

水体浊度对菹草萌发及萌发苗光合荧光特性的影响

李 强,王国祥*,潘国权,王文林,马 婷

(南京师范大学地理科学学院,江苏省环境演变及生态建设重点实验室,江苏 南京 210097)

摘要:用粒径小于 100 μm 的泥沙分别配置浊度为 30、60 NTU 和 90 NTU 的混浊水体,将菹草 (*Potamogeton crispus*) 石芽分别种植于上述水体中,测定萌发率和萌发苗的株高、叶片数,并利用水下饱和脉冲荧光仪 (DIVING PAM) 测定萌发苗的光合荧光特性。结果表明,水体浊度对石芽萌发率没有显著影响,但对萌发速率有一定影响;随着浊度的升高萌发苗株高和叶片数均显著降低 ($p < 0.05$);菹草萌发苗的有效荧光产量 Yield 也随水体浊度升高而降低,表明在高浊度水体中萌发苗天线色素吸收光子供给 PSII 反应中心的效率下降;高浊度导致萌发苗吸收光能用于光化学电子传递的份额 (qP) 减少,第 23 天时 90 NTU 水体中的 qP 为对照的 91.4%;水体浊度上升导致 qN 显著升高,表明在高浊度、低光照胁迫下,萌发苗接收的光能更多的以热的形式耗散掉了,以避免光系统 PS 受到过剩光能的伤害;浊度升高引起电子在光合链中的传递速率 (ETR) 显著下降,第 23 天时在 30、60 NTU 和 90 NTU 水体中 ETR 分别为对照的 93.3%、88.5%、75.8%,导致参与 CO_2 固定的电子减少,光合作用降低。快速光响应曲线测定结果表明,萌发苗 ETR_{max} 和最小饱和光照强度随水体浊度的增加呈下降趋势,光响应能力随水体浊度的增加而显著下降,特别是在 90 NTU 水体中萌发苗的光合作用能力下降显著。因此,在浅而混浊的水体中 (水深 70 cm,浊度低于 90 NTU),菹草石芽均能萌发,但是,水体浊度对萌发苗光合作用、生长速率有一定抑制作用。

关键词:浊度;菹草;石芽;萌发苗;光合荧光特性

文章编号:1000-0933(2006)11-3594-08 中图分类号:Q948.8 文献标识码:A

Influence of water turbidity on germination of *Potamogeton crispus* and growth of germinated seedling

LI Qiang, WANG Guo-Xiang*, PAN Guo-Quan, WANG Wen-Lin, MA Ting (Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(11): 3594 ~ 3601.

Abstract: Winter buds of *Potamogeton crispus* were planted in the waters at different turbidities of 30 NTU, 60 NTU and 90 NTU which were made by sand particles less than 100 μm in diameter, and the effect of water turbidity on the germinating ratio and growth were examined. Some photosynthetic fluorescence characteristics were *in situ* determined by a developed, submersible, pulse-amplitude modulated (PAM) fluorometer, Diving PAM. The germinating ratio of winter buds were shown to decrease significantly as the turbidity increasing on the 10th day of the seedling exposed in turbid water ($p < 0.05$). However, the germinating ratio was as high as 100.0% in all turbidities on the 23th day. The seedling height and leaf number also decreased significantly while the water turbidity increased ($p < 0.05$). The non-photochemical quenching (qN) significantly increased during the first ten-day the seedling exposed in the turbid waters, which indicated that the seedling leaves could increase heat dissipation to protect the photosystem (PS). During the first ten-day when the seedling exposed in the turbid water, quantum

基金项目:国家 863 专项资助项目 (2003AA601100-2);国家教育部“211 工程”和科技创新工程重大项目培育基金联合资助项目 (# 705824-2)

收稿日期:2006-01-02; **修订日期:**2006-09-20

作者简介:李强 (1973 ~), 男, 重庆市人, 博士生, 主要从事水环境生态修复研究. E-mail: lq1973. 2002 @163. com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangguoxiang @njnu. edu. cn

Foundation item: The project was financially supported by both National 863 Program (No. 2003AA601100-2), Ministry of Education 211 Project and Project (No. # 705824-2)

Received date: 2006-01-02; **Accepted date:** 2006-09-20

Biography: LI Qiang, Ph. D. candidate, mainly engaged in ecological remediation of aquatic environment. E-mail: lq1973. 2002 @163. com.

yield (Yield), photochemical quenching (qP) and Electron-transport rate (ETR) of seedling, were not shown to be influenced by the water turbidities. It demonstrated that photosynthesis of these seedlings was not limited by lack of light because the buds contain enough nutrients to support germination. The qP and ETR of seedling leaves were not significantly different among the turbid waters of 30, 60 NTU and the control until the 23th day of turbid exposure, indicating no significant effect of the low water turbidity (30, 60 NTU) on seedling photochemical quenching and electron-transport rate. Significant decrease in the Yield of photosynthesis while the turbidity increasing ($p < 0.05$) indicated remarkable effect of turbidity on photo supplying efficiency of PS reaction center. Moreover, the volumes of qP, ETR and Yield of seedling leaves were much lower in the turbid water of 90 NTU than that in the control water. ETR_{max} of seedlings decreased significantly ($p < 0.05$) as the water turbidity increasing, demonstrating that the capacity of seedling leaves electron-transport decreased as the water turbidity increasing. The water turbidity showed great influence on photosynthetic capacity and growth rate of seedlings although no significant influence on germination of winter buds in turbid shallow water was observed.

