态氮的影响主要体现在后期未刈割水芹处理 NO_3^--N 去除能力更高。

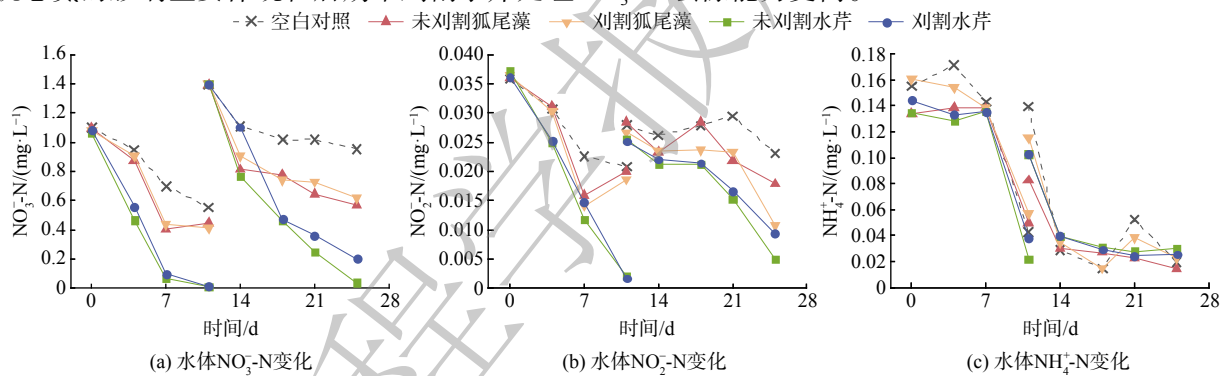


图2 水体无机态氮浓度变化

Fig. 2 The variation of inorganic nitrogen concentration

2.3 水体 TN 的净化效率

各处理水体 TN 及去除率的动态变化如图3所示。第一周期内,刈割对于2种植物的 TN 去除

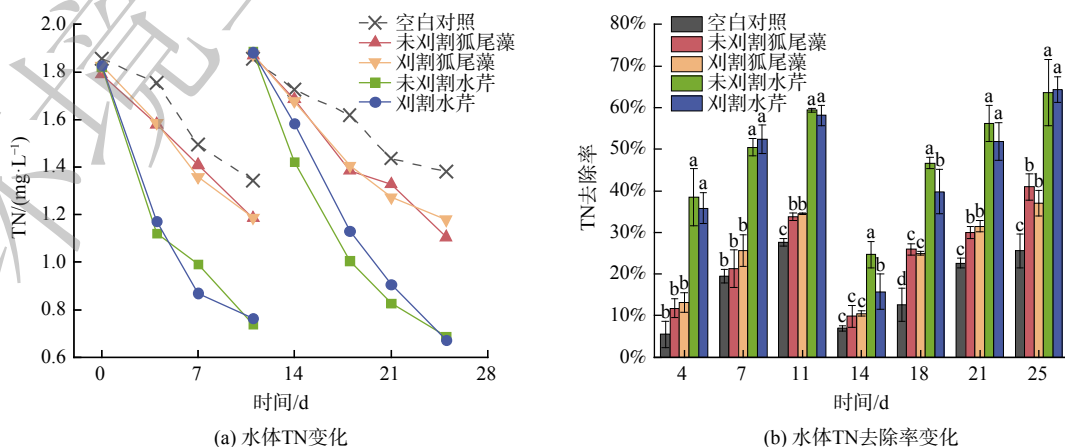


图3 水体 TN 及去除率变化

Fig. 3 The variation of TN concentration and removal rate

均无显著影响, 变化趋势与 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 相似。其中, 水芹处理组的 TN 在第 4 天就快速下降, 未刈割和刈割水芹处理 TN 分别从 $1.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降至 1.12 和 $1.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TN 去除率均达到 35% 以上, 显著高于绿色狐尾藻及空白对照处理。第一周期结束时, TN 去除率以水芹最高, 平均可达 58.75%, 其次为绿色狐尾藻, 去除率为 34.12%, 均显著高于空白对照。第二周期期间, 前期刈割水芹对 TN 的去除率明显较低, 但随时间增加逐渐与未刈割水芹持平, 直至实验结束时刈割水芹的 TN 去除率稍高。刈割对绿色狐尾藻处理水体 TN 影响不明显, 但在实验后期由于刈割狐尾藻长势不佳, 导致其 TN 去除率略低于未刈割狐尾藻组。第 25 天各处理水体 TN 去除率从高到低排序为: 刈割水芹 (64.30%) > 未刈割水芹 (63.57%) > 未刈割狐尾藻 (40.92%) > 刈割狐尾藻 (37.07%) > 对照 (25.54%)。两周期结束时绿色狐尾藻和水芹处理 TN 均显著低于空白对照, 这说明这 2 种植物对于水体 TN 均有很好的净化效果。

