第45卷 第3期 华 中 农 业 大 学 学 报 Vol.45 No.3
2026年 5月 Journal of Huazhong Agricultural University May 2026,206～214

姜鸣晨,马帅兵,何东,等.氨氮负荷对草型养殖水体除氮性能的影响[J].华中农业大学学报,2026,45(3):206-214.
DOI:10.13300/j.cnki.hnlkxb.2026.03.018

# 氨氮负荷对草型养殖水体除氮性能的影响

姜鸣晨[1],马帅兵[1],何东[1],侯杰[1,2],何绪刚[1,2],王洁[1]

1.华中农业大学水产学院,武汉 430070; 2.长江经济带大宗水生生物产业绿色发展教育部工程研究中心/农业农村部水产养殖设施工程重点实验室,武汉 430070

**摘要** 为明确池塘集约化养殖中合理的氨氮负荷输入量,以苦草为对象,开展室外模拟试验,分析不同氮负荷持续输入条件下苦草型水生系统上覆水与间隙水的氮去除特征,量化苦草对氮素的去除能力,并阐明氨氮输入强度对草型养殖水体氮净化性能的影响。结果显示:低氨氮负荷条件下,苦草组和无水草组的氮去除率均可达到90%;中氨氮负荷条件下,苦草组和无水草组氮去除能力下降,苦草组总氮去除率[(70.00±0.42)%]略高于无水草组[(64.66±0.27)%],上覆水均积累$NH_4^+$-N,但苦草组$NH_4^+$-N质量浓度更低;高氨氮负荷条件下,苦草组和无水草组TN去除率分别降至(33.63±0.37)%和(33.17±0.23)%,2组上覆水$NH_4^+$-N快速升高且无显著差异。但各种氮负荷下,苦草组沉积物间隙水中$NH_4^+$-N均低于无水草组。苦草对氮去除的贡献量计算结果显示,在低和中质量浓度氨氮负荷下,苦草对污染物有一定的吸收能力,而高氨氮负荷会对苦草除氮产生负面影响。以上结果表明,控制养殖水体中外源性氨氮负荷在中质量浓度(约0.625 g/m³)以下,能保证苦草型养殖水体对有害氮素的削减。

**关键词** 集约化养殖; 氨氮负荷; 苦草; 除氮性能

**中图分类号** S969.3 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2026)03-0206-09

沉水植物修复是水生态系统修复领域的关键技术手段之一,在水生态系统结构重构与功能恢复过程中发挥着不可替代的生态作用[1]。研究表明,以沉水植物为主体的草型水体相较于藻型水体具有环境稳定性强、溶解氧含量高、有毒物质浓度低等优势[2-3]。因此,沉水植物已广泛应用于河流、湖泊等自然水体修复[4-5]。近年来,随着我国水产养殖逐渐向池塘设施化和集约化养殖转型,沉水植物修复技术逐渐应用于水产养殖领域。

集约化养殖存在高密度,高投喂量的养殖特点。未被摄食的残饵矿化分解、养殖生物代谢物排泄等过程,会导致水体中氨氮($NH_4^+$-N)和亚硝酸盐($NO_2^-$-N)浓度持续升高[6]。已有研究证实,氨氮和亚硝酸盐对鱼类具有直接生物毒性[7],因此,养殖水体中有害氮素的去除效率不仅直接影响水产动物健康,更关乎整个养殖生态系统的稳定与可持续性。为保证养殖水体质量,集约化养殖常采用分区养殖,比如“跑道”工程化养殖模式和圈养模式。在各养殖模式中,净化区的水体自净能力是决定养殖环境优劣的关键环节。但由于当前研究关于草型养殖水体在对外源性氨氮负荷的削减能力尚不明确[8-9],以致尚无确定的养殖区和草型水体净化区的合理面积配比,这直接制约了沉水植物修复技术在池塘养殖净化区中的应用潜力[10]。因此,探究不同氨氮负荷下草型养殖水体的氮净化能力,对拓展沉水植物在水产养殖水体修复中的应用具有重要的理论与实践意义。

本研究以苦草(*Vallisneria natans*)为试验材料,开展室外模拟培养试验,探究3种氨氮负荷条件下,草型养殖水生系统水体及沉积物中氮素的迁移转化特征;分析不同氨氮负荷持续输入对苦草型养殖水体脱氮效能的影响,以期为草型生态调控模式在池塘养殖中的推广应用提供理论依据,为水产养殖绿色可持续发展提供技术参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 材 料

苦草来自湖北武汉周边池塘,选取大小一致、健

收稿日期: 2025-09-15
基金项目:国家重点研发计划项目(2023YFD2400504)
姜鸣晨,E-mail:jiangmingchen@webmail.hzau.edu.cn
通信作者: 王洁,E-mail:jiew@mail.hzau.edu.cn

康的苦草植株洗干净之后备用。水和沉积物采自华中农业大学水产基地集约化养殖池塘。从池塘采集的水直接用作试验用水[总氮质量浓度(6.08±0.43) mg/L,总磷质量浓度(0.40±0.05) mg/L,pH(6.82±0.08)],而沉积物经自然风干,去除大颗粒杂质及动植物残体,研磨过孔径0.15 mm筛后,充分混匀作为试验底泥[总氮含量(244.60±30.12) mg/kg,总磷含量(474.52±52.70) mg/kg]。

