

## 光照和黑暗条件下苦草(*Vallisneria natans*)和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)对铵态氮的吸收\*

钟爱文<sup>1,2</sup>, 曹特<sup>1\*\*</sup>, 张萌<sup>1,3</sup>, 倪乐意<sup>1</sup>, 谢平<sup>1</sup>

(1: 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 江西省环境保护科学研究院, 南昌 330029)

**摘要:** 在室内模拟实验中, 研究了光照 ( $50 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ) 和黑暗条件下苦草(*Vallisneria natans*)和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)对铵态氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )的吸收速率与去除效果。结果表明, 随着外源铵态氮浓度(0, 0.01, 0.1, 1和10 mg/L  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )的增加, 苦草和穗花狐尾藻对铵态氮的吸收速率都是先增加后又逐渐降低, 在外源铵态氮浓度为1 mg/L时吸收速率达到最大。同种植物在光照条件下对铵态氮的吸收率不低于黑暗条件下的吸收率; 相同光强条件下穗花狐尾藻对铵态氮的吸收率不低于苦草的吸收率。在黑暗条件下, 在外源铵态氮浓度为1 mg/L时, 穗花狐尾藻对铵的吸收速率是苦草的2.42倍; 在光照条件下, 在外源铵态氮浓度为1和10 mg/L时, 穗花狐尾藻对铵态氮的吸收速率分别是苦草的2.47和1.79倍。因此, 在富营养湖泊治理过程中, 在沉水植物可耐受铵态氮浓度范围内, 可以优先考虑把穗花狐尾藻作为植物修复的先锋物种。

**关键词:** 苦草; 穗花狐尾藻; 光强; 铵态氮; 吸收速率

### Uptake of ammonium by *Vallisneria natans* and *Myriophyllum spicatum* under light and dark regimes

ZHONG Aiwen<sup>1,2</sup>, CAO Te<sup>1</sup>, ZHANG Meng<sup>1,3</sup>, NI Leyi<sup>1</sup> & XIE Ping<sup>1</sup>

(1: State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P. R. China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

(3: Jiangxi Academy of Environmental Sciences, Nanchang 330029, P. R. China)

**Abstract:** The uptakes and removal effects of ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) by *Vallisneria natans* and *Myriophyllum spicatum* under light ( $50 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ) and dark regimes were investigated in a laboratory experiment, with external  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations at 0, 0.01, 0.1, 1 and 10 mg/L. The results showed that the absorption rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by *V. natans* and *M. spicatum* increased with external  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations and peaked at 1 mg/L, and then decreased at 10 mg/L. The absorption rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by the same plant species in the light condition was not less than those in the dark condition. The absorption rate of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by *M. spicatum* was not less than that by *V. natans* in the same light regime. Under dark regimes, with external  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations at 1 mg/L, the absorption rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by *M. spicatum* was 2.42-fold higher than that of *V. natans*. Under light regimes, with external  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations at 1 and 10 mg/L, the absorption rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by *M. spicatum* was 2.47-fold and 1.79-fold higher than that of *V. natans*, respectively. Therefore, at a certain range of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations that macrophytes can tolerate, *M. spicatum* should be considered as the pioneer species for the restoration of macrophytes in eutrophic lakes.

**Keywords:** *Vallisneria natans*; *Myriophyllum spicatum*; light regimes; ammonium nitrogen; uptake rate

\* 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2012ZX07105-004)资助。2012-04-25 收稿; 2012-10-08 收修改稿。钟爱文, 女, 1978年生, 博士研究生; E-mail: lovenzaw@yahoo.com.cn.

\*\* 通信作者; E-mail: caote@ihb.ac.cn.

湖泊富营养化是当今世界备受关注的热点环境问题之一. 沉水植物是浅水湖泊生态系统的重要组成部分, 能吸收水体中的氮、磷等营养元素, 对维护湖泊生态系统功能、预防湖泊富营养化具有重要生态价值. 湖泊湿地系统中水生植物对氮素的吸附、吸收及转化直接影响氮元素的生物地化循环<sup>[1]</sup>, 水生植物生长过程对周围物理、化学和微生物环境条件的改变, 也在很大程度上改变氮素的迁移和转化. 在受损浅水湖泊生态系统中恢复沉水植被可净化水质, 日益受到广大学者的关注. 利用沉水植物对湖泊、河流水体进行生态修复的研究和应用也逐渐增加<sup>[2]</sup>.

