

文章编号: 1004-8227(2009)05-0482-07

底泥厌氧环境和光照对菹草 萌发和幼苗生理的影响

吴娟^{1,2}, 成水平¹, 吴振斌^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 湖北 武汉 430072; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 通过向底泥中投加不同量的蔗糖使其发生厌氧反应以模拟不同程度的底泥厌氧环境, 研究这种环境和光照强度对菹草石芽萌发和幼苗生理作用的影响。实验结果表明, 底泥厌氧环境能显著降低菹草石芽的最终萌发率, 且低光照会加剧这种趋势; 尽管低光照不一定会提高最终的萌发率, 但对提早石芽的萌发是有利的。在 0.1% 蔗糖投加处理中, 幼苗的叶绿素和可溶性蛋白含量最高(平均为 2.50 和 19.28 mg/g FW), 其后随投加量的升高而降低, 而游离氨基酸的含量却一直呈上升趋势, 最高时达到 0.24 mg/g FW, 但低光照却使它下降; 可溶性糖含量基本不受底泥厌氧水平的影响, 但随着光照减少而降低。随着厌氧水平的增加(从对照到 0.5% 蔗糖投加量), 菹草的超氧化物歧化酶(SOD)活性呈现上升趋势, 但在 1.0% 蔗糖投加处理中活性降至最低; 而过氧化物酶(POD)活性一直处于下降趋势。研究结论是: 底泥厌氧对菹草石芽萌发影响显著, 这种影响可能比低光照的限制作用还要重要。轻度的厌氧环境反而能促进菹草幼苗的生理代谢, 但随厌氧水平的升高对碳氮平衡和其它生理活动产生不利影响。此外, 底泥厌氧环境对菹草幼苗的抗氧化系统也有明显刺激作用。

关键词: 底泥厌氧环境; 光照; 菹草; 石芽萌发; 生理

文献标识码: A

在湖泊、河流的生态修复和重建工程中, 沉水植物的恢复是水体从藻型水体向草型水体转变的关键^[1,2], 但是富营养化湖泊中常见的高营养、低光照等不利条件往往成为植被恢复的限制因子。目前国内很多研究者致力于沉水植被恢复的研究, 热点集中在水体理化性质、光照、水位波动、底质类型、动物牧食等因子对水生植物生长生理的影响^[3~5], 一般认为低光照是引起沉水植物大面积衰亡和难于恢复的主要原因^[6,7]。除此之外, 随着湖泊有机污染负荷的增加, 底泥中有机质积累也达到了十分惊人的水平, 这些有机物的分解会迅速耗竭间隙水中的溶解氧, 使底泥氧化还原电位下降而呈厌氧状态, 同时有机质厌氧分解产生的有机酸、硫化物、氨氮等积累对沉水植物根系生长极为不利^[8]; 而且因 pH 和 Eh 下降而产生的一系列理化性质的变化, 使得底泥中重金属和营养盐大量释放^[9,10], 生物可利用性增加, 也会对植物生长造成直接或间接的伤害。目前

国内研究底泥厌氧对沉水植物影响的很少, 国外的实验室研究是采用向底泥投加一定量有机物来模拟厌氧环境, 其特点是投加后会引发一系列物理、化学和生物特性的变化, 对沉水植物的影响也将是综合性的, 比较接近于野外实验条件。如 Terrados 等(1999 年)向海洋底泥中投加蔗糖以模拟还原环境, 研究底质还原条件对大叶藻(*Zostera marina*)生长密度和生物量的影响, 结果表明底质的厌氧环境限制了大叶藻的生长, 甚至使其腐烂死亡^[8]; Holmer 等(2005 年)发现向底泥中添加蔗糖使大叶藻组织中积累大量硫元素, 这与底泥中硫酸盐被还原并被植物大量吸收有关^[11]; 而 Goodman 等(1995 年)则是直接把硫化物投加到底泥中以研究底泥硫化物和光照对大叶藻光合作用的影响^[12]。

菹草(*Potamogeton crispus* L.) 为眼子菜科多年生沉水草本植物, 分布广泛, 是我国很多湖沼、池塘水体的优势种, 在自然环境中菹草主要依靠植株