### 1.2　试验设计

试验装置搭建在华中农业大学水产学院养殖实践基地,试验周期为80 d(2023年5月23日—2023年8月10日),夏季自然光照条件下进行,温度变化范围为(22.1±3.5)～(31.5±2.8) ℃。选取18个聚乙烯蓝色圆形塑料桶(底部直径40 cm,顶端直径50 cm,高70 cm),设置6个试验组,各组3个重复。首先,在每个塑料桶底部铺设预先混匀的底泥,高度约10 cm,然后在底泥上方注入试验用水,高度约55 cm。其中9个实验桶为苦草组(Plant组)[苦草种植密度为60株/$m^2$,单株鲜质量(9.18±0.49) g,叶长(21.28±0.75) cm],其余9个实验桶为无水草组(No-plant组)。根据圈养池塘实际投喂饲料情况,分别在苦草组和无水草组实验桶中设置低(Low)、中(Mid)、高(High)外源性氨氮负荷的输入(即每次取样后向装置内分别加入100 mL的1、5、10 g/L的$NH_4^+$-N浓缩液),相当于每天向667 $m^2$、水深为1.5 m(1 000 $m^3$)的池塘水体中分别输入0.125、0.625、1.250 kg的氮素[以大口黑鲈(*Micropterus salmoides*)为例,每667 $m^2$池塘安置4个圈养桶,每个圈养桶养殖体积20 $m^3$,养殖密度最大2 000尾/圈(约100尾/$m^3$),饲料系数1.2,饲料含氮率8%。若鱼体平均体质量0.5 kg,投喂率2%,则每日每667 $m^2$投喂量为80 kg,每日摄入氮素量为6.4 kg,每日同化氮素量为5.3 kg,每日排放氮素量最多约为1.1 kg,故高浓度设置为1.250 kg]。试验期间,每周用蒸馏水补足桶中因蒸发或取样而减少的水分。

### 1.3　样品采集与分析

试验期间,选择10:00为采样时间,每隔5 d采集1 L水样用于分析水体理化指标,包括三态氮($NH_4^+$-N、$NO_2^-$-N、$NO_3^-$-N)和总氮(TN,公式中以$T_N$表示),同时使用YSI多参数水质监测仪测定水体溶解氧(dissolved oxygen,DO)含量。试验开始和结束时通过五点采样法采集表层5 cm的沉积物,经离心(4 000 r/min,10 min)获得间隙水。水样经孔径0.45 μm玻璃纤维滤膜过滤后采用纳氏试剂光度法、N-(1-萘基)-乙二胺光度法和紫外分光光度法分别测定$NH_4^+$-N、$NO_2^-$-N和$NO_3^-$-N质量浓度,具体步骤分别参考《水和废水监测分析方法》(第4版)中的相关标准(HJ 535—2009、GB 7493—1987、HJ/T 346—2007)。

试验结束时,将试验装置内的水、泥和植物全部取出,苦草剥离底泥后用少量去离子水洗净,使用电子天平测定苦草叶片总生物量,并将苦草样品经杀青后在80 ℃烘箱中烘至恒质量后称量,称取0.50 g烘干样品使用过硫酸钾氧化法测量苦草植株的TN含量。

### 1.4　计算方法

利用公式(1)～(3)分别计算上覆水氮积累量、水生系统中总氮去除量以及氮去除效率:

$$N_{\text{overlying,accum}}=N_{\text{end}}-N_{\text{initial}} \tag{1}$$

$$T_{\text{N removal}}=T_{\text{N input,ext}}-T_{\text{N accum,total}} \tag{2}$$

$$R_{\text{TN removal}}=T_{\text{N removal}}/T_{\text{N input,ext}}\times 100\% \tag{3}$$

式(1)中:$N_{\text{overlying,accum}}$为上覆水氮积累量,mg/L,$N_{\text{end}}$为试验结束时上覆水氮含量,mg/L;$N_{\text{initial}}$为试验开始时上覆水氮含量,mg/L。式(2)中:$T_{\text{N removal}}$为水生系统中总氮去除量,mg/L;$T_{\text{N input,ext}}$为水生系统中外源氮输入量,mg/L;$T_{\text{N accum,total}}$为水生态系统氮积累总量,mg/L。式(3)中:$R_{\text{TN removal}}$为总氮去除效率,%;$T_{\text{N removal}}$为水生系统中总氮去除量,mg/L;$T_{\text{N input,ext}}$为水生系统中外源氮输入量,mg/L。

利用公式(4)～(6)分别计算试验结束后各组苦草生物量增量、植物总氮吸收量以及植物吸收贡献率:

$$\Delta B_{\text{biomass}}=B_{\text{end}}-B_{\text{initial}} \tag{4}$$

$$T_{\text{N uptake, biomass}}=\Delta B_{\text{biomass}}\times T_{\text{N content, biomass}} \tag{5}$$

$$R_{\text{contribution, biomass}}=(T_{\text{N uptake, biomass}}/T_{\text{N removal,sys}})\times 100\% \tag{6}$$

式(4)中:$\Delta B_{\text{biomass}}$为试验期间各组苦草生物量增量,g/$m^2$;$B_{\text{end}}$为试验结束时各组苦草平均总生物量,g/$m^2$;$B_{\text{initial}}$为试验开始时各组苦草平均总生物量,g/$m^2$。

式(5)中:$T_{\text{N uptake, biomass}}$为植物总氮吸收量,mg/$m^2$;$\Delta B_{\text{biomass}}$为苦草生物量增量,g/$m^2$;$T_{\text{N content, biomasss}}$为植株总氮含量,mg/g。

式(6)中:$R_{\text{contribution, biomass}}$为植物总氮吸收贡献率,%;$T_{\text{N uptake, biomass}}$为植物总氮吸收量,mg/$m^2$;

$T_{N\ removal,sys}$为系统总氮去除量，mg/m$^2$。

### 1.5 数据统计与分析

试验数据均表示为平均值±标准差（mean±SD）。数据使用SPSS26.0软件进行统计学分析，显著性差异采用单因素方差分析（one way-ANOVA）及Duncan's多重比较检验进行判定，$P<0.05$表示差异显著；$P<0.01$表示差异极显著。使用Origin 2022软件进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 上覆水理化指标的变化

如图1所示，不同质量浓度氨氮的持续输入对苦草型水生系统的净化能力影响显著且存在差异。低（Low）质量浓度输入条件下，苦草组（Plant组）与无水草组（No-plant组）上覆水$NH_4^+$-N质量浓度均维持在较低水平（<2 mg/L），但无水草组波动幅度显著大于苦草组，初步表明苦草对稳定水体氨氮质量浓度具有一定作用。中（Mid）、高（High）质量浓度输入时，2组$NH_4^+$-N质量浓度均随时间整体上升：中质量浓度条件下，苦草组$NH_4^+$-N质量浓度始终低于无水草组，且试验中后期差异更明显，这表明在氨氮负荷适度提升时，苦草可有效降低水体$NH_4^+$-N质量浓度，发挥水质净化功能；但当氨氮负荷过高时，2组$NH_4^+$-N质量浓度无显著差异且持续积累，说明苦草对高质量浓度氨氮的净化能力存在局限。