湖泊营养水平是影响沉水植物生长与分布的重要因素<sup>[3-4]</sup>, 湖泊中可供植物利用的氮和磷是限制大型植物初级生产的主要因子, 但水体中高浓度的营养盐也会引起沉水植物生理功能失衡、抑制其生长甚至导致衰退<sup>[5-7]</sup>. 最新研究表明, 湖水中高浓度的氮与浅水湖泊中沉水植物退化密切相关<sup>[8]</sup>, 高浓度铵态氮 ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ) 因对水生植物造成生理胁迫而备受关注<sup>[9-10]</sup>. 铵态氮是富营养水体中氮的主要赋存形态之一, 通常认为高铵环境中铵态氮会优先被沉水植物吸收利用<sup>[11]</sup>. 但不同植物对它的吸收、运输、储藏和同化存在很大差异, 从而潜在地影响湖泊富营养化进程中沉水植物的竞争优势和植被更替过程. 铵态氮在低浓度的时候能促进水生植物的生长, 而当其浓度逐渐升高时, 则会对植物产生抑制甚至毒害作用<sup>[12-13]</sup>. 铵态氮在其浓度较高时可能会导致植物出现铵中毒<sup>[14]</sup>, 具体表现为叶片的黄化现象、生长受到抑制、根形态的改变、光合效率的降低以及细胞离子的不平衡和成分的改变等. 湖泊底部良好的光照条件是沉水植物赖以生长的基本前提, 也是决定沉水植物在湖泊中最大分布深度的主要因子<sup>[15]</sup>. 湖泊富营养化通常伴随水体光照的减弱, 水下光照强度的降低能导致沉水植物出现各种生理胁迫, 包括植物生物量的下降<sup>[16]</sup>, 植物的胁迫耐受性的降低<sup>[17]</sup>和沉水植物在浅水富营养化湖泊的衰退<sup>[18]</sup>等. 目前研究发现很多漂浮植物和挺水植物都能耐受较高浓度的铵态氮, 漂浮植物主要包括槐叶萍 (*Salvinia natans*)<sup>[13]</sup>、凤眼莲 (*Eichhornia crassipes*)<sup>[19]</sup>、大藻 (*Pistia stratiotes*)<sup>[20]</sup>等, 还有挺水植物芦苇 (*Phragmites australis*)<sup>[21]</sup>, 但是目前有关沉水植物对铵态氮的吸收和去除能力的研究还比较少, 尤其是黑暗条件下沉水植物对铵态氮吸收以及去除能力的研究还未见报道.

苦草 (*Vallisneria spiralis*) 和穗花狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum*) 是长江中下游湖泊和河流中常见的沉水植物. 其生态适应性广, 吸附污染物能力强, 群落易于重建且受破坏后恢复时间短. 湖泊富营养化通常伴随着水体光照减弱和铵浓度升高的特点, 因此研究苦草和穗花狐尾藻在光照和黑暗条件下对水体铵态氮的吸收特点有助于理解它们对富营养环境的适应性, 为沉水植被修复中先锋物种的选择提供参考.

## 1 材料与方法

苦草和穗花狐尾藻采自湖北大冶中等富营养的保安湖, 在东湖生态站的实验大棚用自来水预培养 2 年. 实验前选择外观健壮均匀的苦草植株和穗花狐尾藻顶端枝条, 苦草鲜重约为  $2.01 \pm 0.21 \text{ g}$ , 株高约 10 cm, 穗花狐尾藻鲜重约为  $2.46 \pm 0.18 \text{ g}$ , 长约 14 cm. 实验前, 冲洗干净植株上的附着物, 用去离子水冲洗 3 次后放置于内含 50 ml  $\text{NH}_4^+$  处理液的玻璃试管中, 每试管一株植物, 处理液为 10 倍稀释的无氮 Hoagland 溶液并添加不同浓度的  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , 溶液 pH 为 7, 设置处理液  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度为 0、0.01、0.1、1 和 10 mg/L, 用  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$  配置, 实验中所有液体均用去离子水进行配置.