收稿日期: 2008-04-17; 修回日期: 2008-06-14

基金项目: 国家杰出青年科学基金资助项目(39925007); 国家重大科技专项(2002AA60121)

作者简介: 吴娟(1981~), 女, 湖北省宜昌人, 博士研究生, 主要从事水生植物生理生态学研究。E-mail: wujuan@ihb.ac.cn

* 通讯作者 E-mail: wuzb@ihb.ac.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

顶端的繁殖鳞茎——石芽(又叫休眠芽、芽苞、殖芽等)进行繁殖^[13]。在大面积的沉水植被恢复重建中,菹草石芽常在春季被采集起来用于次年的撒播种植。关于底泥的厌氧环境对菹草石芽的萌发和苗期生长影响的研究国内极少。另外,富营养化水体较低的透明度,使低光照可能成为菹草在萌发期和苗期的限制因素^[14]。研究这两大因素对菹草石芽萌发和苗期生长的影响,对菹草在富营养化湖泊中的消亡机制研究以及湖泊植被恢复实践有重要意义。

1 材料和方法

1.1 实验材料的采集和处理

实验用菹草石芽和底泥均采自武汉市典型富营养化湖泊月湖(30°33'N, 114°15'E)。底泥主要采集自湖底表层约30 cm,厌氧状况严重,含水率约为85%左右。底泥运回实验室后与黏性黄土以1:1比例混匀,以中和其过强的厌氧状态,再加入自来水浸泡15 d左右后过2 mm筛,以去除底泥中的较大的砾石和杂质,静置并除去过多上覆水,最后处理好的底泥含水率约为65%~70%,有机质含量>4% DW,总氮含量为 7.23 ± 0.56 mg/g DW,总磷含量为 2.01 ± 0.34 mg/g DW。石芽以5月中旬时采收,选择大小均一,腋芽数一致的石芽避光保存在实验室自来水中,作为实验材料。

1.2 实验方法

9月中旬,向水平放置的25 cm × 25 cm × 35 cm玻璃缸中加入30 mL含有不同蔗糖浓度的1%热琼脂溶液,待琼脂溶液完全冷却凝固后在其上平铺5 cm厚准备好的底泥。最终各个厌氧处理的底泥中含蔗糖量分别为0%(即对照)、0.1%、0.5%和1%(以底泥质量百分比计算)。铺好底泥后每缸均匀播入20颗石芽。沿缸壁缓缓加入1:1的湖水和自来水,尽量避免扰动底泥。本实验设计了3个不同的光照水平,不同的光照水平用不同层数的纱布遮盖玻璃缸来模拟,分别为50%自然光照,10%自然光照和1%自然光照。所有玻璃缸置于实验室朝阳窗台上一字摆开,由自然光提供光照。4个不同底泥厌氧水平×3个光照水平,共12个处理,每个处理设3个平行。同时每个厌氧处理设一个不种石芽的空白底泥对照。试验期间每隔1或2 d测定1次正午水体光照和温度,50%自然光照强度平均为4 987 lx,10%为1 097 lx,1%自然光照强度为124 lx,各个处理间温度相差不大,平均为17.7℃;每5 d测定

1次深度2 cm处空白底泥的氧化还原电位(Eh)和pH,用于检测投加蔗糖对底泥理化性质产生的影响。Eh和pH分别用电极插入底泥中测定。在实验进行到第10天后开始每隔5 d观察石芽的萌发情况,记录发芽率、植株的分枝数、叶片数等;在第28天时,采集各处理菹草植株约2.0 g左右,用自来水冲洗干净并用蒸馏水润洗后冰冻于-20℃冰箱并尽快测定各生物指标。这些指标包括:叶绿素(Chl a和Chl b)、可溶性蛋白(Pr)、可溶性糖(SC)、游离氨基酸(FAA)、过氧化物酶(POD)、超氧化物歧化酶(SOD)。