Key words: turbidity; *Potamogeton crispus*; winter buds; seedling; photosynthetic fluorescence characteristics

水体中的各种悬浮颗粒物直接影响光照在水体中的垂直分布,从而影响沉水植物的生长繁殖^[1]与分布。水体悬浮颗粒物主要包括藻类等微型生物残体、泥沙等无机颗粒物,前者主要出现在藻型富营养化湖泊中,其对沉水植物的影响已有较多研究;后者出现在一些通江湖泊及河流中,其对沉水植物的影响研究较少。

就光照对沉水植物的影响研究主要是通过形态学特征和生物量的变化来间接反映^[2]。也有人采用碘量法^[3]和氧电极^[4]对沉水植物的光合作用进行研究,但这些测定均是在植株离体的条件下进行的,不能实现沉水植物的无损伤、原位测定,难以真实地反映沉水植物的光合作用情况。饱和脉冲调制(PAM)叶绿素荧光仪能对植物的光合作用进行快速、无损伤的测定^[5,6],将探头直接置于植物叶片表面,测定一系列光合参数^[7]。在陆生植物光合作用的研究中得到了广泛的应用^[8~10]。近年来水下饱和脉冲叶绿素荧光仪(DIVING PAM)的出现使原位、无损伤测定沉水植物的光合作用成为可能^[11~13]。菹草(*Potamogeton crispus*)是一种多年生的沉水植物,广泛生长于静水池塘、沟渠及河流水体^[14]。本文将菹草的石芽种植于不同浊度的水体中,采用统计方法和水下饱和脉冲叶绿素荧光仪测定萌发苗叶片的叶绿素荧光参数,研究水体浊度对石芽萌发及萌发苗光合系统 PS 光合荧光特性的影响,为在混浊水体中恢复、重建菹草群落提供一定的实验依据。

1 实验方法

1.1 植物材料

菹草(*Potamogeton crispus*)石芽是菹草的繁殖鳞茎,其尖硬边缘具有锯齿,形如松果,初夏形成后待水温等条件适宜即开始萌发生长^[14]。本实验所用的菹草石芽为当年芽,2005年5月从南京师范大学月亮湾湖区采集,避光保存。选择芽长为 (3.2 ± 0.3) cm,鲜重为 (0.7995 ± 0.0827) g的石芽种植于盛土的塑料框内(42 cm × 24 cm × 14 cm),每框种植25个石芽,每个实验区放置4框。

1.2 实验场所

在南京师范大学水环境生态修复中试平台,选用4个独立的实验水道(图1),水道长9.4 m,宽1.1 m,实验水深保持在0.7 m。其中一个实验水道水体不添加泥沙,为对照水道;另3个实验水道根据长江下游通江湖泊河流水体的一般浊度范围,通过混沙池调节流速和泥沙含量,使各实验水道水体浊度分别保持在30 NTU、60 NTU、90 NTU左右。实验期间,各水道内水流循环流动,流速约1.5 mm/s。

1.3 泥沙制备

实验用泥沙采自长江镇江段,用孔径100 μm筛网水洗过滤掉100 μm以上的泥沙,滤液静止2 h后,选上层悬浮液作为实验用的悬浮泥沙溶液。

1.4 水质测定

水体 TN 、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 TP 浓度采用 Skalar (荷兰) 水质流动分析仪测定;高锰酸盐指数