铵吸收实验在光照培养箱中 25℃ 条件下进行, 分别测定光照 ( $50 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ) 和黑暗两种条件下植物的铵吸收速率, 实验中将植株浸没在处理液中静置 2 h 后立即取出, 根据吸收前后  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度的变化计算植物的净吸收速率 ( $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW}) \cdot \text{h})$ ). 培养箱中的光照强度用 Li-1400 照度计 (LICOR Inc., Lincoln, Neb.) 测定, 处理液中铵态氮的采用吲哚蓝法测定, 参照 Hecht 等<sup>[22]</sup>的方法. 实验数据均 3 个完全独立处理获得数据的平均值, 数据统计及方差计算采用 SPSS 软件的方差分析方法 (ANOVA) 进行统计分析. 以  $P < 0.05$  来表示数据间存在显著性差异.

## 2 结果

### 2.1 苦草对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 吸收速率

在 0、0.01、0.1、1 和 10 mg/L 外源铵态氮浓度条件下, 苦草在黑暗条件下对铵态氮的吸收速率分别为 0.26、0.31、4.69、8.20 和 4.47  $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW}) \cdot \text{h})$ , 在光照条件下对铵态氮的吸收速率分别为 0.24、0.85、

4.24、11.78和4.36  $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW})\cdot\text{h})$ 。苦草对铵态氮的吸收随外源铵态氮浓度的增加呈单峰响应,在铵态氮浓度为1 mg/L时达到吸收的峰值,随后在铵态氮浓度为10 mg/L时回落到与0.1 mg/L相当的水平;在不同外源铵态氮浓度下苦草吸收铵态氮速率存在显著差异( $P < 0.05$ ,图1A)。光照强度仅对苦草最大铵态氮吸收速率有显著影响( $P < 0.05$ )。在外源铵态氮浓度为1 mg/L时,苦草在光照条件下对铵态氮的吸收速率是黑暗条件下的1.44倍,两者差异显著;在其它铵态氮浓度条件下,两种光照处理间苦草对铵态氮吸收速率没有显著差异( $P > 0.05$ ,图1A)。

### 2.2 穗花狐尾藻对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 吸收速率

在外源铵态氮浓度为0、0.01、0.1、1和10 mg/L条件下,穗花狐尾藻在黑暗条件下对铵态氮的吸收速率分别为0.16、0.67、4.70、19.87和3.59  $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW})\cdot\text{h})$ ,在光照条件下对铵态氮的吸收速率分别为0.02、0.53、4.41、29.07和7.82  $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW})\cdot\text{h})$ 。穗花狐尾藻对铵态氮的吸收随外源铵态氮浓度的增加也呈单峰响应,在铵态氮浓度为1 mg/L时达到吸收的峰值,随后在铵态氮浓度为10 mg/L时,黑暗条件下回落到与0.1 mg/L相当的水平,光照条件下也显著降低但还是高于0.1 mg/L水平( $P < 0.05$ ,图1B);在不同外源铵态氮浓度下,穗花狐尾藻对铵吸收速率存在显著差异( $P < 0.05$ ,图1B)。穗花狐尾藻对铵的吸收受光照强度的影响,在外源铵态氮浓度分别为1和10 mg/L时,穗花狐尾藻在光照条件下对铵的吸收速率分别是黑暗条件下的1.46和2.17倍,在这两种铵态氮浓度条件下光照显著影响穗花狐尾藻对铵的吸收( $P < 0.05$ ,图1B);在其它铵态氮浓度条件下,两种光照处理间穗花狐尾藻对铵吸收速率没有显著差异( $P > 0.05$ ,图1B)。