叶绿素的测定方法是取植物冰冻样0.1 g,共3份,用95%乙醇15 mL在40℃暗培养箱中浸提24 h后分别在645、663 nm波长下比色,叶绿素含量用公式($Chl\ a = 12\ 72A_{663} - 2\ 59A_{645}$, $Chl\ b = 22\ 88A_{645} - 4\ 67A_{663}$, $Chl\ t = Chl\ a + Chl\ b$)计算^[15];剩下的植物样冰冻干燥并研磨成粉末,取0.5 g用5 mL 80%乙醇在60℃提取10 min,经15 000 g离心10 min后取上清液用于测定Pr、SC和FAA。Pr测定采用考马斯亮蓝法^[16],SC和FAA测定采用蒽酮法和茚三酮法^[17,18],SOD的测定采用四氮硝基唑兰(NBT)还原抑制法^[19],其中1个单位的SOD活性为50%抑制NBT光还原显色所需的酶量,POD采用愈创木酚法^[20]。

投加蔗糖对底泥理化性质产生的影响用SPSS统计软件的One-way ANOVA进行方差分析,底泥厌氧和光照对菹草石芽萌发率和幼苗生理作用的影响用Two-way ANOVA进行检验,二者的交互作用也做了相关分析,显著度均定为0.05。

2 结果与分析

2.1 投加蔗糖对底泥理化性质的影响

由图1可知,随着蔗糖投加量的增加,底泥的Eh和pH显著下降,在最大投加量1.0%处理中,Eh和pH平均值最低达到了-170 mV和5.31,相比对照降低幅度为212%和24%。图中数据显示,不同蔗糖投加量对底泥Eh和pH产生的效果显著不同,说明投加蔗糖可以作为一种较好的模拟底泥厌氧环境的方法。

2.2 底泥厌氧环境与不同光照对石芽萌发的影响

由图2可知,在50%和10%两个光照条件下,底泥的各个厌氧环境处理之间石芽的萌发率差异显著($p < 0.01$)。随着底泥厌氧程度的提高,石芽萌

发率降低, 到实验进行的第 25 天时, 2 个光照水平下对照中的石芽萌发率分别达到了 65% 和 70%, 而厌氧程度最强的处理中萌发率只有 11% 和 22%, 说明底泥厌氧状况显著影响了石芽的萌发。在 1% 光照条件下, 0.1%、0.5% 和 1% 三个厌氧处理之间石芽萌发率随时间的变化没有呈现出明显差异, 且

0.1% 和 0.5% 厌氧处理中萌发率在第 25 天时趋于一致(50%), 但都比对照低。总体来看, 除了对照, 1% 光照条件下石芽的萌发要早于其他较高的光照水平, 在实验第 10 天时, 1% 光照条件下 3 个厌氧处理中石芽萌发率达到了 35%、33% 和 33%, 显著高于同时期较强光照下的萌发率。