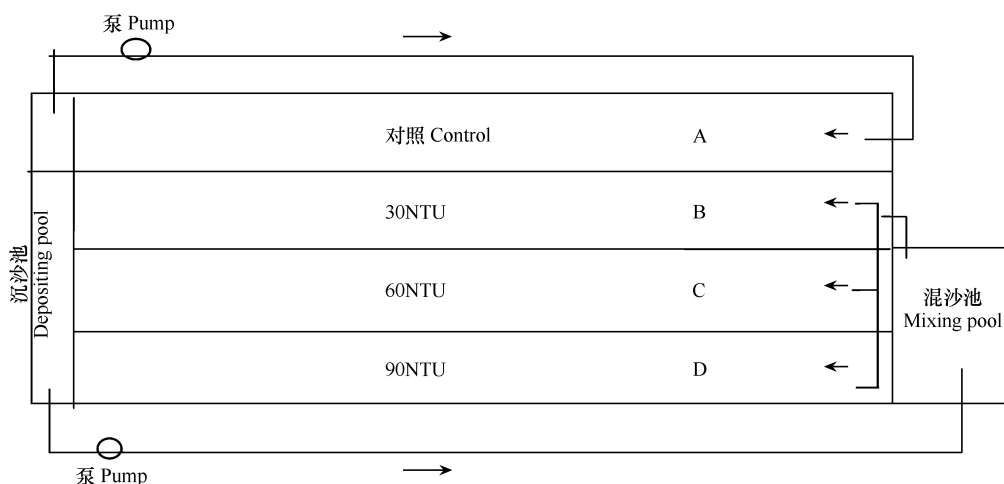


图1 实验水道平面示意图

Fig. 1 Plan of experimental channels

(COD_{Mn})采用高锰酸钾氧化法^[15]测定;水体浊度采用美国 HACH 公司 2100P 浊度仪测定。

1.5 光照强度和温度的测定

采用上海嘉定学联仪表厂的 ZDS-10 型照度计于每天 12:00 测定水面光照强度,并测定水底温度。

1.6 石芽萌发率和生长状况的测定

第 10、23 天时,分别测定各框中菹草石芽的萌发率、萌发苗株高和叶片数,计算平均值。

1.7 叶片叶绿素荧光参数的测定

第 10、23 天时每组随机选择 10 株萌发苗用水下叶绿素荧光仪 DIVING PAM(德国 WALZ 公司)和数据采集软件 wincontrol 进行测定,测定萌发苗顶部伸展叶片的叶绿素荧光参数,所得数值取平均值与对照作比较,并采用 SPSS 11.5 软件包进行差异显著性分析。测定于早晨 7:00~8:00 进行,连体叶片经暗适应 5min 后,打开叶夹,开启检测光($0.15 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$)得到 F_0 ,再由 5 号饱和脉冲光($4000 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 0.8s)测得 F_m 。然后开启 1 号光化光($30 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$)照射 10s,再经饱和脉冲光和检测光测得 F'_m 、 F_t ,按下式计算:

有效荧光产量 $\text{Yield} = (F'_m - F_t)/F'_m$; 光化学淬灭系数 $qP = (F'_m - F_t)/(F'_m - F_0)$;

非光化学淬灭系数 $qN = (F_m - F'_m)/(F_m - F_0)$; 相对光合电子传递速率 $\text{ETR} = \text{Yield} \times \text{PAR} \times 0.84 \times 0.5$ ^[16]。

1.8 快速光响应曲线

第 10 天、23 天时每组随机选择 5 株萌发苗,用水下叶绿素荧光仪(DIVING PAM)测定萌发苗叶片的快速光响应曲线。测定于 7:00~8:00 进行,水面光照强度为(30 ± 1) $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 。连体叶片经暗适应 10s 后,打开叶夹,开启检测光($0.15 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$)得到 F_0 ,再由饱和脉冲光($4000 \mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 0.8s)得到 F_m ;随后,逐渐开启光强度分别为 17、49、104、176、248、342、506 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 和 684 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 的光化光,每个强度的光化光照射 10 s 后,经检测光和饱和脉冲光测得 F_t 、 F'_m ,计算得到 8 个 ETR 值,绘出 ETR 平均值的快速光响应曲线^[17]。

2 结果

2.1 实验期间实验水道的水质、温度和光强的变化

由表 1 可知,在实验期间实验水道和对照水道 TN 、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、TP 和高锰酸盐指数的含量差异不显著($p > 0.05$),环境条件比较一致。根据我国地表水环境标准,实验水道和对照水道的水质达到地表水

类标准。

菹草石芽的适宜萌发温度在 15 ~ 25 之间^[18]。由表 2 可知 ,实验期间水底平均温度为 (20.1 ±0.5) ,各实验组间无显著的差异 ;该水温适宜于菹草石芽的萌发。除第 1、10、19 天和第 20 天外 ,其余天数内光照强度较高 ,正午光照强度的平均值为 (630 ±192) ×10² lx。

表 1 实验期间各实验水道和对照水道的水质情况 (mg/L)

水道 Channels	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN	TP	COD _{Mn}
A	0.016	0.019	0.089	0.582	0.083	5.43
B	0.014	0.015	0.115	0.634	0.067	5.36
C	0.015	0.022	0.082	0.623	0.067	5.37
D	0.016	0.017	0.103	0.619	0.072	5.31

表 2 实验期间正午水底温度和水面上光强

实验天数 Experimental days (d)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
光强 Irradiance density (×10 ² lx)	160	579	790	860	635	741	646	635	244	118	858	829
水温 Water temperature ()	20.1	19.8	19.9	20.0	20.0	20.1	20.1	20.0	19.9	19.8	19.9	20.4
实验天数 Experimental days (d)	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
光强 Irradiance density (×10 ² lx)	783	683	542	316	564	627	69	59	719	620	244	
水温 Water temperature ()	20.3	20.6	20.8	20.8	20.7	20.9	20.4	19.9	19.5	19.4	19.3	

2.2 水体浊度对菹草石芽萌发率的影响

由图 2 可见 ,菹草石芽在浊度为 30NTU、60NTU 和 90NTU 的悬浮泥沙水体中均能萌发。在第 10 天时 ,随着水体浊度的增加 ,光照强度迅速下降 ,萌发率逐渐降低 ;在浊度为 90NTU 的水体中 ,正午水底 70cm 深处的光强仅为水面光强 0.6 % ,但萌发率仍高达 72.2 %。第 23 天时 ,全部石芽均萌发 ,萌发率达到了 100 %。因此 ,在浅 (水深 70 cm) 而混浊的水体中 ,菹草石芽均可以萌发 ,但是水体浊度对萌发速率有一定影响。