根据式 (3), 进一步计算出单位时间单位面积各处理水体 TN 净去除效率, 如表 3 所示。观察发现绿色狐尾藻处理后期 TN 净去除效率明显提升, 约为第一周期的 2 倍。与之相对, 水芹对水体氮素的净去除效率在初期就能达到高值并且维持稳定, 约为 $27.08 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 对氮的净化能力显著高于狐尾藻。

2.4 氮净化途径分析

本研究通过将水体氮去除途径分为植物直接吸收 (包括水上和水下部分吸收)、反硝化及其它作用等 2 部分。其中, 植物直接吸收氮量通过计算植物氮素净吸收量获得; 反硝化及其他作用是通过养分平衡法计算获得, 不同脱氮途径及其贡献率如表 4 和表 5 所示。各植物处理通过反硝化等作用脱除的氮量为 $193.21\sim 230.48 \text{ mg}$, 占系统氮去除总量的 47.25%~94.93%, 不同处理通过反硝化等脱除的氮量无显著差异。绿色狐尾藻直接吸收氮量很低, 占比低于 10%, 刈割后的狐尾藻水下部分氮的损失严重。水芹直接吸收作用占氮去除总量约 50%, 刈割提升了其同化吸收能力, 主要表现在水上部分氮量的明显增加, 提高约 83%, 吸收占比从 13.85% 提升至 25.37%。由此发现, 刈割能直接促进水芹水上部分对于氮素的吸收, 但在一定程度上可能会抑制绿色狐尾藻的同化作用。

为进一步探究刈割对 2 种植物根系反硝化作用的差异, 分别计算了 2 个换水周期结束时 (第 11、25 天), 5 组处理培养 8 h 后水体溶解性 N_2 增量 (简称“ $\Delta[\text{N}_2]$ ”) 的变化情况, 以比较各处理间反硝化作用的强弱, 结果如图 4 所示。2 次实验中, 各植物处理水体 $\Delta[\text{N}_2]$ 均显著高于空白对照组。第 11 天, 各植物处理间无明显差异, 与对照处理比较形成的净脱氮差值为 $2.61\sim 3.53 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 25 天, 各植物处理组间差异明显, 净脱氮差值提高为 $3.52\sim 6.98 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。以未刈割水芹处理 $\Delta[\text{N}_2]$ 最高 ($12.50 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$), 显著高于刈割水芹处理, 提高约 15.93%。与水芹相似, 刈割后的狐尾藻水

表 3 不同处理 TN 净去除效率
Table 3 Net TN removal efficiency of different treatments

植物种类	第一周期	第二周期	均值
未刈割狐尾藻	4.37±0.98b	10.95±2.37b	7.66±3.95b
刈割狐尾藻	5.35±0.29b	8.28±2.10b	6.81±2.20b
未刈割水芹	27.13±1.21a	27.24±5.43a	27.19±3.52a
刈割水芹	26.27±2.59a	27.66±2.22a	26.97±2.29a

注: 各列字母表示统计分析上的显著性, 相同字母表示不显著, 不同字母表示在 $P=0.05$ 水平上显著。

表 4 氮净化途径计算

Table 4 Nitrogen purification pathway calculation

植物种类	系统 TN 去除量	植物同化作用		反硝化及其他作用
		总吸收量	水上部分吸收量	
未刈割狐尾藻	246.56±9.12b	23.23±10.46b	18.12±10.57c	223.33±18.55a
刈割狐尾藻	242.78±4.72b	12.30±5.53b	16.43±3.58c	230.48±7.43a
未刈割水芹	410.25±30.37a	199.16±21.66a	56.80±19.23b	199.40±31.82a
刈割水芹	409.03±16.22a	215.81±13.42a	103.77±9.44a	193.21±10.84a