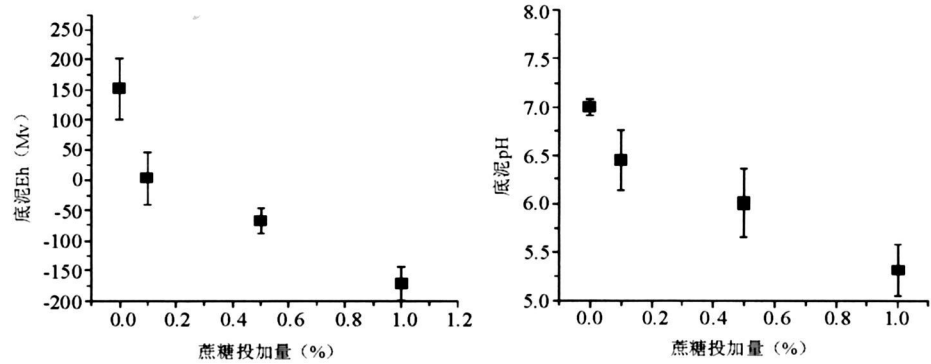


图 1 蔗糖投加量与底泥氧化还原电位(Eh)和 pH 的关系

Fig. 1 Relationship Between Sucrose Addition and Sediment Eh and pH

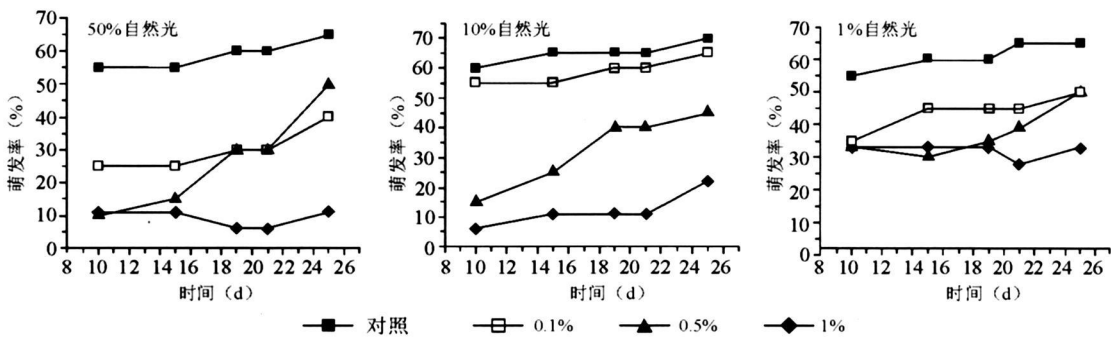


图 2 3 个光照条件下底泥不同厌氧处理对石芽萌发率的影响

Fig. 2 Effects of Sediment Anoxia and Light on Germination Rate of Turions

2.3 对菹草苗期叶绿素含量的影响

0.1% 蔗糖投加量的厌氧处理中菹草的叶绿素总量显著高于其它厌氧水平($p < 0.01$), 它的各光

照 Chl-t 分别达到 2.75、1.74 和 3.01 mg/g FW(图 3)。但以后更严重的厌氧状况就对植物生长产生不利影响, 1% 厌氧处理中叶绿素含量最低, 且各个光

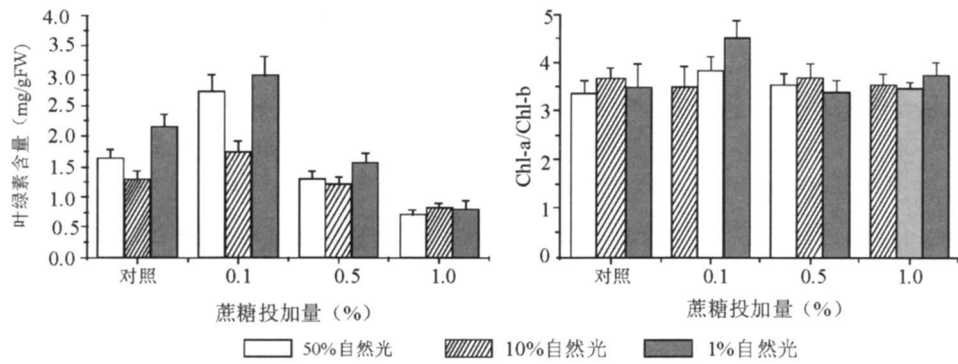


图 3 底泥厌氧环境和光照对菹草叶绿素的影响

Fig. 3 Effects of Sediment Anoxia and Light on Chl-t of *Potamogeton crispus*

照的含量都差不多。总体来看,除 1.0% 的厌氧处理外,其他处理中 10% 光照的叶绿素含量都低于其它光照水平。除了 0.1% 厌氧处理 1% 光照时 $Chl\text{-}a/Chl\text{-}b$ 比值稍高外,其他各处理 $Chl\text{-}a/Chl\text{-}b$ 值均无明显差异。

2.4 对菹草苗期碳氮代谢的影响

植物组织中 Pr、FAA 和 SC 含量的变化可以显示出植物体内碳氮平衡的变化情况。从图 4 可以看出,0.1% 的厌氧处理中植物 Pr 含量最高,分别达到了 20.23、18.33 和 19.27 mg/g FW,其后就随着厌

氧水平的提高而下降,使得 Pr 含量和厌氧水平的关系曲线呈现出“拱形”,这与叶绿素含量的变化趋势一致。植物的 SC 含量随着底泥厌氧状况的加强没有呈现出明显的变化趋势(平均值为 5.77~6.77mg/g FW),但是却随光照水平的下降而显著降低(3 个光照水平 SC 平均值为 7.36、6.24 和 5.19 mg/g FW),FAA 含量呈现上升趋势,在 1.0% 厌氧处理中达到 0.24、0.19 和 0.17 mg/g FW;而低光照使得游离氨基酸水平降低。