对于亚硝酸盐（$NO_2^-$-N），低质量浓度氨氮输入时，有无水草组$NO_2^-$-N质量浓度均稳定在0.1 mg/L以下，处于养殖池塘正常范围；中、高质量浓度输入则会引发亚硝态氮短暂积累。尤其在高质量浓度输入条件下，试验15～30 d时苦草组$NO_2^-$-N质量浓度曾超过0.4 mg/L，但长期仍可控制在0.2 mg/L以下。

硝态氮（$NO_3^-$-N）质量浓度变化呈现出不同特征：低质量浓度氨氮输入时，有无水草组$NO_3^-$-N质量浓度均<1 mg/L，无明显积累；氨氮负荷适度增加（即中质量浓度输入）时，2组$NO_3^-$-N含量逐渐上升，但试验中后期，无水草组$NO_3^-$-N质量浓度开始下降，且显著低于苦草组；高质量浓度输入条件下，2组$NO_3^-$-N含量均先快速上升后逐渐下降，组间无显著差异。

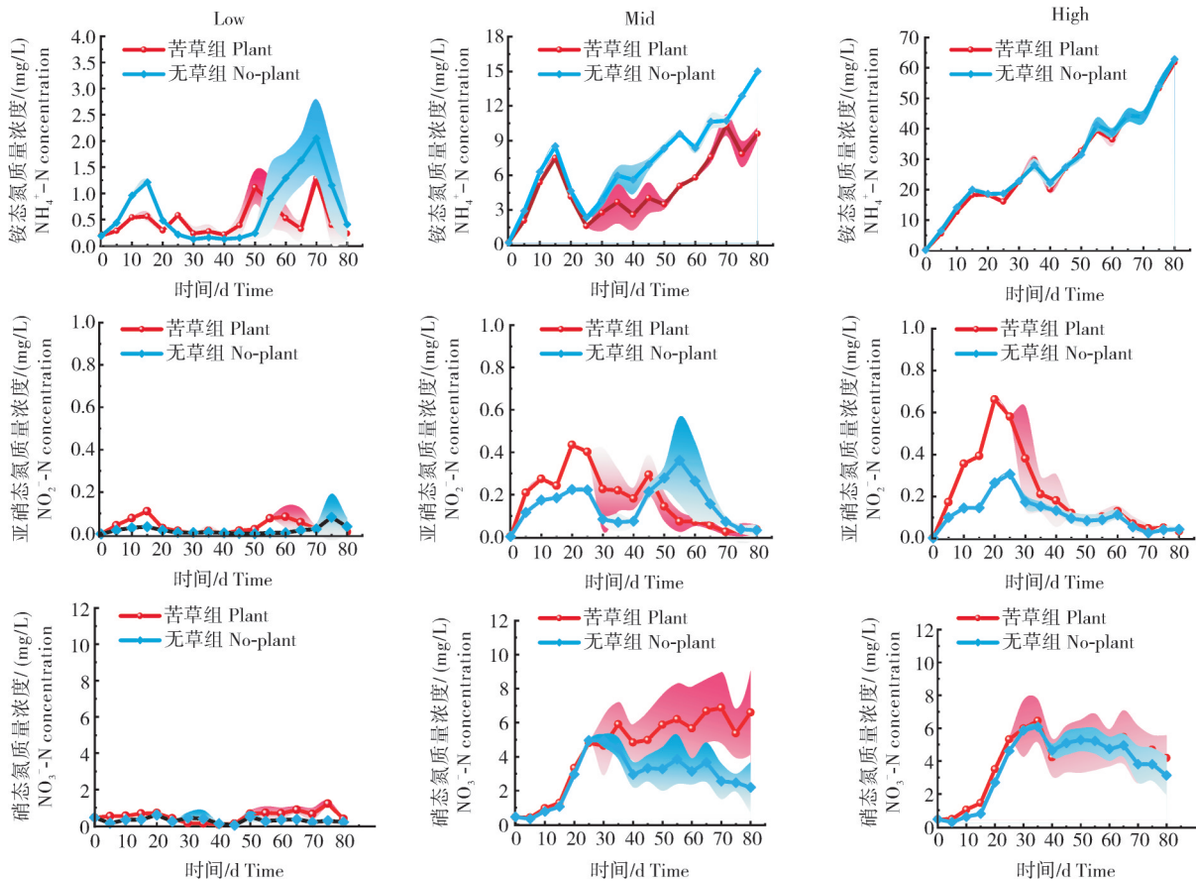
综上，不同质量浓度氨氮的持续输入对苦草型水生系统净化能力的影响显著且复杂，苦草在不同氨氮负荷条件下对水体中各形态氮的净化效果存在明显差异。

苦草组（Plant组）与无水草组（No-plant组）上覆水溶解氧（DO）含量监测结果显示，在低、中质量浓度氨氮持续输入的条件下，苦草组上覆水的DO含量始终高于无水草组。如图2所示，在低质量浓度氨氮持续输入条件下，2组DO含量具有显著差异（$P<0.05$）。该结果表明，在适宜氨氮负荷持续输入的环境下，苦草借助光合作用，能够显著提升水体中的DO含量，对改善水体溶氧环境发挥积极作用。尽管在无水草组的水中存在浮游植物，但其对水体供氧能力有限。当氨氮负荷输入过度增加时，2组水中溶氧含量均发生了轻微下降，可能由于苦草生长受到明显抑制，生物量大幅下降，导致光合作用产氧量随之减少。综合以上因素，无论是苦草组还是无水草组，水体中的溶解氧含量均会随着氨氮负荷输入的过度增加而降低，输入氮负荷越低，苦草组的富氧能力越明显。