注: 各列字母表示统计分析上的显著性, 相同字母表示不显著, 不同字母表示在 $P=0.05$ 水平上显著。

体 $\Delta[\text{N}_2]$ 明显降低,为 $9.04 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由此说明,刈割对于植物根系反硝化作用存在一定负面影响。

3 讨论

3.1 刈割对植物生长的影响

刈割是一种常见的收获方式,会对植物的生长及生物量的分配产生一定影响^[27]。当植物刈割后,往往进行补偿性生长。这种补偿性生长现象是植物在受到阈值内的胁迫压力后,在具有恢复因子和过程条件下,产生的一种有利于植物生长发育和产量形成的能力^[28]。植物的补偿性生长包含多种方面:如生物量补偿、生长速率补偿、资源再分配等^[29-30]。补偿性生长取决于刈割强度和资源可获得性,与恢复时间和生境条件也密切相关^[31]。不同的植物由于生长特性不同,同样的刈割强度带来的影响差异可能很大。张树楠等^[32]选取5种植物通过比较刈割与未刈割区域发现,刈割对穗花狐尾藻的生物量无明显影响,美人蕉和灯心草却降低。本研究中绿色狐尾藻和水芹对于此种胁迫产生的生理反馈明显不同。实验发现水芹刈割后相对生长率更高,出现补偿性生长现象,主要表现在水上部分生物量的增加。刈割能去除植物顶端的老叶,投入更多的资源用于水上部分以尽快恢复光合作用,提高剩余叶片的光合速率,从而促进植株生长^[33]。

沉水植物对外界干扰极为敏感,不恰当的刈割方式会对植株造成伤害^[34]。刈割后的绿色狐尾藻只存留光秃秃的主茎,主干很难继续生长,生物量无明显增加,且实验后期随着温度上升狐尾藻的根系逐渐萎缩。这与LUO等^[35]结果不一致,多种因素造成此差异的形成:首先在于植物的生长状态,当刈割时绿色狐尾藻处于生长缓慢的季节,植物恢复很慢^[36]。本研究中绿色狐尾藻已处于成熟期,光合作用积累的能量不足以弥补呼吸消耗,生长速率减缓。其次,刈割后植物体内资源向水上部分转移,往往是以牺牲水下生物量的生长为代价^[27]。此外,水体外源营养负荷较低及对于绿色狐尾藻而言过大的刈割强度,使得这种代价在绿色狐尾藻身上更为致命。俞新慧等^[37]同样发现高强度刈割下的粉绿狐尾藻一直未恢复甚至出现烂根现象。刈割可能打破了整个植株体生理上的平衡,还会显著影响狐尾藻无性繁殖产生小体^[38],没有足够的营养和内源动力去支撑自身恢复。综上所述,不同类型的植物对刈割形成的生理反馈明显不同。在千岛湖水体中,刈割能促进水芹补偿性生长,对于绿色狐尾藻可能是一种致命伤害。

3.2 刈割对植物氮素净化途径的影响

氮素作为植物生长发育需求量最大的矿质营养元素^[39],也与植物的生理代谢活动密切相关^[40]。植物对于水体氮素的净化能力也与多种因素有关,比如植物种类、生长期、生长速率、水体本底氮含量、温度等。与其他研究比较发现,本研究中水芹和绿色狐尾藻这2种植物对水体氮素的净去除效率普遍偏低,分析可能的原因一方面在于供试水体养分较低并且受试水质氮素组成以 NO_3^- -N为主, $[\text{NH}_4^+]$ 很低。虽然大部分植物均能主动吸收 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N及其混合物,但植物对 NO_3^- -N的吸收是逆电势梯度的,需要额外消耗更多能量^[41]。另一方面,实验所选的2种植物均处于成熟期,此时植物需要的养分不多,对水体营养元素的吸收作用变弱^[42],体内营养浓度也

表5 不同脱氮途径的贡献率

Table 5 Contribution of different nitrogen removal pathways

植物种类	植物同化作用		反硝化及其他作用
	总吸收占比	水上部分占比	
未刈割狐尾藻	9.42%	7.35%	90.49%
刈割狐尾藻	5.07%	6.77%	94.93%
未刈割水芹	48.54%	13.85%	49.92%
刈割水芹	52.76%	25.37%	47.25%