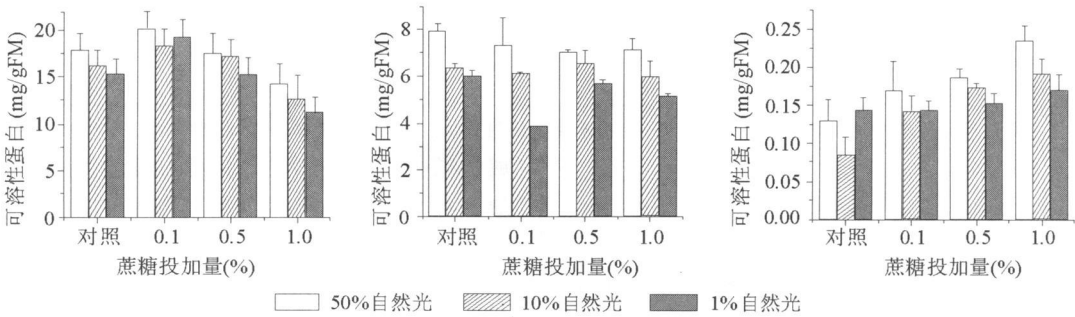


图 4 底泥厌氧水平和光照对菹草可溶性蛋白、可溶性糖和游离氨基酸的影响

Fig.4 Effects of Sediment Anoxia and Light on Protein,SC and FAA Content of *Potamogeton crispus*

2.5 对菹草苗期抗氧化酶活性的影响

在所有光照强度下,随着底泥厌氧水平的提高,菹草幼苗的 SOD 活性先升高后降低,在 0.5% 蔗糖投加量时达到最高时的 1.12、0.90 和 0.76U/mg FW,随后下降至 0.58、0.13 和 0.60 U/mg FW(图 5)。但对于 POD 来说,随着厌氧水平的提高,活性由对照中最高 5.03、3.54 和 4.63U/mg FW 下降

到 0.5% 厌氧处理中的 1.83、1.74 和 1.82 U/mg FW,在 1.0% 厌氧处理中稍有回升。随着光照水平的下降,所有厌氧处理中的 SOD 活性呈下降趋势。在对照和 0.1% 厌氧处理中 10% 光照水平下 POD 活性明显低于其他的两个光照水平的活性 ($p < 0.01$),而 0.5% 和 1.0% 厌氧处理中各个光照水平的活性差异不显著。

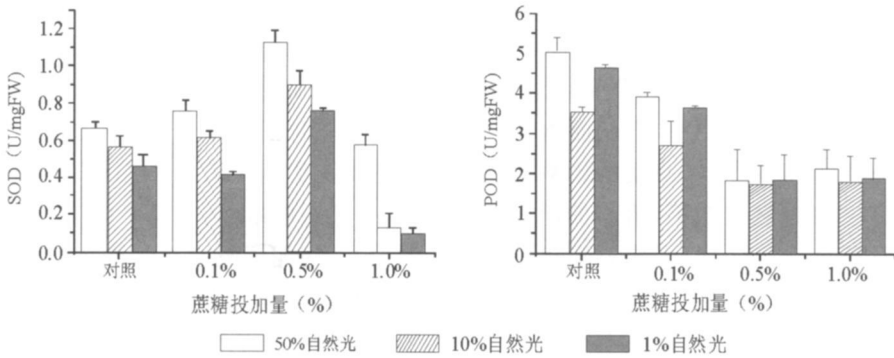


图 5 底泥厌氧水平和光照对菹草抗氧化酶活性的影响

Fig.5 Effects of Sediment Anoxia and Light on Antioxidative Enzymes of *Potamogeton crispus*

从表 1 统计结果可知,整体来说,底泥厌氧状况对石芽萌发和生理的影响是显著的,而且对于萌发率、Chlt、Pr、FAA、SOD 和 POD 的影响要大于光照

对它们的影响。而只有在石芽萌发率和叶绿素总量这 2 个指标上,这 2 个因子才表现出明显的交互作用。

表 1 投加蔗糖对底泥理化性质影响的方差分析结果以及底泥厌氧和光照对菹草石芽萌发和
其它生理指标影响的双因子方差分析结果

Tab.1 Summary of One way ANOVAs for Sediment Characters, and Two way ANOVAs for
Turion Germination and Other Physiological Characters of *Potamogeton crispus*

