

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica



第32卷 第1期 Vol.32 No.1 **2012**

中国生态学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 32 卷 第 1 期

2012 年 1 月 (半月刊)

目 次

局域种群的 Allee 效应和集合种群的同步性	刘志广, 赵雪, 张丰盘, 等 (1)
叶片毛尖对齿肋赤藓结皮凝结水形成及蒸发的影响	陶冶, 张元明 (7)
长江口锋面附近咸淡水混合对浮游植物生长影响的现场培养	王奎, 陈建芳, 李宏亮, 等 (17)
河流流量对流域下垫面特性的响应	田迪, 李叙勇, Donald E. Weller (27)
中国中东部平原亚热带湿润区湖泊营养物生态分区	柯新利, 刘曼, 邓祥征 (38)
基于氮磷比解析太湖苕溪水体营养现状及应对策略	聂泽宇, 梁新强, 邢波, 等 (48)
滇池外海蓝藻水华爆发反演及规律探讨	盛虎, 郭怀成, 刘慧, 等 (56)
采伐干扰对华北落叶松细根生物量空间异质性的影响	杨秀云, 韩有志, 张芸香, 等 (64)
松嫩草原榆树疏林对不同干扰的响应	刘利, 王赫, 林长存, 等 (74)
天山北坡不同海拔梯度山地草原生态系统地上净初级生产力对气候变化及放牧的响应	周德成, 罗格平, 韩其飞, 等 (81)
草原化荒漠草本植物对人工施加磷素的响应	苏洁琼, 李新荣, 冯丽, 等 (93)
自然和人工管理驱动下盐城海滨湿地景观格局演变特征与空间差异	张华兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等 (101)
晋、陕、宁、蒙柠条锦鸡儿群落物种多样性对放牧干扰和气象因子的响应	周伶, 上官铁梁, 郭东罡, 等 (111)
华南地区 6 种阔叶幼苗叶片形态特征的季节变化	薛立, 张柔, 奚如春, 等 (123)
河西走廊不同红砂天然群体种子活性相关性	苏世平, 李毅, 种培芳 (135)
江西中南部红壤丘陵区主要造林树种碳固定估算	吴丹, 邵全琴, 李佳, 等 (142)
酸雨和采食模拟胁迫下克隆整合对空心莲子草生长的影响	郭伟, 李钧敏, 胡正华 (151)
棉铃虫在 4 个辣椒品种上的寄主适合度	贾月丽, 程晓东, 蔡永萍, 等 (159)
烟草叶面积指数的高光谱估算模型	张正杨, 马新明, 贾方方, 等 (168)
不同作物田烟粉虱发生的时空动态	崔洪莹, 戈峰 (176)
长期施肥对稻田土壤固碳功能菌群落结构和数量的影响	袁红朝, 秦红灵, 刘守龙, 等 (183)
新银合欢篱对紫色土坡地土壤有机碳固持的作用	郭甜, 何丙辉, 蒋先军, 等 (190)
一株产漆酶土壤真菌 F-5 的分离及土壤修复潜力	茆婷, 潘澄, 徐婷婷, 等 (198)
木论喀斯特自然保护区土壤微生物生物量的空间格局	刘璐, 宋同清, 彭晚霞, 等 (207)
岷江干旱河谷 25 种植物一年生植株根系功能性状及相互关系	徐琨, 李芳兰, 苟水燕, 等 (215)
黄土高原草地植被碳密度的空间分布特征	程积民, 程杰, 杨晓梅, 等 (226)
棉铃发育期棉花源库活性对棉铃对位叶氮浓度的响应	高相彬, 王友华, 陈兵林, 等 (238)
耕作方式对紫色水稻土有机碳和微生物生物量碳的影响	李辉, 张军科, 江长胜, 等 (247)
外源钙对黑藻抗镉胁迫能力的影响	闵海丽, 蔡三娟, 徐勤松, 等 (256)
强筋与弱筋小麦籽粒蛋白质组分与加工品质对灌浆期弱光的响应	李文阳, 闫素辉, 王振林 (265)
专论与综述	
蛋白质组学研究揭示的植物根盐胁迫响应机制	赵琪, 戴绍军 (274)
流域生态风险评价研究进展	许妍, 高俊峰, 赵家虎, 等 (284)
土壤和沉积物中黑碳的环境行为及效应研究进展	汪青 (293)
研究简报	
青藏高原紫穗槐主要形态特征变异分析	梁坤伦, 姜文清, 周志宇, 等 (311)
菊属与蒿属植物苗期抗蚜虫性鉴定	孙娅, 管志勇, 陈素梅, 等 (319)
滨海泥质盐碱地衬膜造林技术	景峰, 朱金兆, 张学培, 等 (326)