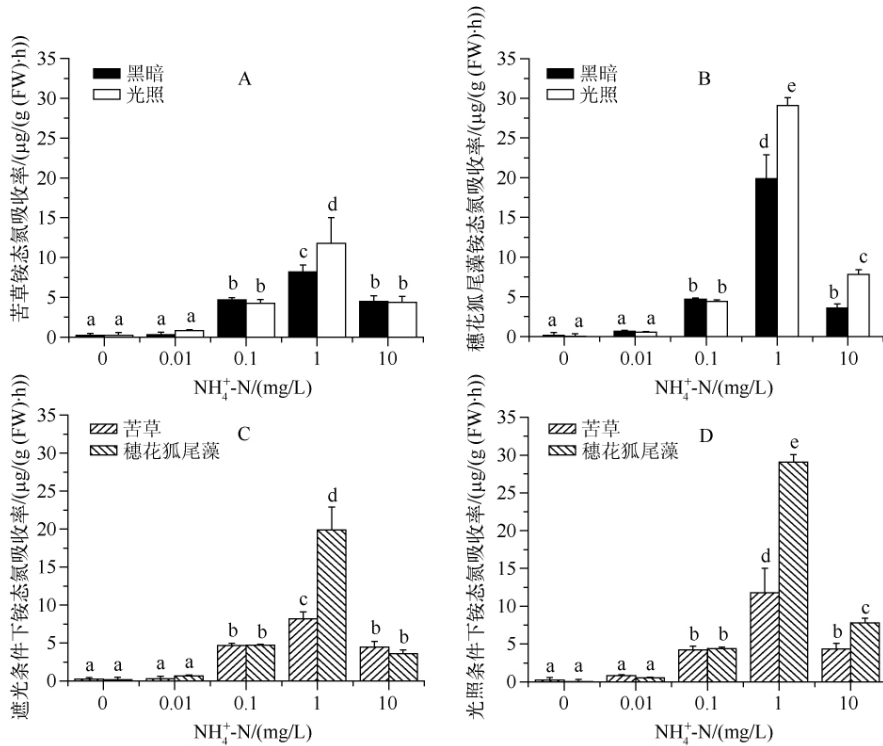


图1 苦草和穗花狐尾藻在不同光照处理和外源铵态氮浓度条件下对铵态氮的吸收速率

Fig. 1 The uptake rate of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  by *V. natans* and *M. spicatum* under the treatments of different light intensities and exogenous  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  concentrations

### 2.3 苦草和穗花狐尾藻对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 吸收速率的比较

在黑暗条件下,在外源铵态氮浓度为1 mg/L时,穗花狐尾藻对铵态氮的吸收速率是苦草的2.42倍,两者差异显著( $P < 0.05$ ,图1C);在其它几种铵态氮浓度条件下,外源铵态氮浓度相同时两种植物对铵态氮吸收速率没有显著差异( $P > 0.05$ ,图1C)。在光照条件下,在外源铵态氮浓度为1和10 mg/L时,穗花狐尾藻

表1 苦草和穗花狐尾藻在不同光照处理和外源铵态氮浓度条件下对铵态氮的吸收速率的方差分析

Tab. 1 Summary of ANOVA for the absorption rates of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  by *V. natans* and *M. spicatum* under different light intensities and exogenous  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentrations

来源	统计学指标	铵态氮吸收速率/ ( $\mu\text{g}/(\text{g}(\text{FW}) \cdot \text{h})$ )
植物种类	$MS/MS_e$	16.0 ***
	$F$	166.227
光强	$MS/MS_e$	4.3 ***
	$F$	45.117
铵态氮浓度	$MS/MS_e$	61.8 ***
	$F$	642.754
植物种类 × 光强	$MS/MS_e$	1.4 ***
	$F$	14.586
植物种类 × 铵态氮浓度	$MS/MS_e$	13.1 ***
	$F$	135.905
光强 × 铵态氮浓度	$MS/MS_e$	2.6 ***
	$F$	26.690
植物种类 × 铵态氮浓度 × 光强	$MS/MS_e$	0.7 ***
	$F$	7.044

\* 表示  $P < 0.05$ , \*\* 表示  $P < 0.01$ , \*\*\* 表示  $P < 0.001$ ; 表中数值是方差分析的均方/总均方以及自由度.