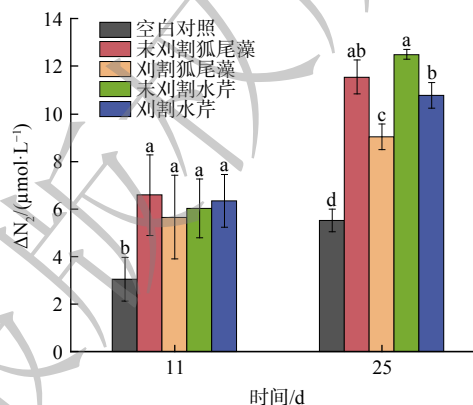


图4 培养8h后水体 $\Delta[\text{N}_2]$

Fig. 4 The variation of $\Delta[\text{N}_2]$ in the water column after 8h incubation

随植物的衰老而降低^[43]。进一步对比这 2 种植物的氮素净化效果发现, 水芹对于污染物的吸纳能力明显更强。营养的吸收和储存由生物量生长率和组织中的营养浓度介导, 并受到物种最大积累潜力的限制^[44]。绿色狐尾藻是矮小的须根植物^[45], 水芹属于快速生长的大型植物, 根茎粗壮, 具有发达的根系结构。本研究在保证初始株数相同的情况下, 水芹单株生物量是绿色狐尾藻的约 2 倍, 净增生物量明显更高, 净增生物量是决定植物水质净化能力的一个重要因素, 与 TN 去除率相关性高达 0.994^[46]。值得关注的是, 水芹在实验开始后即能稳定高效地吸收水体中的污染物, 植物同化作用是其重要的脱氮途径。反观绿色狐尾藻, 初期净化效率较低, 可能是绿狐尾藻对于外界环境的变化需要一个适应的过程^[47]。且绿色狐尾藻对于水体氮素的同化吸收占比不足 10%, 这和金树权等^[46]结果一致, 发现沉水植物氮吸收贡献率仅为 1.5%~13.3%, 但沉水植物本身带来的水质净化增效作用不容小觑, 往往大于植物的直接吸收。

刈割是生态浮床规模化管理的主要方式之一。胡秋香等^[48]研究发现植物地上器官贮存的氮、磷大于地下部分, 通过刈割地上部分能有效去除系统中大部分的营养物质。姜义帅等^[49]进一步发现刈割能促进植物再生长以吸收更多氮磷, 还可有效防止植物死亡腐烂反而成为氮、磷的内污染源, 从而达到控制水体富营养化的目的。本研究中刈割在短时间内会略微降低水芹的 TN 去除能力, 但很快能恢复到植物刈割前的水平, 实验结束时甚至略微高于未刈割区域, 这与 SUN 等^[5]的发现一致。实验后期, 明显观察到未刈割水芹有部分凋落叶片漂浮于水面上, 少量的植物体残留不会在短时间内明显恶化水质^[50], 但从长期角度来看对水生态系统的健康存在很大威胁。刈割明显提高了水芹水上部分的净增氮量, 促进了水芹水上部分对于氮素的同化吸收能力。一方面, 这是植物水上部分生物量和氮含量均增加共同作用的结果, 叶片氮含量的增加能提高植物的光合补偿能力, 这也是刈割后植物恢复生长的关键因素^[27]; 另一方面, 刈割后的植物将资源优先分配给竞争部位(水上部分)以适应外界环境的变化, 而处于衰亡期的未刈割水芹器官中的营养物质会向根系转移。绿色狐尾藻与之相反, 刈割明显抑制了水下根系的生长, 同化氮量降低、难以恢复。

根系反硝化作用是生态浮床脱氮的主要途径之一。本研究发现刈割会明显降低 2 种植物的根系反硝化速率, 可归因于以下原因。1) 植物是一个整体协调的生命系统, 刈割对于地上部分器官的损伤势必会影响根系的生长, 导致总根长、总根表面积和平均根直径等形态参数明显降低, 植物根系活力也显著下降^[51], 本研究中刈割对绿色狐尾藻根系生长的抑制作用更为明显, 水下生物量降低。2) 植物生长过程中根系释放的多种有机及无机物质可以通过改变根际的 pH、提供细菌消耗的碳源、改变微生物群落结构等来影响反硝化速率。环境胁迫, 包括干旱、植物组织损伤(刈割)等, 都可能导致根系分泌物的变化^[52]。根系分泌物含量和根际微生物密度一般与植物生物量呈正相关^[52]。刈割在短时间内降低了生物量, 从而也限制了反硝化过程。不过随着水上部分的恢复, 水下根系也会逐渐表现出补偿性生长效应^[51], 因此, 刈割对于植物根系长期反硝化作用的影响还需进一步研究。