2.3 浊度对萌发苗生长的影响

萌发苗的株高和叶片数是萌发苗生长的重要形态学指标 ,由图 3 可见 ,在浊度为 30、60NTU 和 90NTU 的水体中 ,萌发苗的平均株高分别为对照株高的 85.3 %、71.4 %和 54.7 % ;方差分析 ,在 30NTU 的水体中株高与对照相比差异达显著水平 (*p* < 0.05) ,而在 60NTU 和 90NTU 的水体中 ,差异达极显著水平 (*p* < 0.01)。第 23 天时各水道萌发苗株高均有显著增加 ,30、60NTU 和 90NTU 水体中萌发苗的平均株高分别为对照的 94.5 % (*p* > 0.05)、87.3 % (*p* < 0.05)和 86.5 % (*p* < 0.05)。表明水体浊度对萌发苗株高的生长有一定影响 ,但随着萌发苗株高的增长 ,浊度的制约作用逐渐减弱。

由图 4 可见 ,随着水体浊度升高 ,菹草萌发苗叶片数减少 ;第 23d 时 ,90NTU 组菹草萌发苗叶片数为对照的 77.1 % ,表明水体浊度对菹草萌发苗叶的生长有明显的抑制作用。

2.4 水体浊度对萌发苗光合荧光参数的影响

叶绿素荧光参数是评估 PS 状态的指标。有效荧光产量 (Yield) 表示在照光下 PS 的实际光化学效率 ,反映吸收的光子供给 PS 反应中心的效率。由图 5 可见 ,实验第 10 天 ,低浊度试验组 (浊度 30、60NTU) 萌发

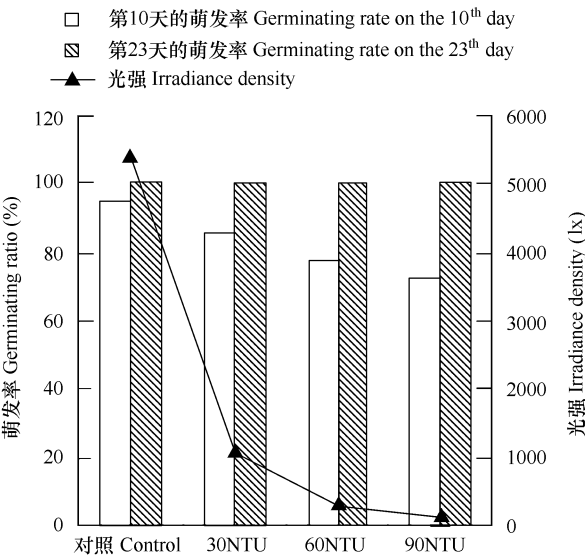


图 2 不同浊度下菹草石芽的萌发率

Fig.2 Germinating ratio of *Potamogeton crispus* ' winter buds in different turbidities

苗叶片 $Yield$ 值与对照组相比较差异不显著,而在高浊度组(90NTU)差异显著($p < 0.05$),表明在短期胁迫条件下,高浊度组对萌发苗实际光化学效率有抑制作用。到第23天时,各试验组萌发苗叶片 $Yield$ 值与对照组相比较均有显著差异($p < 0.05$),尤其是高浊度组与对照差异极显著($p < 0.01$),表明在较长时间胁迫情况下,水体浊度对菹草萌发苗实际光化学效率的抑制作用增大。