发现, 水柱中  $1 \text{ mg/L}$  铵态氮能导致沉水植物菹草 (*Potamogeton crispus*) 体内游离氨基酸的积累和可溶性糖类的消耗, 并且在低光条件下, 这种胁迫效应会显著加强<sup>[16]</sup>. 金相灿等<sup>[23]</sup>研究了水体氮浓度和形态对轮叶黑藻 (*Hydrilla verticillata*) 和狐尾藻光合特征的影响中发现, 在总氮一定的条件下轮叶黑藻和狐尾藻的净光合速率和最大净光合速率均随水中铵态氮浓度的增加而降低, 暗呼吸速率和光合补偿点随铵态氮浓度增加而升高, 说明水体铵态氮浓度的增加对黑藻和狐尾藻具有一定的毒害作用, 抑制了光合作用. 本实验中也观察到, 在铵态氮浓度为  $0.0, 0.01$  和  $0.1 \text{ mg/L}$  时, 在同一个铵态氮浓度条件下两种植物在光照和黑暗条件下对铵态氮吸收速率都无显著差异, 原因可能是铵态氮浓度都低于植物能够吸收的最大值, 都能够被充分吸收, 所以差异不显著; 当铵态氮浓度大于  $1 \text{ mg/L}$  后, 苦草和穗花狐尾藻对铵态氮的吸收都显著降低, 说明超过这个阈值后, 植物受到铵态氮的毒害而影响其正常生理功能最终导致对铵态氮吸收的降低.

在富营养湖泊中, 由于湖水对光照的强吸收作用, 底部光强随水深的增加呈快速的指数衰减. 沉水植被的分布主要受到底部光照环境的影响<sup>[24]</sup>, 底部的光照强度一般要大于湖泊水面光照强度的  $1\% \sim 3\%$  才能维持沉水植物的正常生长<sup>[25]</sup>. 本实验中, 苦草和穗花狐尾藻在黑暗条件下对铵的吸收速率在相同外源铵态氮浓度条件下都低于对应的光照条件下其对铵态氮的吸收, 说明黑暗条件下植物对铵态氮的吸收速率下降. 有研究观察到在弱光下水生植物的生长受到了大幅抑制, 但是其单位重量的枝条长度和每一个枝条的平均长度均显著增加<sup>[24, 26]</sup>. 狐尾藻的茎长在  $405 \sim 1500 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$  的光照条件下没有显著差异, 但是当其处于低于  $100 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$  的光照下, 茎长显著增加<sup>[27]</sup>. 上述研究表明, 喜好生活于富营养湖泊的狐尾藻在受到弱光胁迫时, 可通过茎的快速伸长而减轻弱光胁迫. 而像莲座型植物 (如苦草) 可能因其茎短且无法快速伸长而面临富营养湖泊中长期的弱光胁迫, 并最终导致种群衰退<sup>[28]</sup>. 本实验中, 黑暗条件下穗花狐尾藻对铵态氮的吸收速率大于苦草, 结果与前述的实验结果一致, 即在弱光甚至黑暗胁迫下, 穗花狐尾藻在形态上对弱光的积极响应可能也会导致其生理方面的响应, 比如吸收更多的铵态氮来满足弱光环境中茎的快速伸长, 从而可能导致其对铵态氮吸收速率大于苦草.

对铵态氮的吸收速率分别是苦草的 2.47 和 1.79 倍, 差异显著 ( $P < 0.05$ , 图 1D); 在其它几种铵态氮浓度条件下, 外源铵态氮浓度相同时两种植物对铵态氮吸收速率没有显著差异 ( $P > 0.05$ , 图 1D).

本实验中的植物种类、光强、铵态氮浓度以及它们之间的交互作用都能显著影响植物对铵态氮的吸收速率 ( $P < 0.001$ ) (表 1). 其中, 尤以外源铵态氮浓度对植物吸收铵态氮速率影响最大, 其次是不同植物种类.

### 3 讨论

本实验通过静态模拟研究了苦草和穗花狐尾藻两种沉水植物在光照和黑暗条件下对铵态氮吸收速率的差异. 两种植物对铵态氮的吸收随着外源铵态氮浓度的增加都呈现先增后降的单峰曲线吸收响应方式, 表明外源铵态氮浓度为  $10 \text{ mg/L}$  时已经超越了这两种植物对铵态氮的最大解毒能力.