3.3 对其管理的启示

可持续的植物收获管理对于维持生态浮床的长期使用寿命是必要的。一般而言, 对于低营养负荷系统, 通过刈割植物去除的营养量可能很大^[43], 如 LUO 等^[35]对经 1:2 比例稀释的养猪废水中生长的植物进行刈割后发现去除的 TN 占比高达 100%, 故刈割能去除轻度富营养化水体中大部分的营养物质^[53]。刈割方式的确定应基于经济、高效、可持续的理念^[5], 综合考虑植物的生长规律、区域气候特征和水质变化状况等。此外, 张洋意等^[17]提出刈割对于氮磷削减的有效性取决于植物直接吸收作用是否占氮素去除的主要地位。基于本次实验结果, 可认为水芹对于外界胁迫的适应性较强, 直接吸收氮量约为总氮去除的一半左右, 刈割水芹对于永久移除水体污染物具有重要意义。此外, 刈割还能促进水芹补偿性生长和对氮素的同化吸收。千岛湖生态浮床中水芹的种植时期一般在 10 月至次年 5 月, 余红兵等^[54]发现多次刈割的植物生物量和总氮量分别是一次刈割的 3.62 和 3.78 倍, 并且水上部分往往在生长期具有最高的营养浓度^[43], 本研究发现刈割后明显增加了水芹水上部分的氮含量, 定期刈割水上部分能最大限度地移除水芹体内污染物, 故建议每 45 d 左右对水芹水上部分进行刈割。水芹是典型的药食两用型蔬菜, 人民的消费观随着生活水平的提

高,由最初的“生存型”向“发展型”和“健康型”转变,崇尚绿色、健康、有机食品^[55],在千岛湖上种植不添加农药,绿色无公害,故水芹有着广阔的市场前景和价值,通过售卖水芹可抵消部分建造管理成本,在长期运行下能带来一定的经济效益。绿色狐尾藻在亚热带地区四季常青,全年都能正常生长发育,但在不更新植株的情况下,连续栽培不宜超过6个月,并且考虑到植物营养物质积累是有限的,故建议每4个月对绿狐尾藻进行整株收割。众所周知,淳安县为中国名茶生产和全国重点产茶县,全县有茶园总面积约12 700 hm²^[56]。收获后的绿狐尾藻可资源回收,植株直接覆盖于土壤表面,增加表层有机质和氮磷钾等营养的同时,还能提高茶叶品质和产量^[57]。因此,千岛湖浮床种植水芹应及时刈割售卖,绿色狐尾藻建议在生长期结束时整株收获并进行资源化利用,中途不宜刈割。

4 结论

1) 成熟期水芹和绿色狐尾藻对刈割呈现出明显不同的生理反馈。刈割能促进水芹补偿性生长,未刈割水芹后期明显观察到发黄枯萎,株高降低;相反,刈割后绿色狐尾藻生长不明显,水下部分甚至出现萎缩趋势,植株难以恢复。2) 浮床种植水芹和绿色狐尾藻均能明显提升千岛湖水体的脱氮能力,其中水芹的氮素净化能力显著高于绿色狐尾藻。水芹对于外界环境变化及胁迫的适应性很强, TN 净去除效率一直稳定为约 27.1 mg·(m²·d)⁻¹,其中同化吸收氮量占比约 50%。刈割能明显促进水芹水上部分对氮素的同化,提高约 83%。而绿色狐尾藻后期 TN 去除速率提高,脱氮途径以反硝化作用为主。3) 刈割在短期均会对 2 种植物的根系反硝化作用产生一定程度上的抑制,刈割后水芹和绿色狐尾藻水体溶解性氮气增量分别降低 2.51 和 1.72 μmol·L⁻¹。4) 在千岛湖生态浮床的管理中建议每 45 d 左右对水芹水上部分刈割,绿色狐尾藻每 4 个月整株收割。