指 标	底泥厌氧水平 <i>p</i> (%)	光照 <i>p</i> (%)	底泥厌氧×光照 <i>p</i> (%)
底泥 Eh	< 0.001 ^a	—	—
底泥 pH	< 0.001	—	—
石芽萌发率(%)	< 0.001 (13%) ^b	0.001 (1%)	0.014 (1%)
Chlt	< 0.001 (13%)	< 0.001 (2%)	< 0.001 (2%)
叶绿素 a/b	ns ^c (0%)	ns (0%)	ns (0%)
可溶性蛋白	< 0.001 (2%)	0.003 (0%)	ns (0%)
可溶性糖	ns (0%)	< 0.001 (1%)	ns(0%)
游离氨基酸	< 0.001(6%)	< 0.001 (1%)	ns (0%)
超氧化物歧化酶	< 0.001(8%)	< 0.001(5%)	ns(0%)
过氧化物酶	< 0.001(17%)	0.002(3%)	ns (0%)

注: a. 加粗字体表示差异呈显著性($p < 0.05$); b. 括号里的百分数表示实验因子对总方差的贡献率; c. “ns”表示没有显著性差异。

3 讨论

在沉水植被恢复的限制因子中, 湖泊的底质状况越来越受到关注。富营养湖泊底泥积累的有机物分解往往会消耗大量的溶解氧使底泥呈厌氧状态, 使其氧化还原电位下降, 使底泥处于厌氧状况, 同时还有一系列对植物生长和代谢的有害的物质产生(如硫化氢、有机酸、过量氨氮等), 直接危害到植物的生长和代谢^[20]。有研究表明, 富营养湖泊底泥中产生的乙酸对菹草萌发不利^[21], 这也可能是厌氧性底泥限制沉水植被恢复的一大机制。在关于菹草恢复的研究中, 低光照往往被认为是限制其生长扩展的最大限制因素。如简永兴发现水深与石芽萌发率之间存在显著的线性负相关, 并且无光环境下菹草石芽的萌发率较有光下小^[22]。张兰芳也认为降低水体光照水平的悬浮物显著减少了菹草生物量, 是重建沉水植物的重要限制因子之一^[23]。而本研究的结果表明, 底泥厌氧环境对菹草萌发的影响要比低光照显著, 而且在 1% 自然光照下, 菹草的萌发要比强光照下的萌发稍早, 最后的萌发率差别也并不是太大。高健用充氮气和空气的蒸馏水(无底泥)模拟厌氧和氧饱和条件, 研究石芽萌发情况时发现, 厌氧条件下萌发率和单个冬芽出芽的数目较高, 且幼苗生长速度较快^[24], 这与本试验结果看似不一致, 但是却说明为纯氧缺乏并不是限制石芽萌发和生长的机制, 而底泥厌氧发酵过程中产生有毒有害物质才是主要限制因素。

一般来说, 外界胁迫环境会影响蛋白合成, 导致植株体内可溶性蛋白的分解, 可溶性糖提供蛋白合

成的碳架, 逆境条件下碳架的过量消耗和蛋白的分解往往导致植株体内游离氨基酸的积累。底泥厌氧环境也对沉水植物生理和碳氮代谢产生不利影响, 但有些研究表明, 较低的底泥厌氧水平有利于底泥中营养元素生物可利用性的提高^[25], 促进有根沉水植物的生理代谢, 这可能是本试验 0.1% 厌氧处理中蛋白质含量较高、使叶绿素和蛋白含量都呈现“拱形”的原因。Clarke 和 Baldwin 也曾经发现 2 种沉水植物的生长与底泥间隙水中氨氮含量有类似的“拱形”曲线关系。植物的 SC 含量随着底泥厌氧状况的加强没有呈现出明显的变化趋势, 但是却随光照水平的下降而显著降低, 说明厌氧底泥对菹草幼苗碳水化合物合成的影响不大, 而光照可能是其主要限制因子。随厌氧水平的升高, FAA 含量呈现上升趋势, 可以解释为植物受到底泥厌氧胁迫而产生的一种应激反映, 同时也可能是由于底泥氮素可利用性的增加导致植物氮素代谢过剩而引起的^[27]。通过对植物组织中 3 个指标的分析可以说明, 底泥厌氧状况影响了菹草幼苗蛋白合成或者使其分解, FAA 得到积累, 而对 SC 而言, 光照才是主要的限制因子, 底泥厌氧水平并没有使其有太大变化, 但是影响了氮代谢的进行。