曹特等在 2007 年的研究中发现, 过量铵态氮 ( $> 0.56 \text{ mg/L}$ ) 会导致苦草种群的退化, 并扰乱植物体内可溶性碳水化合物与游离氨基酸的代谢平衡<sup>[12]</sup>; 其后在 2009 年的研究中

沈耀良等<sup>[29]</sup>研究了3种沉水植物对水质均有良好的净化效果,其中以伊乐藻尤佳,金鱼藻和苦草次之。许秋瑾等<sup>[30]</sup>研究发现铵态氮浓度在4 mg/L时,对轮叶黑藻有较强的胁迫作用,而此浓度对穗花狐尾藻没有表现出胁迫作用;当铜与铵态氮复合作用时,对轮叶黑藻产生综合毒害作用,但对穗花狐尾藻毒害作用较轻。这一实验结果表明在进行湖泊水生植物修复时,相对于轮叶黑藻,穗花狐尾藻更适合作为生态恢复的先锋物种。李强等<sup>[31]</sup>研究泥沙悬浮水体对穗花狐尾藻光合荧光特性的影响,结果表明穗花狐尾藻是一种较为耐受悬浮泥沙水体的沉水植物。在富营养化环境中,沉水植物要维持对藻类的优势,必须在水表面形成冠层并具备相对高的丰度。苦草喜欢弱光照的环境,适于水底层生长,是湖泊水生植物群落中分布最深的一个群落类型之一,而穗花狐尾藻则可以在水面形成冠层。另外,由于穗花狐尾藻具有较低的光补偿点、对pH值有较大范围的耐受能力以及非光合茎的存在,在水生植被的恢复工程中可做良好的备选物种之一。综合以上历史研究和本实验的研究可以说明,穗花狐尾藻比苦草更适合作为一定浓度范围内高铵水体修复的先锋物种。

#### 4 结论

通过本实验研究发现,苦草和穗花狐尾藻对铵态氮的吸收速率不同,在光照和黑暗条件下它们对铵态氮的吸收速率也不同。对于湖泊富营养化伴随的光照降低和铵态氮浓度升高的情况,在利用水生植物去除水体中铵态氮的时候,穗花狐尾藻的去除效率在白天光照和夜晚黑暗条件都比苦草更高。在工程实践过程中,可以优先考虑把穗花狐尾藻做为铵态氮含量较高的富营养水体修复的先锋物种。但是如果水体铵态氮浓度很高,不宜首先用沉水植物,可以先采用物理修复的方式来营造适应的浓度范围后再采用沉水植物进行生态修复。

#### 5 参考文献

- [1] Rogers KH, Breen PF, Chick AJ. Nitrogen removal in experimental wetland treatment system: evidence for the role of aquatic plants. *Res Journal of WPCF*, 1991, **63**(7): 934-941.
- [2] Jiang CL, Fan XQ, Zhang YB. Absorption and prevention of secondary pollution of N and P by emergent plants in farmland ditch. *Journal of China Environmental Science* 2004, **24**(6): 702-706.
- [3] Hutchinson GE. The chemical ecology of three species of *Myriophyllum* (Angiospermae Haloragaceae). *Limnology and Oceanography*, 1970, **15**(1): 1-5.
- [4] Tremolieres M, Carbiener D, Carbiener R et al. Zones inondables, végétation et qualité de l'eau en milieu alluvial Rhenan: l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Ecological Bulletins*, 1991, **22**(3/4): 317-336.
- [5] 曹特,倪乐意. 金鱼藻抗氧化酶对水体无机氮升高的响应. *水生生物学报*, 2004, **28**(3): 299-302.
- [6] Ni LY. Effects of water column nutrient enrichment on the growth of *Potamogeton macckianus* A. Been. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2001, **39**: 83-87.
- [7] Arts GHP. Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, 2002, **73**: 373-393.
- [8] Maria GS, Erik J, Joan G et al. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 2005, **50**(1): 27-41.
- [9] Genevieve MC, Duthie HC, Taylor WD. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, 1997, **59**(3/4): 195-215.
- [10] Farnsworth-Lee, Baker LA. Conceptual model of aquatic plant decay and ammonia toxicity for shallow lakes. *Environmental Engineering*, 2000, **126**(3): 199-207.
- [11] Nichols DS, Keeney DR. Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: uptake and translocation of <sup>15</sup>N by shoots and roots. *Freshwater Biology*, 1976, **6**(2): 145-154.
- [12] Cao T, Xie P, Ni LY et al. The role of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> toxicity in the decline of the submersed macrophyte *Vallisneria natans* in lakes of the Yangtze River basin, China. *Marine and Freshwater Research*, 2007, **58**(6): 581-587.
- [13] Jampeetong A, Brix H. Effects of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> concentration on growth, morphology and NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uptake kinetics of *Salvinia natans*. *Ecological Engineering*, 2009, **35**(5): 695-702.