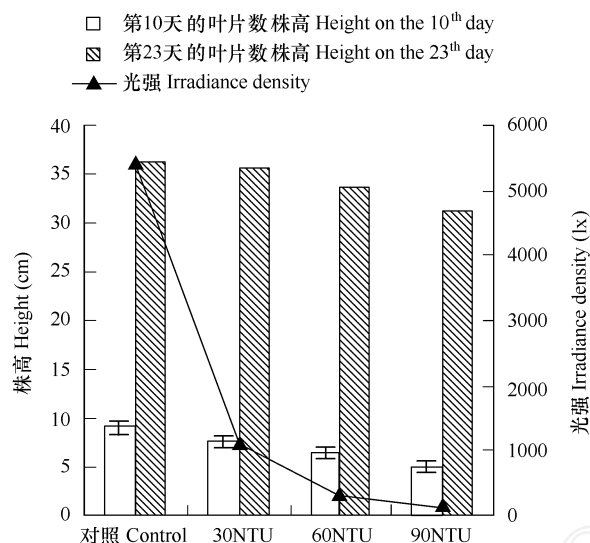


图3 不同浊度下菹草萌发苗的株高

Fig. 3 The seedling height of *Potamogeton crispus* in different turbidities

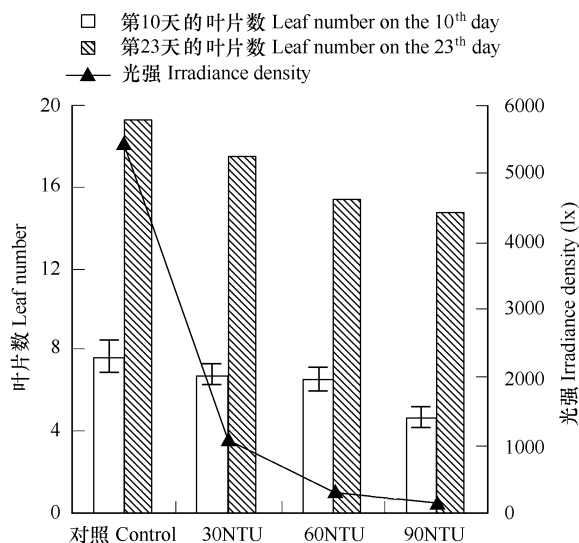


图4 不同浊度下菹草萌发苗的叶片数

Fig. 4 The seedling leaf number of *Potamogeton crispus* in different turbidities

光化学淬灭系数(qP)是PS 天线色素吸收的光能用于光化学电子传递的份额, qP 降低反映PS 中开放的反应中心比例和参与 CO_2 固定的电子减少。由图5可见,在实验第10天时水体浊度对萌发苗叶片 qP 值虽有一定的影响,但影响并不明显。到第23天时,各试验组萌发苗叶片的 qP 分别为对照 qP 值的98.5%、98.4%和91.4%,在90NTU的水体中萌发苗的 qP 值与对照差异显著($p < 0.05$),表明在较长时间胁迫作用下,高浊度水体对萌发苗光化学反应的电子数有明显的影响。

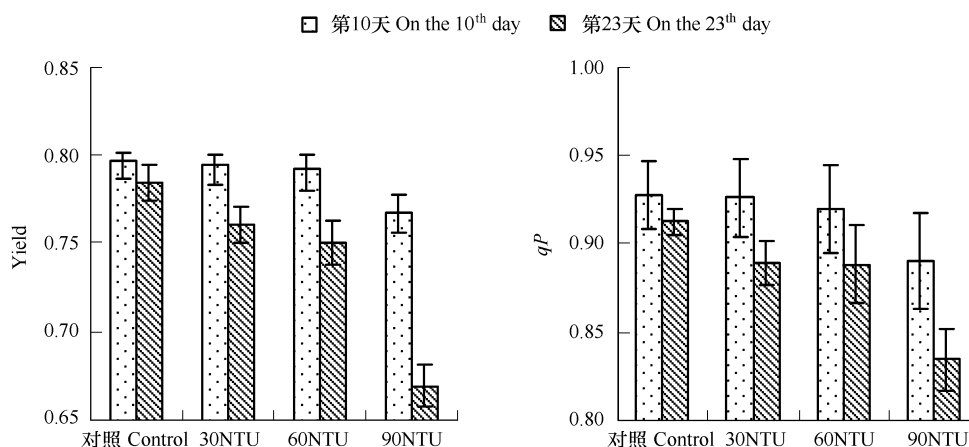


图5 不同浊度下菹草萌发苗的 $Yield$ 和 qP 值

Fig. 5 The $Yield$, and qP of *Potamogeton crispus* seedling in different turbidities

Values are mean $\pm$ SE ($n = 10$), n is number of seedlings

非光化学淬灭系数(qN)反映的是天线色素吸收的光能不能用于电子传递而以热的形式耗散掉的光能部分,而热耗散是植物保护PS 的重要机制。由图6可见,实验第10天,水体浊度对萌发苗叶片 qN 值影响明

显,在 30NTU 水体中达显著水平 ($p < 0.05$),在 60、90NTU 水体中达极显著水平 ($p < 0.01$)。到第 23 天时, qN 值呈明显的减少趋势,植株热耗散降低;各试验组萌发苗与对照相比, qN 差异仍然达极显著水平 ($p < 0.01$)。表明水体浊度影响了萌发苗 PS 对光能的利用;随水体浊度的增加,萌发苗通过增大热耗散以保护其 PS 免受过剩光能的影响。

PS 的相对光合电子传递速率 (ETR) 是反映实际光强下的表观电子传递效率^[19]。 ETR 用于度量光化学反应导致碳固定的电子传递情况,其值由光强、叶片吸收光系数和有效荧光产量计算得到^[20]。如图 6 所示,实验第 10 天,各试验组 ETR 值分别为对照的 95.9 %、92.1 %和 85.6 %,差异不显著;第 23 天时, ETR 值皆有所降低,分别为对照 ETR 值的 93.3 %、88.5 %和 75.8 %,在 90NTU 的水体中萌发苗的 ETR 值与对照差异显著 ($p < 0.05$)。表明在较长时间的胁迫情况下,高浊度水体对菹草萌发苗的光合电子传递效率有明显抑制作用。