植物的抗氧化酶系统在植物遭到环境污染的胁迫会清除过量的自由基, 以减轻环境污染物带来的氧胁迫和伤害。POD 和 SOD 作为抗氧化体系的主要酶类, 在菹草幼苗遭到厌氧性底泥和低光照的双重胁迫时, 可以灵敏的指示植物受伤害的程度。SOD 的变化趋势表明底泥厌氧条件过强(1.0% 蔗糖投加量)会破坏这种酶的形成机制, 使 SOD 活性下降; 但是光照会使 SOD 应激反应得到加强, 使得

其活性随光照的加强而上升。POD 的反应同 SOD 不同, 随着底泥厌氧水平的提高而呈现下降趋势, 可能是因为 POD 对厌氧环境的反应较 SOD 更灵敏, 而且更易受到破坏, 所以当厌氧状况(> 0 1% 投加量处理) 一旦超过其忍受的范围即失去作用; 而在 10% 光照时 POD 活性最低, 表明过高和过低的光照都对其有胁迫作用。

4 结 论

底泥的厌氧环境使菹草石芽萌发率下降, 这种影响可能比低光照的限制作用还要强烈; 在低光照下, 这种降低的趋势可能被加剧。因为营养元素生物可利用性的增加, 轻度的厌氧环境反而能促进菹草幼苗的生理代谢, 但随厌氧水平的升高而对碳氮平衡产生不利影响。此外, 底泥厌氧环境对菹草幼苗的抗氧化系统也有明显刺激作用。

致谢 河南师范大学马剑敏教授对论文撰写提供指导, 左进城、吴灵琼等在实验过程中提供了帮助, 特此感谢。

参考文献:

[1] 邱东茹, 吴振斌. 富营养化浅水湖泊沉水水生植被的衰退与恢复[J]. 湖泊科学, 1997, 9(1): 82~ 88.

[2] 李文朝. 浅型富营养湖泊的生态恢复——五里湖水生植被重建实验[J]. 湖泊科学, 1996, 8(增刊): 1~ 10.

[3] 任 南, 严国安, 马剑敏, 等. 环境因子对东湖几种沉水植物生理的影响研究[J]. 武汉大学学报(自然科学版), 1996, 42(2): 213~ 218.

[4] LAU RIDSED T L, JEPPESEN E, ANDERSEN F O. Colonization of submerged macrophytes in shallow fish manipulated Lake Vaeng: impact of sediment composition and waterfowl grazing[J]. Aquat Bot, 1993, 46(1): 1~ 15.

[5] IRFANULLAH H M, MOSS B. Factors influencing the return of submerged plants to a clear water, shallow temperate lake[J]. Aquat Bot, 2004, 80(3): 177~ 191.

[6] TERRADOS J, DU ARTE C M, KAMP-NIELSEN L. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? [J]. Aquat Bot, 1999, 65: 175~ 197.

[7] CIZKOVA H, BRIX H, KOPECKY J. Organic acids in the sediments of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations[J]. Aquat Bot, 1999, 64(3): 303~ 315.

[8] THAMDRUP B, DALSGAARD T. The fate of ammonium in

anoxic manganese oxide-rich marine sediment[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2000, 64(24): 4 157~ 4 164.

[9] HOLMER M, FREDERIKSEN M S, MOLLEGAARD H. Sulfur accumulation in eelgrass (*Zostera marina*) and effects of sulfur on eelgrass growth[J]. Aquat Bot, 2005, 81(4): 367~ 379.

[10] GOODMAN J L, MOORE K A, DENNISON W C. Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon[J]. Aquat Bot, 1995, 50(1): 37~ 47.