### 2.2 间隙水中可溶性无机氮质量浓度变化

对间隙水氮素形态变化监测结果如图3所示。对比试验结束时的样品与初始样品发现，2组间隙水中的$NH_4^+$-N质量浓度呈现出显著升高的态势，并且该质量浓度的升高与氨氮负荷输入量之间存在着明显的正相关关系。与此同时，$NO_2^-$-N和$NO_3^-$-N质量浓度却显著降低，在整个试验过程中均未出现积累现象。间隙水$NH_4^+$-N质量浓度在很大程度上受到上覆水铵态氮扩散的影响。由于沉积物自身的硝化能力存在一定限度，当大量氨氮负荷输入导致上覆水中氨氮含量大幅增加时，间隙水中的$NH_4^+$-N质量浓度也会随之显著升高。然而，苦草在这一过程中发挥了重要的调节作用。已有研究[11-12]表明，苦草在其生长期内不仅能够直接吸收外界环境中的$NH_4^+$-N，而且其根系的泌氧作用能够有效改变沉积物中的微环境，促进硝化作用的进行，从而有利于氨氮的去除。基于此，在试验结束时，无论是低、中还是高氨氮输入条件下，苦草组间隙水的$NH_4^+$-N质量浓度均低于无水草组。

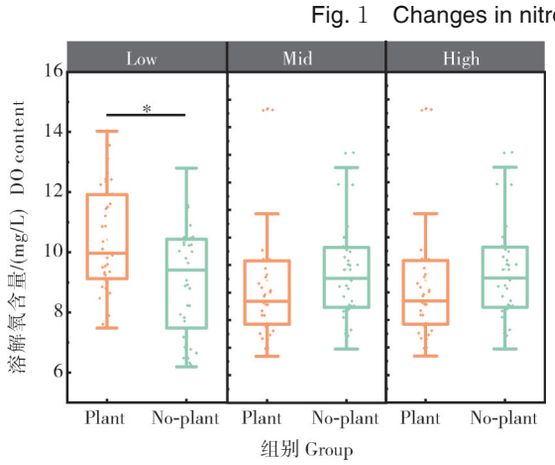
对于$NO_2^-$-N而言，其作为硝化反应的中间产物，在亚硝酸盐氧化菌（NOB）的作用下，不会在水体中长时间留存。而$NO_3^-$-N质量浓度未出现积累现象，则与沉积物中丰富的反硝化微生物密切相关[13]。这些反硝化微生物能够将$NO_3^-$-N通过反硝化作用转化为氮气等气态物质逸出，从而维持了水体中$NO_3^-$-N质量浓度的相对稳定。




Low：低质量浓度 $NH_4^+$-N 输入；Mid：中质量浓度 $NH_4^+$-N 输入；High：高质量浓度 $NH_4^+$-N 输入；下同。Low：Input of low concentration $NH_4^+$-N；Mid：Input of medium concentration $NH_4^+$-N；High：Input of high concentration $NH_4^+$-N；the same below.

**图 1　上覆水氮含量变化**

Fig. 1　Changes in nitrogen content in overlying water




*：$P<0.05$，下同。*：$P<0.05$. The same below.

**图 2　试验期间上覆水中溶解氧含量变化**

Fig. 2　Changes in dissolved oxygen concentration in overlying water during the experiment

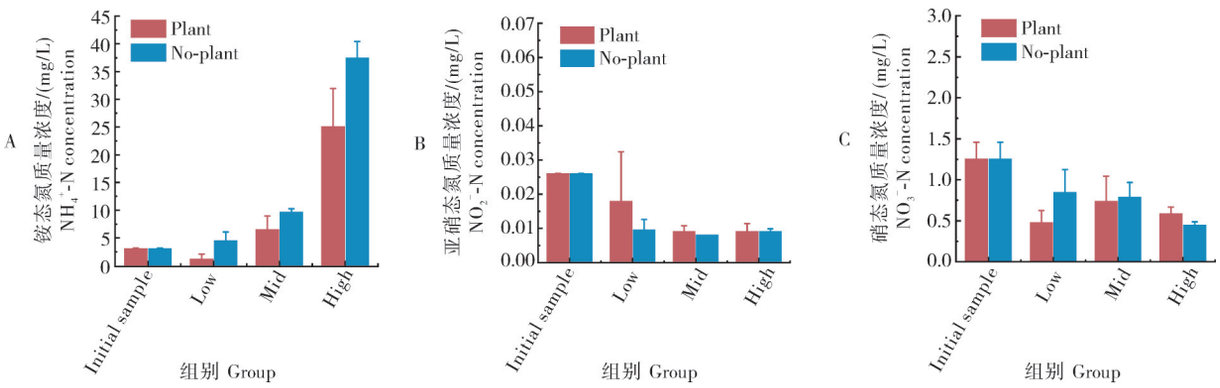
## 2.3　苦草型水生系统氮移除能力

试验期间，上覆水可溶性无机氮积累量如表 1 所示。低、中、高质量浓度氨氮持续输入条件下，苦草组上覆水 $NH_4^+$-N 积累量均低于空白组，而 $NO_3^-$-N 相反，且在中质量浓度氨氮持续输入条件下差异更明显。

此外，本研究统计了试验结束时各试验组上覆水中各形态无机氮分布情况，低、中质量浓度氨氮输入条件下，苦草组的 $NO_3^-$-N 在总可溶性无机氮（DIN）中的比值显著高于无水草组（$P<0.05$），而铵态氮则相反（图 4）。结果表明，低、中质量浓度氨氮输入条件下，苦草型水生系统能有效去除水体有害氮素，过高则不利于苦草型系统对水体中有害氮素的去除。值得注意的是，适宜氨氮负荷持续输入条件下，苦草型水生系统 $NH_4^+$-N 的去除能力较强，但是 $NO_3^-$-N 去除效果不佳，出现积累现象。

为了进一步研究苦草型水生系统氮去除能力，估算了试验期间各组水生系统对总氮的去除效率。如图 5 所示，低、中、高质量浓度氨氮持续输入条件下，2 种水生系统总氮去除效率均依次降低。

低氨氮负荷输入条件下总氮去除率在苦草组和无水草组间无显著差异，均达到了 90% 以上；中质量




Initial sample：初始样品 Sample collected before experiment.