参 考 文 献

- [1] 张运林,秦伯强,朱广伟,等.论湖泊重要性及我国湖泊面临的主要生态环境问题[J].科学通报,2022,67(30):3503-3519.
- [2] CONLEY D J, PAERL H W, HOWARTH R W, et al. Ecology controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus[J]. *Science*, 2009, 323(5917): 1014-1015.
- [3] ZHANG Y Y, ZHOU C, WEN X Z, et al. Characteristics of bacterial communities in a rural river water restored by ecological floating beds with *Oenathe javanica*[J]. *Ecological Engineering*, 2023, 187.
- [4] WANG W H, WANG Y, SUN L Q, et al. Research and application status of ecological floating bed in eutrophic landscape water restoration[J]. *Science of The Total Environment*, 2020, 704: 135434.
- [5] SUN S, GAO L, HE S, et al. Nitrogen removal in response to plants harvesting in two kinds of enhanced hydroponic root mats treating secondary effluent[J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 670: 200-209.
- [6] 赵梦云,熊家晴,郑于聪,等.植物收割对人工湿地中污染物去除的长期影响[J].*水处理技术*, 2019, 45(11): 112-116.
- [7] ZHOU X, WANG G. Nutrient concentration variations during *Oenanthe javanica* growth and decay in the ecological floating bed system[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1710-1717.
- [8] VYMAZAL J, KROPFLOVA L, SVEHLA J, et al. Can multiple harvest of aboveground biomass enhance removal of trace elements in constructed wetlands receiving municipal sewage?[J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(7): 939-945.
- [9] CHANG L M G, VAN BRUNT S C, MAJSZTRIK J C, et al. Short- and long-term dynamics of nutrient removal in floating treatment wetlands[J]. *Water Research*, 2019, 159: 153-163.
- [10] WANG C Y, SAMPLE D J, DAY S D, et al. Floating treatment wetland nutrient removal through vegetation harvest and observations from a field study[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 78: 15-26.
- [11] WHITE S A, COUSINS M M. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 207-215.
- [12] WANG C Y, SAMPLE D J, BELL C. Vegetation effects on floating treatment wetland nutrient removal and harvesting strategies in urban stormwater ponds[J]. *Science of The Total Environment*, 2014, 499: 384-393.
- [13] 李未,朱梦圆,王裕成,等.基于NARX神经网络的千岛湖藻类短期预测模型构建[J].*环境科学研究*, 2022, 35(4): 918-925.
- [14] 史鹏程,朱广伟,杨文斌,等.新安江水库悬浮颗粒物时空分布、沉降通量及其营养盐效应[J].*环境科学*, 2020, 41(5): 2137-2148.
- [15] 唐伟,许海,詹旭,等.生态浮床对千岛湖水体氮磷净化效果研究[J].*环境科学研究*, 2022, 35(4): 926-935.
- [16] 卫小松,夏品华,袁果,等.湿地植物对富营养化水体中氮磷的吸收及去除贡献[J].*西南农业学报*, 2016, 29(2): 408-412.
- [17] 张洋意,任良锁,陈光,等.湿地植物刈割研究进展[J].*湿地科学*, 2017, 15(2): 293-297.
- [18] 赵慧君,姚东瑞,孙林鹤,等.水芹对畜禽养殖废水中9种元素的累积能力及其生物修复潜力[J].*浙江农业学报*, 2021, 33(8): 1477-1488.
- [19] 李裕元,李希,吴金水,等.绿狐尾藻区域适应性与其生态竞争力研究[J].*农业环境科学学报*, 2018, 37(10): 2252-2261.
- [20] 朱广伟,程新良,吴志旭,等.千岛湖水体营养盐时空变化及水环境挑战[J].*环境科学研究*, 2022, 35(4): 852-863.
- [21] 王吉毅,霍翟,国超旋,等.千岛湖浮游植物群落结构的垂直分布特征及其影响因素[J].*环境科学*, 2022, 43(7): 3575-3586.
- [22] 方文华,余传冠,兰佳.千岛湖“十三五”期间水质监测分析[J].*中国资源综合利用*, 2022, 40(3): 153-155.
- [23] 韩晓霞,朱广伟,吴志旭,等.新安江水库(千岛湖)水质时空变化特征