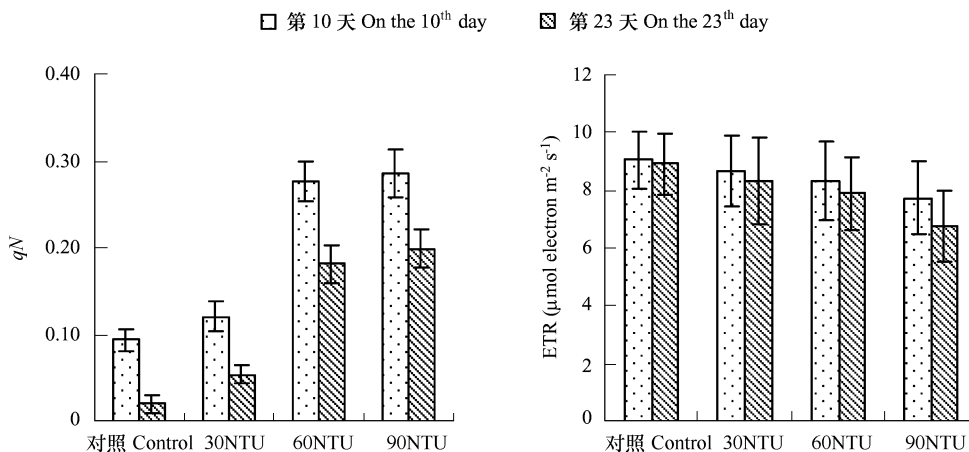


图 6 不同浊度下菹草萌发苗的 qN 和 ETR 值

Fig. 6 The qN and ETR of *Potamogeton crispus* seedling in different turbidities

Values are mean $\pm$ SE ($n = 10$), n is number of seedlings

2.5 水体浊度对萌发苗快速光响应曲线的影响

水体浊度对萌发苗叶片光合机构 PS 的影响,还主要体现在叶片对光的响应能力上。在光响应曲线中,刚开始几分钟光照时间内的曲线变化具有重要的决定意义^[21]。快速光响应曲线 (RLC) 为电子传递速率随光强的变化曲线,测定快速光响应曲线以确定萌发苗叶片的实际光化学效率。由图 7 可知,实验第 10 天,各试验组萌发苗的 ETR_{max} 值明显低于对照, ETR_{max} 的大小顺序为对照 $>$ 30NTU $>$ 60NTU $>$ 90NTU;且萌发苗的饱和光照强度也发生了明显的变化,对照和 30NTU 水体中萌发苗的最小饱和光照强度为 $500 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 60、90NTU 水体中萌发苗的最小饱和光照强度减小,为 $174 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。表明水体浊度导致了萌发苗光响应能力的显著降低。

第 23 天时,随水体浊度增加萌发苗的 ETR_{max} 值逐渐降低,表现出对照 $>$ 30NTU $>$ 60NTU $>$ 90NTU 的趋势;萌发苗的饱和光照强度随浊度的增加也呈下降趋势,对照区萌发苗的最小饱和光照强度为 $500 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,高于 30、60NTU 的 $339 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,以及 90NTU 的 $174 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。特别是在 90NTU 的水体中,光强大于 $174 \mu\text{mol photon m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 时, ETR 迅速下降,光响应能力显著降低,表明在较长时间胁迫作用下,高浊度水体对萌发苗光响应能力的影响显著增大。

3 讨论

本文的研究表明,浊度对菹草石芽萌发率没有明显影响,但对萌发速率有一定影响。简永兴等^[22]研究发现无光环境下菹草石芽的萌发率较有光下的小。实验期间,各实验水道水底的温度约为 (20.1 ± 0.5) ,适宜于菹草石芽的萌发;在各试验组的混浊水体中,第 10 天时萌发率虽显著低于对照,但在第 23 天时石芽均开始

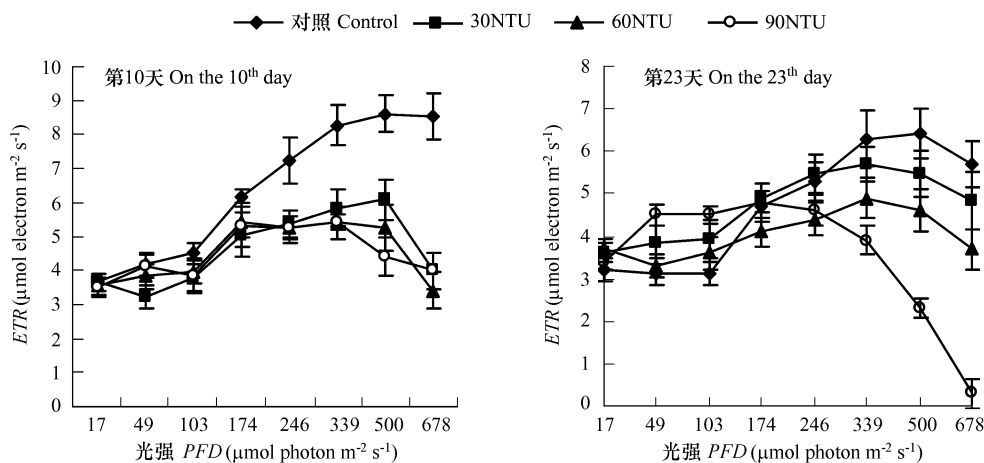


图7 第10 d、23 d时不同浊度下菹草萌发苗的快速光响应曲线

Fig.7 Rapid light curves of *Potamogeton crispus* seedling in different turbidities on the 10th and 23th day