图3 间隙水铵态氮（A）、亚硝态氮（B）和硝态氮（C）质量浓度的变化

Fig. 3 Changes of $NH_4^+$-N (A), $NO_2^-$-N (B), and $NO_3^-$-N (C) concentration in interstitial water

表1 试验期间上覆水中无机氮积累量

**Table 1 Accumulation of inorganic nitrogen in overlying water during the experiment period** mg/L

| 指标 Index | 低 Low | | 中 Mid | | 高 High | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 苦草组 Plant | 无草组 No-plant | 苦草组 Plant | 无草组 No-plant | 苦草组 Plant | 无草组 No-plant |
| $NH_4^+$-N积累量 $NH_4^+$-N accumulation | 0.04±0.07 | 0.22±0.29 | 9.41±0.50 | 14.81±0.33 | 61.58±0.80 | 62.61±0.08 |
| $NO_2^-$-N积累量 $NO_2^-$-N accumulation | 0.01±0.00 | 0.03±0.04 | 0.03±0.02 | 0.03±0.03 | 0.03±0.01 | 0.04±0.01 |
| $NO_3^-$-N积累量 $NO_3^-$-N accumulation | 0.03±0.02 | −0.17±0.01 | 4.24±2.41 | 1.74±1.42 | 3.73±1.31 | 2.67±1.14 |

注：数据表示为平均值±标准差，下同。Note: Data are presented as mean±SD, the same below.

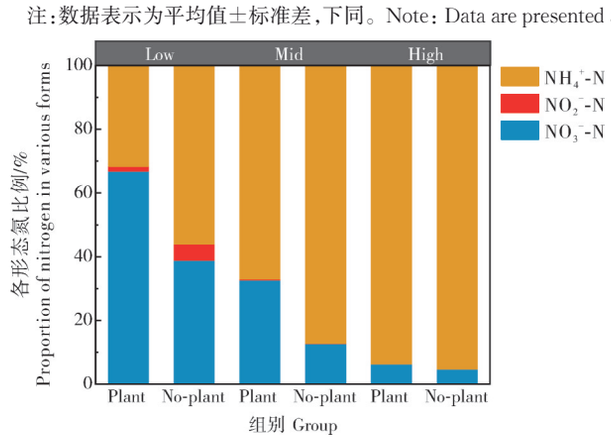



图4 试验结束时上覆水中无机氮分布规律

Fig. 4 Distribution pattern of inorganic nitrogen in overlying water at the end of the experiment

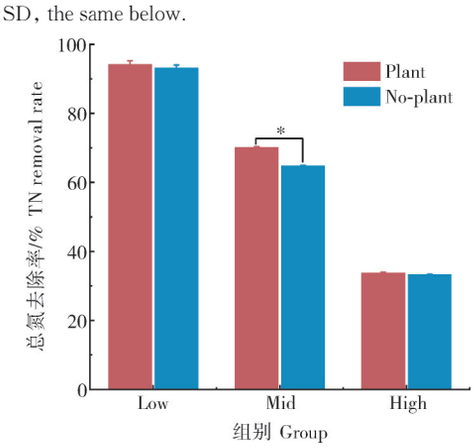



图5 水生系统中总氮去除效率

Fig. 5 Total nitrogen removal efficiency in aquatic systems

浓度氨氮输入条件下，苦草组总氮去除率[(70.00±0.42)%]显著高于无水草组[(64.66±0.27)%]($P<0.05$)；而高氨氮负荷输入条件下，2种水生系统对总氮的去除效率均较低，组间无显著差异。结果表明，低质量浓度氨氮条件下2种水生系统均能有效去除水体中氮素，而适当增加氨氮负荷条件下，苦草能显著提高水生系统的自净能力；当氨氮负荷过高时，2种水生系统氮去除能力都显著下降，系统中氮素过度积累。

## 2.4 苦草吸收作用对系统氮移除的贡献率

由表2结果可知，苦草生物量增量随外源性氨氮负荷输入增加而下降，低质量浓度氨氮输入条件下出现最大值[(184.43±19.01) g/m²]，而高质量浓度氨氮输入条件下出现最小值[(−87.57±15.28) g/m²]。低、中、高3种质量浓度氨氮输入条件下，植物吸收作用对系统总氮去除的贡献分别为(15.07±1.55)%、(1.90±0.26)%和(−2.02±0.35)%，与苦草生物量增量成正比。结果表明，水生系统中，氨氮负荷输入过高会对苦草生长产生严重负面影响，同时，植物吸收作用对苦草型水生系统中氮移除的贡献也会随之降低。

表2　水生系统中植物吸收贡献率

**Table 2　Plant uptake contribution rate in aquatic systems**

| 指标 Index | 低 Low | 中 Mid | 高 High |
|---|---|---|---|
| 苦草生物量增量/(g/m²) Biomass increment of *Vallisneria natans* | 184.43±19.01 | 79.77±11.02 | −87.57±15.28 |
| 植物总氮吸收量/(mg/m²) Total nitrogen uptake by plants | 453.45±46.74 | 212.52±29.35 | −217.07±37.87 |
| 植物吸收贡献率/% Plant absorption contribution rate | 15.07±1.55 | 1.90±0.26 | −2.02±0.35 |

## 3　讨　论

沉水植物构建的水生系统是淡水生态修复与养殖环境调控的重要载体，其自净功能的稳定性受营养盐负荷、微生物群落结构、植物生理响应等多因素协同调控。光照、DO、pH、氨氮等作为苦草生长的核心环境因子，通过直接调控苦草生理活性及间接影响根际微环境，共同决定其氮净化效能，形成“环境因子-植物-微生物”的协同作用机制[14-17]。充足光照是苦草高效净化的能量基础，可保障光合作用高效进行，为根系主动吸收氮素提供动力；同时叶片茂密可抑制藻类过度繁殖，维持水体透明度，避免藻类与苦草竞争氮素。水体DO水平直接关联苦草生长状态与根际微生物功能。适宜的DO浓度可促进苦草根系发育，增强氮素吸收能力；同时为根际硝化细菌提供有氧环境，加速氨氮向硝态氮转化，提升系统总氮去除效率。苦草氮净化能力对pH具有明显适应性，中性偏碱环境(7.8～8.2)最利于净化效能发挥。该pH区间可适配苦草根系硝酸还原酶活性，提升氮素同化效率；同时能优化硝化细菌代谢环境，加速氨氮氧化进程。若pH降至6.5以下，根系硝酸还原酶活性会下降，氮素吸收效率骤降；且酸性环境可能促进底泥氮素释放，增加水体氮负荷，从而削弱净化效果。而氨氮作为养殖水体中典型的有害氮素形态，其输入负荷直接影响沉水植物的生长策略与系统氮循环过程[8-9]。已有研究证实，低浓度营养盐可通过满足沉水植物生长需求促进生物量积累，而高浓度营养盐则可能通过渗透压胁迫、光合抑制等途径产生毒性效应[18]；同时，营养盐浓度升高还会改变植物体表微环境，影响附着微生物的群落组成与代谢活性，进而间接调控系统脱氮效率[19]。基于此，本研究通过模拟不同氨氮负荷输入场景，系统解析苦草型水生系统的除氮性能，旨在为池塘集约化设施化养殖中草型净化区的科学配置提供理论支撑。