- 及保护策略[J]. *湖泊科学*, 2013, 25(6): 836-845.
- [24] 李晓波, 夏永秋, 郎漫, 等. N_2 : Ar法直接测定淹水环境反硝化产物 N_2 的产生速率[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(6): 1284-1288.
- [25] TRIMMER M, RISGAARD-PETERSEN N, NICHOLLS J C, et al. Direct measurement of anaerobic ammonium oxidation (anammox) and denitrification in intact sediment cores[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2006, 326: 37-47.
- [26] WEISS R F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater[J]. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 1970, 17(4): 721-735.
- [27] 王丽华, 付秀琴, 王金牛, 等. 不同光环境下刈割对黑麦草补偿性生长及叶片氮含量的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2015, 21(2): 287-294.
- [28] 周晓红, 王国祥, 杨飞, 等. 刈割对生态浮床植物黑麦草光合作用及其对氮磷等净化效果的影响[J]. *环境科学*, 2008(12): 3393-3399.
- [29] OESTERHELD M, MCNAUGHTON S J. Intraspecific variation in the response of *Themeda triandra* to defoliation: the effect of time of recovery and growth rates on compensatory growth[J]. *Oecologia*, 1988, 77(2): 181-186.
- [30] WHITHAM M T G. The continuum of plant responses to herbivory: the influence of plant association, nutrient availability, and timing[J]. *American Naturalist*, 1989, 134(1): 1-19.
- [31] ZHAO W, CHEN S P, LIN G H. Compensatory growth responses to clipping defoliation in *Leymus chinensis* (Poaceae) under nutrient addition and water deficiency conditions[J]. *Plant Ecology*, 2008, 196(1): 85-99.
- [32] 张树楠, 肖润林, 余红兵, 等. 水生植物刈割对生态沟渠中氮、磷拦截的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(8): 1066-1071.
- [33] 郭安琪, 周瑞莲, 宋玉, 等. 刈割后黑麦草生理保护作用对其补偿性生长的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(10): 3495-3503.
- [34] 徐伟伟, 胡维平, 邓建才, 等. 菹草生物量控制对群落中沉水植物生长及水质的影响[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(7): 1222-1227.
- [35] LUO P, LIU F, ZHANG S, et al. Nitrogen removal and recovery from lagoon-pretreated swine wastewater by constructed wetlands under sustainable plant harvesting management[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 258: 247-254.
- [36] 左进城. 沉水植物收割调控的几个生态学问题[D]. 武汉: 中国科学院研究生院(水生生物研究所), 2006.
- [37] 俞新慧, 吴晓东, 葛绪广, 等. 收割强度对粉绿狐尾藻生长和水质的影响[J]. *水生态学杂志*, 2022, 43(1): 95-102.
- [38] 左进城, 苗凤萍, 王爱云, 等. 收割对穗花狐尾藻生长的影响[J]. *生态学杂志*, 2009, 28(4): 643-647.
- [39] JONES D L, HEALEY J R, WILLETT V B, et al. Dissolved organic nitrogen uptake by plants—an important N uptake pathway?[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(3): 413-423.
- [40] 王俊力, 付子轼, 乔红霞, 等. 枯萎期芦苇收割时间对湿地脱氮效果及根系呼吸代谢的影响[J]. *环境科学研究*, 2021, 34(8): 1909-1917.
- [41] NAYAR S, COLLINGS G J, MILLER D J, et al. Uptake and resource allocation of ammonium and nitrate in temperate seagrasses *Posidonia and Amphibolis*[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(9): 1502-1511.
- [42] 邵凯迪, 段婧婧, 薛利红, 等. 5种水生植物对模拟菜地径流中总氮和硝氮净化效果[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(3): 406-413.
- [43] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. *Science of The Total Environment*, 2007, 380(1/2/3): 48-65.
- [44] PAVLINERI N, SKOULIKIDIS N T, TSIHRINTZIS V A. Constructed floating wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 308: 1120-1132.
- [45] 张树楠, 肖润林, 刘锋, 等. 生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应[J]. *环境科学*, 2015, 36(12): 4516-4522.
- [46] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 156-161.
- [47] 杨文斌, 李阳, 孙共猷. 穗花狐尾藻对外源 $(-15N)$ 在水-沉积物界面迁移转化的影响[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(6): 1855-1862.
- [48] 胡秋香, 赵永军, 任丽君, 等. 潜流型菹蒲人工湿地不同C/N对污染物的去除效率[J]. *生态学杂志*, 2010, 29(3): 473-478.
- [49] 姜义师, 陈灏, 马作敏, 等. 利用沉水植物生长期收割进行富营养化水体生态管理的实地研究[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(4): 1351-1358.
- [50] 潘慧云, 徐小花, 高士祥. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律[J]. *环境科学研究*, 2008(1): 64-68.
- [51] 章家恩, 刘文高, 陈景青, 等. 不同刈割强度对牧草地上部和地下部生长性状的影响[J]. *应用生态学报*, 2005(09): 1740-1744.
- [52] CHEN Z J, TIAN Y H, ZHANG Y, et al. Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 92: 243-250.
- [53] 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(8): 1720-1725.
- [54] 余红兵, 杨知建, 肖润林, 等. 水生植物的氮磷吸收能力及收割管理研究[J]. *草业学报*, 2013, 22(1): 294-299.
- [55] 欧开翔, 谷荣辉. 水芹的化学成分、药理活性及其功能性食品研究进展[J]. *食品工业科技*, 2022, 43(1): 435-444.
- [56] 李继, 江雪芳, 方跃文. 淳安千岛湖茶区多茶类组合生产实践与思考[J]. *茶叶*, 2017, 43(2): 84-85.
- [57] 余红兵, 张树楠, 肖润林, 等. 沟渠水生植物资源化利用研究[J]. *草业学报*, 2013, 22(6): 143-149.