[11] 曾宪锋, 邱贺媛. 菹草石芽的初步研究[J]. 生物学杂志, 1996, 13(1): 28~ 28.

[12] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 134~ 137.

[13] BRADFORD M M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein using the principle of protein dye-binding[J]. Anal Biochem, 1976, 72(5): 248~ 254.

[14] YEMM E W, WILLIS A J. The estimation of carbohydrates in plant extracts by anthrone[J]. Biochem, 1954, 57(3): 508~ 514.

[15] YEMM E W, COCKING E C. The determination of amino acids with ninhydrin[J]. Analyst, 1955, 80: 209~ 213.

[16] BAYE W F, FRIDOVICH J L. Assaying for superoxide dismutase activity: some large consequences of minor changes in conditions[J]. Anal Biochem, 1987, 161(2): 559~ 566.

[17] HOLMER M, BONDGAARD E J. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events[J]. Aquat Bot, 2001, 70(1): 29~ 38.

[18] 左进城, 贺 峰, 成水平, 等. 富营养底质对沉水植物的胁迫研究 I. 乙酸对伊乐藻和菹草萌发与幼苗生长的影响[J]. 武汉植物学研究, 2006, 24(5): 424~ 428.

[19] 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[J]. 水生生物学报, 2001, 25(3): 224~ 229.

[20] 张兰芳, 朱 伟, 操家顺, 等. 污染水体中悬浮物对菹草(*Potamogeton crispus*)生长的影响[J]. 湖泊科学, 2006, 18(1): 73~ 78.

[21] 高 健, 罗 青, 李 刚, 等. 溶氧、温度、氮和磷对菹草(*Potamogeton crispus* L.) 冬芽萌发及生长的影响[J]. 武汉大学学报(理学版), 2005, 51(4): 511~ 516.

[22] NIL Y. Stress of fertile sediment on the growth of submersed macrophytes in eutrophic waters[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2001, 25(4): 399~ 404.

[23] CLARKE E, BALDWIN H A. Responses of wetland plants to ammonia and water level[J]. Ecol Eng, 2002, 18(3): 257~ 264.

[24] 曹 特. 氨态氮富集对水生高等植物生化、生长和竞争胁迫研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2006: 29~ 32.

EFFECTS OF ANOXIC SEDIMENT AND LIGHT ON TURION GERMINATION AND SPROUT PHYSIOLOGY OF *POTAMOGETON CRISPUS* L.

WU Juan^{1,2}, CHENG Shu+ping¹, WU Zhen-bin¹

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China;

2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The effects of anoxic sediment condition and light intensity on turion germination and sprout physiology of *Potamogeton crispus* L. were studied. The anoxic condition of sediment was simulated by adding sucrose into sediment to stimulate the anaerobic mineralization of organic matters. The results showed that sediment anoxic condition reduced the accumulated turion germination rate of *Potamogeton crispus* L., low light intensity can enhance the inhibitory effect. However, low light intensity was favorable for predating the turion germination. Total chlorophyll (Chl) and soluble protein(Pr) content of the sprouts increased up to the maximum(mean 2.50 and 19.28mg/g FW) in the 0.1% addition treatment and then decreased with the increasing sediment anoxia, whereas the free amino acid(FAA) increased with the anoxic level(up to 0.24 mg/g FW in the 1.0% addition treatment). However, low light intensity reduced the FAA content. The sediment anoxia had no significant effect on soluble carbohydrate(SC) content which whereas decreased with light intensity. The superoxide dismutase(SOD) activity increased with the sediment anoxia(in the control, 0.1% and 0.5% addition treatments) then decreased down to the minimum in the 1.0% addition treatment. The peroxidases(POD) activity was kept declining with the anoxic level. It was concluded that the turion germination of *P. crispus* can be affected significantly by the sediment anoxia and the effects may be more important than that of the low light intensity. Slight sediment anoxia is favorable for physiology of the sprouts, but more severe sediment anoxia press the carbon/nitrogen balance and other physiological activities. Moreover, sediment anoxia and light intensity have significant influences on the antioxidative enzymes of the sprouts.

Key words: sediment anoxia; light availability; *Potamogeton crispus* L.; turion germination; physiology