本研究中，从系统氮去除效率的整体变化特征来看，氨氮负荷输入强度与苦草型水生系统的净化能力呈现显著的剂量-效应关系。在低氨氮负荷条件下，苦草组与无水草组的总氮去除率均可达90%以上，且上覆水中$NH_4^+$-N、$NO_2^-$-N、$NO_3^-$-N质量浓度分别稳定在2.00、0.10 、1.00 mg/L以下，这表明低营养盐环境下，水生系统自身的微生物硝化-反硝化过程、沉积物吸附等非生物作用已能实现高效脱氮[20]。值得注意的是，尽管2组总氮去除效率无统计学差异，但苦草组$NH_4^+$-N质量浓度波动幅度显著低于无水草组，这可能与苦草通过根系吸收与茎叶吸附双重作用维持水体氮素平衡有关，提示苦草在提升低负荷条件下水质稳定性方面具有独特优势。当中氨氮负荷输入时，系统脱氮效率出现分化：苦草组总氮去除率[(70.00±0.42)%]显著高于无水草组[(64.66±0.27)%]，且$NH_4^+$-N积累量(9.41 mg/L)仅为无水草组(14.81 mg/L)的63.5%。这一现象印证了适度营养盐负荷下苦草的主动净化功能，一方面，苦草通过光合作用提升水体溶解氧水平(图2)，为好氧硝化菌(如亚硝化单胞菌、硝化杆菌)提供适宜的代谢环境，加速$NH_4^+$-N向$NO_3^-$-N的转化[21-22]；另一方面，苦草根系泌氧作用可在沉积物-水界面形成氧化微区，促进间隙水中$NH_4^+$-N的硝化过程，同时根系分泌的有机酸等小分子物质能富集功能微生物，强化氮素迁移转化[5,12]。然而，高氨氮负荷输入彻底改变了系统净化格局：2组总氮去除率均骤降至33%左右，且$NH_4^+$-N质量浓度无显著差异，这与高质量浓度氨氮对苦草的毒性抑制效应密切相关。如表2所示，高负荷条件下苦草生物量增量为(−87.57±15.28) g/m²，植物吸收贡献率降至(−2.02±0.35)%，说明苦草不仅丧失氮吸收能力，其残体分解还可能向水体释放氮素，进一步加剧污染[18]。卢姣姣等[23]研究表明，当氨氮负荷持续超过苦草的生理耐受限值时，其生长代谢彻底受阻，表现为叶片黄化、根茎腐烂、生物量急剧减少。该阶段苦草不仅停止对水中氮素的吸收，破损腐败的茎叶组织散落在水体中，反而会引起水体氮素含量升高。同时，水草生物量的减少会降低水草对藻类的化感作用，蓝藻等有害藻类会快速生长繁殖，从而引起草型水生系统稳态崩溃，水体向“水华”方向发展。

从氮素形态转化的微观过程来看，不同氨氮负

荷下苦草对各形态无机氮的调控机制存在明显差异。在$NO_3^-$-N积累方面，低、中负荷条件下苦草组上覆水$NO_3^-$-N质量浓度显著高于无水草组，且中负荷时苦草组$NO_3^-$-N积累量[(4.24 mg/L)]是无水草组[(1.74 mg/L)]的2.4倍。这一结果可能源于苦草对硝化-反硝化平衡的调控：苦草提升水体溶解氧水平虽能促进硝化作用产生$NO_3^-$-N，但高溶氧环境可能抑制反硝化菌（如假单胞菌、脱氮弧菌）的活性，导致$NO_3^-$-N无法及时转化为$N_2$逸出[13,24]；同时，苦草叶片附着的硝化菌群落丰度较高[25]，可能进一步增强硝化过程，加剧$NO_3^-$-N积累。而在间隙水氮素变化方面，试验结束时所有负荷条件下苦草组$NH_4^+$-N质量浓度均低于无水草组，且2组$NO_2^-$-N、$NO_3^-$-N质量浓度均显著低于初始值，这一现象可通过沉积物微生物功能群的作用解释：沉积物中反硝化菌占主导地位[14]，其通过反硝化作用将$NO_3^-$-N转化为$N_2$，导致$NO_3^-$-N无积累；$NO_2^-$-N作为硝化反应的中间产物，在亚硝酸盐氧化菌（NOB）的快速作用下迅速转化为$NO_3^-$-N，故质量浓度接近检测限[26]；而苦草通过根系吸收与微生物调控降低间隙水$NH_4^+$-N质量浓度，进一步证明其在沉积物氮素净化中的关键作用[13,27]。

综合本研究结果，苦草型水生系统的高效运行依赖于氨氮负荷的精准调控：中质量浓度氨氮负荷（约0.625 g/m$^3$）是苦草发挥净化功能的阈值上限，低于该负荷时，苦草可通过提升水质稳定性、强化硝化过程实现高效脱氮；超过该负荷时，苦草生长受抑，系统丧失净化优势。因此，建议在苦草型池塘养殖实践中，以养殖0.5 kg的大口黑鲈为例，养殖密度不应超过4.65 kg/m$^3$。然而，本研究仍存在两点局限：一是试验为静态模拟，未考虑养殖水体的动态交换过程，可能高估苦草的净化能力；二是未深入分析苦草-微生物的协同作用机制，如根系分泌物对微生物群落结构的具体影响。未来研究可通过构建动态模拟系统，结合高通量测序、代谢组学等技术，进一步揭示苦草型水生系统的氮净化机理，为其在池塘设施化养殖中的工程应用提供更精准的参数支撑。

## 参考文献 References


[1] ZHOU Q H, WU K X, YAO L, et al. Bio-ecological remediation of freshwater aquaculture environments: a systematic review and bibliometric analysis[J/OL]. Water biology and security, 2024, 3: 100229 [2025-04-10]. https://doi.org/10.1016/j.watbs.2023.100229.