萌发,光照并没有成为石芽萌发的限制因素,这可能与实验所用的石芽个体较大、发育好、差异小有关。

水体浊度对萌发苗的生长发育有一定影响,但随着萌发苗株高的增长,浊度的制约作用逐渐减弱。特别是在90NTU的水体中,第10天时萌发苗的平均株高为4.9 cm,叶片数为4.7,显著低于对照($p < 0.05$);而第23天时,株高约增加了4.2倍,为25.3 cm,叶片数也增加了约2.2倍。虽然生长发育程度仍显著低于对照,但由于所处水位的光照强度约为全光照强度的4.7%(如图8所示),高于其光补偿点所需的光照强度^[3,23],因而浊度对菹草萌发苗生长发育的抑制作用将会降低,并将随着株高的增加而进一步减弱。

水体浊度对萌发苗生长发育的影响还体现在对光合作用的影响上。一方面水体中的悬浮颗粒阻碍光在水体中的穿透,水下光照强度减弱;另一方面悬浮物沉积在叶片表面上后,进一步削减了进行光合作用的光,并可能导致萌发苗与水体间气体交换和营养物质交换的改变^[2],不利于萌发苗光合系统的发育,导致其光合作用能力降低。本文进一步探讨了水体浊度对萌发苗光合系统PS和光合作用能力的影响,结果表明水体浊度使萌发苗的Yield下降,天线色素吸收的光子供给PS反应中心的效率下降,吸收的光能用于光化学电子传递的份额(qP)减少, qN 显著升高,光能更多的以热的形式耗散掉了,以避免光系统PS受到过剩光能的伤害;加之,电子在光合链中的传递速率(ETR)随水体浊度升高显著下降,导致参与 CO_2 固定的电子减少,最终光合作用暗反应所需的能量和还原力减少,光合作用降低。由快速光响应曲线可知,萌发苗 ETR_{max} 和最小饱和光照强度随水体浊度的增加呈下降趋势,光响应能力随水体浊度的增加而显著下降,特别是在90NTU水体中萌发苗的光合作用能力下降显著。

在我国一些通江湖泊及河流中,由于泥沙含量高导致水体透明度低,沉水植物稀少,沿岸主要分布的是芦苇、茭白等挺水植被,水生生态系统单一。在这类混浊水体中恢复、重建沉水植被首先要明确的问题是沉水植物萌发和生长对水体浊度的耐受范围。菹草是冬春季生长的一种沉水植物,本文的研究表明,在浅而混浊的水体中(水深70cm,浊度低于90NTU)菹草石芽均能萌发,但是,水体浊度对萌发苗光合作用、生长速率有一定

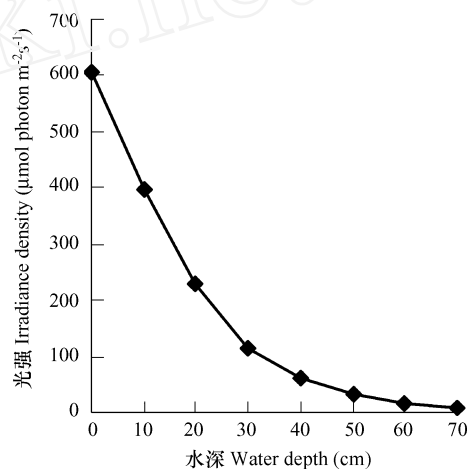


图8 90NTU 水体中不同水深的光照强度

Fig.8 Irradiance density in different water depth in turbid water of 90 NTU

抑制作用;如能适时降低水体浊度或及时地降低水位,有利于菹草萌发苗光合作用和生长发育的正常。当然,关于水体浊度对菹草植株生长发育的影响还需在更长的时间尺度和更大的空间尺度进行研究。

References:

- [1] You W H, Song Y C. Seed germination ecology of three submerged macrophytes in Dianshan Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1995, 6(2): 196 ~ 200.
- [2] Korschgen C E, Green W L, Kenow K P. Effects of irradiance on growth and winter bud production by *Vallisneria Americana* and consequences to its abundance and distribution. *Aquatic Botany*, 1997, 58: 1 ~ 9.
- [3] Su W H, Zhang G F, Zhang Y S, *et al.* The photosynthetic characteristics of five submerged aquatic plants. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2004, 28 (4): 391 ~ 395.
- [4] Ben J L, Tim K, John W R, *et al.* An in situ study of photosynthetic oxygen exchange and electron transport rate in the marine macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Photosynthesis Research*, 2002, 74: 281 ~ 293.
- [5] Schreiber U, Bilger W, Neubauer C. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of *in vivo* photosynthesis. *Ecol Studies*, 1994, 100: 49 ~ 70.
- [6] Franklin L A. The effects of temperature acclimation on the photoinhibitory responses of *Ulva rotundata* Blid. *Planta*, 1994, 192: 324 ~ 331.
- [7] Schreiber U, Schliwa U, Bilger W. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new modulation fluorometer. *Photosynth Res*, 1986, 10: 51 ~ 62.
- [8] Wódala B, Deák Z, Vass I, Erdei L, Horváth F. Nitric oxide modifies photosynthetic electron transport in pea leaves. *Acta Biologica Szegediensis*, 2005, 49: 7 ~ 8.
- [9] Wen X, Gong H, Lu C. Heat stress induces an inhibition of excitation energy transfer from phycobilisomes to photosystem II but not to photosystem I in a cyanobacterium *Spirulina platensis*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2005, 43: 389 ~ 395.
- [10] Takabayashi A, Kishine M, Asada K, Endo T, Sato F. Differential use of two cyclic electron flows around photosystem II for driving CO₂-concentration mechanism in C4 photosynthesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 2005, 102: 16898 ~ 16903.
- [11] Ralph P J, Gademann R. Rapid light curves: A powerful tool to assess photosynthetic activity. *Aquatic Botany*, 2005, 82: 222 ~ 237.
- [12] Takahashi S, Nakamura T, Sakamizu M, vanWoesik R, Yamasaki H. Repair machinery of symbiotic photosynthesis as the primary target of heat stress for reef-building corals. *Plant Cell and Physiology*, 2004, 45: 251 ~ 255.
- [13] Smith J E, Smith C M, Vroom P S, *et al.* Nutrient and growth dynamics of *Halimeda tuna* on Conch Reef, Florida Keys: Possible influence of internal tides on nutrient status and physiology. *Limnology and Oceanography*, 2004, 49: 1923 ~ 1936.
- [14] Lu M D. Freshwater hydrophytes. In: Lu M D. *Hydrophytic Biology of Freshwater*. Suzhou: Suzhou University Press, 2002. 46.
- [15] Qi W Q. General Index of Nutrient Salt and Organic Pollutions. In: Wei F S. *Monitoring and Analytic methods of water and waste water*. Beijing: China Environmental Science Press, 1989. 223 ~ 226.
- [16] Schreiber U, Gademann R, Ralph P J, *et al.* Assessment of photosynthetic performance of *Prochloron* in *Lissoclinum patella* in hospite by chlorophyll fluorescence measurements. *Pl Cell Physiol*, Tokyo, 1997, 38: 945 ~ 951.
- [17] Peter J R, Rolf G. Rapid light curves: A powerful tool to assess photosynthetic activity. *Aquatic Botany*, 2005, 82: 222 ~ 237.
- [18] Rogers K H, Breen C M. Growth and reproduction of *Potamogeton crispus* L. in a South Africa lake. *Ecol*, 1980, (68): 561 ~ 571.
- [19] Zhang S. A Discussion on Chlorophyll Fluorescence Kinetics Parameters and Their Significance. *Chinese Bulletin of Botany*, 1999, 16(4): 444 ~ 448.
- [20] Genty B, Briantais J M, Baker N R. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochim Biophys Acta*, 1989, 990: 87 ~ 92.
- [21] Schreiber U, Gademann R, Ralph P J, *et al.* Assessment of photosynthetic performance of *Prochloron* in *Lissoclinum patella* in hospite by chlorophyll fluorescence measurements. *Pl Cell Physiol*, Tokyo, 1997, 38: 945 ~ 951.
- [22] Jian Y X, Wang J P, Hen G Q, *et al.* Effects of water-depth gradients, matrices, light and removal of plantlets on germination of turions of *Potamogeton crispus* L. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2001, 25 (3): 224 ~ 229.
- [23] Su R L, Li W. Advances in Research on Photosynthesis of Submerged Macrophytes. *Chinese Bulletin of Botany*, 2005, 22(J): 128 ~ 138.

参考文献:

- [1] 由文辉, 宋永昌. 淀山湖 3 种沉水植物的种子萌发生态. *应用生态学报*, 1995, 6(2): 196 ~ 200.
- [3] 苏文华, 张光飞, 张云孙, 等. 5 种沉水植物的光合特征. *水生生物学报*, 2004, 28(4): 391 ~ 395.
- [14] 卢敏德. 淡水生物. 见: 卢敏德主编. *淡水生物学*. 苏州: 苏州大学出版社, 2002. 46.
- [15] 齐文启主编. 营养盐及有机污染综合指标. 见: 魏复盛. *水和废水监测分析方法* (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 223 ~ 226.
- [19] 张守仁. 叶绿素荧光动力学参数意义及讨论. *植物学通报*, 1999, 16(4): 444 ~ 448.
- [22] 简永兴, 王建波, 何国庆, 等. 水深、基质、光和去苗对菹草石芽萌发的影响. *水生生物学报*, 2001, 25 (3): 224 ~ 229.
- [23] 苏睿丽, 李伟. 沉水植物光合作用的特点与研究进展. *植物学通报*, 2005, 22(J): 128 ~ 138.