(责任编辑: 靳炜)

Influence of mowing on the growth and nitrogen purification efficiency of ecological floating bed plants in Qiandao Lake

NI Ziyi^{1,2}, XU Hai², ZHAN Xu^{1,*}, ZHU Guangwei², CHENG Xinliang³, HU Liang³, WANG Yucheng³, ZHENG Wenting⁴

1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. State Key Laboratory of Lakes and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Hangzhou Bureau of Ecology and Environment Chun'an Branch, Hangzhou 311700, China; 4. Hangzhou Center for Ecological and Environmental Monitoring, Hangzhou 310000, China

*Corresponding author, E-mail: xuzhan@jiangnan.edu.cn

Abstract Ecological floating bed is a high-efficiency artificial enhancement technology to purify nitrogen and phosphorus pollution in water column, while mowing is the key measure for the management. In order to investigate the influence of mowing management on the growth and nitrogen removal efficiency of ecological floating bed plants in deep-water reservoirs, Qiandao Lake was taken as an example. Submerged plant *Myriophyllum aquaticum* (*M. aquaticum*) and emerging plant *Oenanthe javanica* (*O. javanica*) were selected as the reserach objects, and the two plants were treated with and without mowing treatment respectively. The ecological floating bed system was constructed and the water purification culture experiment was carried out. The results showed that mowing treatment had different impacts on the growth of *M. aquaticum* and *O. javanica*. The relative growth rate of *O. javanica* accelerated after mowing, and the dry weight doubled after 25 days. Partial leaf withering and plant height reduction were observed in the late stage of uncut *O. javanica* without mowing. The dry weight increase of *M. aquaticum* was not obvious after mowing, and the submerged part shrunk, which was difficult to recover in this state and water quality background. Mowing treatment significantly promoted the uptake of nitrogen by the water portion of the stems of *O. javanica*, from 13.85% to 25.37%, while that of *M. aquaticum* affected the normal growth of the submerged root system and reduced the overall nitrogen removal efficiency. Planting of floating bed plants significantly enhanced the denitrification and nitrogen removal capacity, and the increment of dissolved nitrogen in the water body ($\Delta[\text{N}_2]$) was 3.52~6.98 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ higher than that of the control. However, mowing negatively affected the denitrification rate of the plant root system, and the $\Delta[\text{N}_2]$ of *O. javanica* and *M. aquaticum* decreased by about 13.74% and 21.77% respectively after mowing. This study showed that the ecological floating bed system had good denitrification effect on deep-water reservoirs, but different management methods should be adopted for different plants, and watercress should be harvested in time to promote plant growth for nitrogen uptake. When *O. javanica* was chosen as a floating bed plant, timely harvesting management should be carried out to promote nitrogen uptake by plant growth. While mowing may be an irreversible damage to *M. aquaticum*, so it was recommended to harvest the whole plant at the end of the growth period, and should not be harvested midway. The results of the study can provide scientific support for the scientific application and management of ecological floating beds in deep-water reservoirs.

Keywords ecological floating bed; mowing; denitrification; Qiandao Lake