[2] 王建富，辛玮光，张超，等. 人工湖草型清水态生态系统构建技术研究与实践：以西北某新建人工湖为例[J]. 环境工程技术学报，2022，12(4)：1105-1113. WANG J F, XIN W G, ZHANG C, et al. Research and practice on the construction technology of macrophytes-dominated clear water ecosystem in the artificial lake: taking a new artificial lake in the northwest as an example[J]. Journal of environmental engineering technology, 2022, 12(4): 1105-1113 (in Chinese with English abstract).

[3] 张友德，张甜甜，何建军，等. 沉水植物对城市景观水体净化机理及影响因素的研究进展[J]. 绿色科技，2021，23(22)：142-146. ZHANG Y D, ZHANG T T, HE J J, et al. Research progress on purification mechanism and influencing factors of submerged macrophytes on urban landscape water[J]. Journal of green science and technology, 2021, 23(22): 142-146 (in Chinese with English abstract).

[4] CHAO C X, WANG L G, LI Y, et al. Response of sediment and water microbial communities to submerged vegetations restoration in a shallow eutrophic lake[J/OL]. Science of the total environment, 2021, 801: 149701 [2025-04-10]. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149701.

[5] ZHOU Y W, ZHOU X H, HAN R M, et al. Reproduction capacity of *Potamogeton crispus* fragments and its role in water purification and algae inhibition in eutrophic lakes[J]. Science of the total environment, 2017, 580: 1421-1428.

[6] LIU X G, SHAO Z Y, CHENG G F, et al. Ecological engineering in pond aquaculture: a review from the whole-process perspective in China[J]. Reviews in aquaculture, 2021, 13(2): 1060-1076.

[7] JIN J L, WANG Y, WU Z X, et al. Transcriptomic analysis of liver from grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) exposed to high environmental ammonia reveals the activation of antioxidant and apoptosis pathways[J]. Fish & shellfish immunology, 2017, 63: 444-451.

[8] 周金波，金树权，包薇红，等. 不同质量浓度氨氮对4种沉水植物的生长影响比较研究[J]. 农业资源与环境学报，2018，35(1)：74-81. ZHOU J B, JIN S Q, BAO W H, et al. Comparison of effects of ammonia-nitrogen concentrations on growth of four kinds of submerged macrophytes[J]. Journal of agricultural resources and environment, 2018, 35(1): 74-81 (in Chinese with English abstract).

[9] 周裔文，许晓光，韩睿明，等. 水体氮磷营养负荷对苦草净化能力和光合荧光特性的影响[J]. 环境科学，2018，39(3)：1180-1187. ZHOU Y W, XU X G, HAN R M, et al. Effect of nutrient loadings on the regulation of water nitrogen and phosphorus by *Vallisneria natans* and its photosynthetic fluorescence characteristics[J]. Environmental science, 2018, 39(3): 1180-1187 (in Chinese with English abstract).

[10] GAO J Q, REN P, ZHOU Q Y, et al. Comparative studies of

the response of sensitive and tolerant submerged macrophytes to high ammonium concentration stress[J]. Aquatic toxicology, 2019, 211: 57-65.

[11] 吴建之，葛滢，王晓月. 过硫酸钾氧化吸光光度法测定植物总氮[J]. 理化检验-化学分册，2000，36(4)：166-167. WU J Z, GE Y, WANG X Y. Uv absorptiophotometric determination of total nitrogen in plant after $K_2S_2O_8$ oxidation[J]. Physical testing and chemical analysis part B: chemical analysis, 2000, 36(4): 166-167 (in Chinese with English abstract).

[12] 陈超，胡勇有，谢玲彩. 铁碳微电解耦合苦草原位处理河道黑臭污水的研究[J]. 华南师范大学学报(自然科学版)，2019，51(4)：39-46. CHEN C, HU Y Y, XIE L C. The treatment of black odorous water in the river with iron-carbon microelectrolysis coupled with *Vallisneria natans*[J]. Journal of South China Normal University (natural science edition), 2019, 51(4): 39-46 (in Chinese with English abstract).

[13] GAO Y T, ZHANG Y X, WEI Q Y, et al. Response and synergistic effect of microbial community to submerged macrophyte in restoring urban black and smelly water bodies [J/OL]. Journal of water process engineering, 2023, 53: 103906 [2025-04-10]. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103906.

[14] 贾智明. 低温季节池塘养殖尾水氮去除途径及硝酸盐扩散降氮技术[D]. 武汉：华中农业大学，2023. JIA Z M. Nitrogen removal mechanism in pond aquaculture tailwater of low-temperature season and reducing nitrogen by nitrate diffusion technology[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2023 (in Chinese with English abstract).

[15] OZIMEK T, KOWALCZEWSKI A. Long-term changes of the submerged macrophytes in eutrophic lake Mikołajskie (North Poland)[J]. Aquatic botany, 1984, 19(1/2): 1-11.

[16] LIU H, ZHOU W, LI X W, et al. How many submerged macrophyte species are needed to improve water clarity and quality in Yangtze floodplain lakes?[J/OL]. Science of the total environment, 2020, 724: 138267 [2025-04-10]. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138267.

[17] WANG H, WEN Z H, REN W J, et al. What is the mechanism of submerged macrophyte biodiversity affecting biomass productivity along water depth: niche complementarity or selection effect?[J/OL]. Ecological indicators, 2022, 138: 108858 [2025-04-10]. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108858.