- [14] Britto DT, Kronzucker HJ.  $\text{NH}_4^+$  toxicity in higher plants: a critical review. *Journal of Plant Physiology*, 2002, **159**(6): 567-584.
- [15] Squires MM, Lesack LFW, Huebert D. The influence of water transparency on the distribution and abundance of macrophytes among lakes of the Mackenzie Delta, Western Canadian Arctic. *Freshwater Biology*, 2002, **47**(11): 2123-2135.
- [16] Cao T, Xie P, Ni LY *et al.* Carbon and nitrogen metabolism of an eutrophication tolerant macrophyte, *Potamogeton crispus*, under  $\text{NH}_4^+$  stress and low light availability. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, **66**(1): 74-78.
- [17] Goss RM, Baird JH, Kelm SL *et al.* Trinexapac-ethyl and nitrogen effects on creeping bentgrass grown under reduced light conditions. *Crop Science*, 2002, **42**(2): 472-479.
- [18] Riis T, Sand-Jensen K, Vestergaard O. Plant communities in lowland Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany*, 2000, **66**(4): 255-272.
- [19] Maine MA, Sune N, Hadad H *et al.* Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering*, 2006, **26**(4): 341-347.
- [20] Nahlik AM, Mitsch WJ. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 2006, **28**(3): 246-257.
- [21] Tylova E, Steinbachova L, Votrubova O *et al.* Different sensitivity of *Phragmites australis* and *Glyceria maxima* to high availability of ammonium-N. *Aquatic Botany*, 2008, **88**(2): 93-98.
- [22] Hecht U, Mohr H. Factors controlling nitrate and ammonium accumulation in mustard (*Sinapis alba*) seedlings. *Physiol Plant*, 1990, **78**(3): 379-387.
- [23] 金相灿, 楚建周, 王圣瑞. 水体氮浓度、形态对黑藻和狐尾藻光合特征的影响. *应用与环境生物学报*, 2007, **13**(2): 200-204.
- [24] Chambers PA, Kalff J. Light and nutrients in the control of aquatic plant community structure. I. *In situ* experiments. *Journal of Ecology*, 1987, **75**(3): 611-619.
- [25] Wetzel. Structure and productivity of aquatic ecosystems. In: *Limnology*: 2ed. CBS College Publishing, 1983: 134-156, 519-590.
- [26] Best EPT, Buzzeli CP, Bartell SM *et al.* Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. *Hydrobiologia*, 2001, **444**(1/2/3): 43-70.
- [27] Barko JW, Smart RM. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs*, 1981, **51**(2): 219-235.
- [28] Barko JW, Gunnison D, Carpenter SR. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 1991, **41**(1/2/3): 41-65.
- [29] 沈耀良, 王美敬, 李勇等. 沉水植物修复受污水体净化效能的研究. *苏州科技学院学报: 工程技术版*, 2005, **18**(4): 1-4.
- [30] 许秋瑾, 金相灿, 王兴民等. 氮氮与铜单一和复合作用对沉水植物穗花狐尾藻和轮叶黑藻光合能力的影响. *环境科学*, 2006, **27**(10): 1974-1978.
- [31] 李强, 王国祥, 王文林等. 悬浮泥沙水体对穗花狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum* L.) 光合荧光特性的影响. *湖泊科学*, 2007, **19**(2): 197-203.