[18] 文明章，李宽意，王传海. 水体的营养水平对苦草(*Vallisneria atans*)生长的影响[J]. 环境科学研究，2008，21(1)：74-77. WEN M Z, LI K Y, WANG C H. Effects of nutrient level on growth of *Vallisneria* atans in water[J]. Research of environmental sciences, 2008, 21(1): 74-77 (in Chinese with English abstract).

[19] 董彬，陆全平，王国祥，等. 菹草(*Potamogeton crispus*)附着物对水体氮、磷负荷的响应[J]. 湖泊科学，2013，25(3)：359-365. DONG B, LU Q P, WANG G X, et al. The impact of periphyton attached on *Potamogeton crispus* on nitrogen and phosphorus loads in water[J]. Journal of lake sciences, 2013, 25(3): 359-365 (in Chinese with English abstract).

[20] 闫少领. 水产养殖对环境的影响及其可持续发展策略[J]. 畜牧兽医科技信息，2023(8)：226-229. YAN S L. Influence of aquaculture on environment and its sustainable development strategy[J]. Chinese journal of animal husbandry and veterinary medicine, 2023(8): 226-229 (in Chinese).

[21] 纪云龙. BES强化苦草对黑臭水体底质生态重塑的效能及机制研究[D]. 哈尔滨：哈尔滨工业大学，2022. JI Y L. Research on the effect and mechanism of BES enhanced *Vallisneria* Natans on ecological remodeling of black and smelly water sediment[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2022 (in Chinese with English abstract).

[22] 柴夏，刘平平，关保华. 苦草属(*Vallisneria*)植物的生态学及其应用研究进展[J]. 环境生态学，2022，4(11)：43-56. CHAI X, LIU P P, GUAN B H. The progresses of ecology and applied research on *Vallisneria* plants[J]. Environmental ecology, 2022, 4(11): 43-56 (in Chinese with English abstract).

[23] 卢姣姣，张萌，全水清，等. 低氧、高铵和低光对沉水植物苦草(*Vallisneria natans*)生长与C-N代谢生理指标的影响特征[J]. 湖泊科学，2018，30(4)：1064-1074. LU J J, ZHANG M, QUAN S Q, et al. Integrated effects of hypoxia, high ammonia and low light on the growth and physiological C-N metabolism indices of *Vallisneria natans*[J]. Journal of lake sciences, 2018, 30(4): 1064-1074 (in Chinese with English abstract).

[24] 梁淑雅，崔陈陈，胡思文，等. 苦草附生细菌的分离鉴定及高效功能菌株筛选[J]. 中国环境科学，2024，44(5)：2630-2641. LIANG S Y, CUI C C, HU S W, et al. Isolation and identification of epiphytic bacteria from *Vallisneria natans* and screening of functional strains[J]. China environmental science, 2024, 44(5): 2630-2641 (in Chinese with English abstract).

[25] TRIMMER M, NICHOLLS J C. Production of nitrogen gas *via* anammox and denitrification in intact sediment cores along a continental shelf to slope transect in the North Atlantic[J]. Limnology and oceanography, 2009, 54(2): 577-589.

[26] 陈瑾. 池塘表层底泥反硝化菌丰度与群落结构的研究[D]. 武汉：华中农业大学，2014. CHEN J. Assessment of abundance and composition of denitrifiers in the surface sediment of aquaculture ponds[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2014 (in Chinese with English abstract).

[27] SOROKIN D Y, LÜCKER S, VEJMELKOVA D, et al. Nitrification expanded: discovery, physiology and genomics of a nitrite-oxidizing bacterium from the *Phylum chloroflexi*[J]. The ISME journal, 2012, 6(12): 2245-2256.

# Impact of ammonia nitrogen loading on nitrogen removal performance in macrophyte-dominated aquaculture water

JIANG Mingchen[1], MA Shuaibing[1], HE Dong[1], HOU Jie[1,2], HE Xugang[1,2], WANG Jie[1]

1. *College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*;
2. *Engineering Research Center of the Ministry of Education for Green Development of Bulk Aquatic Biological Industry in the Yangtze River Economic Belt/Key Laboratory of Aquaculture Facilities Engineering, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Wuhan 430070, China*

**Abstract** To determine the optimal ammonia nitrogen loading in intensive pond aquaculture systems, an outdoor simulation experiment was conducted using *Vallisneria* as the model plant. The nitrogen removal performance of the *Vallisneria*-based aquatic system was evaluated under continuous inputs of varying nitrogen loads by analyzing nitrogen removal characteristics in both the overlying water and sediment pore water. The nitrogen removal capacity of *Vallisneria* was quantified, and the effects of ammonia nitrogen loading intensity on nitrogen purification performance were elucidated. Three levels of ammonia nitrogen loading were examined. The results showed that under low ammonia nitrogen loading, both the *Vallisneria* group and the control group (without macrophytes, No-plant group) achieved nitrogen removal rates of approximately 90%. Under medium ammonia nitrogen loading, the nitrogen removal capacities of both the *Vallisneria natans* group and the No-plant group decreased. The total nitrogen removal rate of the *V. natans* group [(70.00±0.42)%] was slightly higher than that of the No-plant group [(64.66±0.27)%]. Ammonium nitrogen accumulated in the overlying water of both groups, but the concentration in the *V. natans* group was lower. Under high ammonia nitrogen loading, the total nitrogen removal rates of the *V. natans* group and the No-plant group decreased to (33.63±0.37)% and (33.17±0.23)%, respectively. The ammonium nitrogen concentration in the overlying water of both groups increased rapidly, with no significant difference between them. However, under all nitrogen load conditions, the concentration of ammonium nitrogen in the sediment interstitial water of the *V. natans* group was lower than that of the No-plant group. Calculation of of *V. natans*'s contribution to nitrogen removal indicated that under low and medium ammonia nitrogen loads, *V. natans* exhibited a certain absorption capacity to absorb pollutants, whereas high ammonia nitrogen loads negatively impacted its nitrogen removal ability. In conclusion, controlling the exogenous ammonia nitrogen load in aquaculture water bodies to below medium concentrations (approximately 0.625 grams per cubic meter) can ensure the reduction of harmful nitrogen.

**Keywords** intensive aquaculture; ammonia nitrogen load; *Vallisneria natans*; nitrogen removal performance

(责任编辑:边书京)