期刊基本参数: CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 332 * zh * P * ¥70.00 * 1510 * 36 * 2012-01



封面图说: 白鹭展翅为梳妆, 玉树临风巧打扮——这是大白鹭繁殖期时的美丽体态。大白鹭体羽全白, 身长 94—104cm, 寿命 20 多年。是白鹭中体型最大的。繁殖期的大白鹭常常在湿地附近的大树上筑巢, 翩翩飞舞吸引异性, 其繁殖期背部披有蓑羽, 脸颊皮肤从黄色变成兰绿色, 嘴由黄色变成绿黑色。大白鹭是一个全世界都有它踪迹的广布种, 一般单独或成小群, 在湿地觅食, 以小鱼、虾、软体动物、甲壳动物、水生昆虫为主, 也食蛙、蝌蚪等。

彩图提供: 陈建伟教授 国家林业局 E-mail: cites.chenjw@163.com

的存在能增加藓类结皮的凝结水量;(2)并能减少降水后的水分蒸发,使藓类结皮保持较高的含水量。本研究旨在验证上述假设,并为进一步阐明荒漠藓类耐旱机制提供形态学依据。

1 研究材料与方法

1.1 研究区概况

古尔班通古特沙漠是我国最大的固定和半固定沙漠,其年均蒸发量大(>2000 mm),年均降水量小(70—150 mm),降水主要集中于冬春季;年均温 6—10 °C,极端高温达 40 °C 以上, ≥ 10 °C 的年积温可达 3000—3500 °C,空气相对湿度较低。但该沙漠白梭梭(*Haloxylon persicum*)、梭梭(*H. ammodendron*)等小半乔木群落及短命和类短命植物广泛分布,而且地表还发育有良好的多种类型生物结皮,成为维持该沙漠地表稳定的重要生物因子^[3,36]。

1.2 实验材料与处理

自然状态下,正常有毛尖齿肋赤藓植株因毛尖能反射部分光线而稍显白色,水合后多为绿色或黄绿色(图 1A、B);而毛尖全部脱落的植株颜色较深,个体比正常植株矮小,水合后多为褐色或黄褐色(图 1C、D)。因此,为准确反映叶片毛尖的作用,本文选取相同的有毛尖齿肋赤藓结皮,采用人工去除毛尖(图 1E、F)的方法研究其在凝结水形成及降水蒸发上的作用。

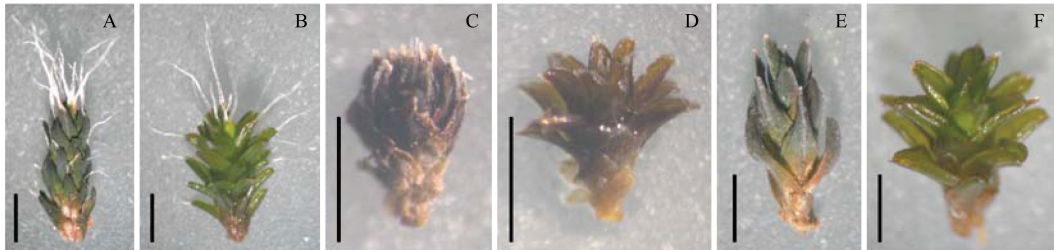


图 1 脱水和水合状态下正常有毛尖(A、B)、无毛尖(C、D)齿肋赤藓植株及人工去除毛尖的植株(E、F)

Fig. 1 Normal individuals of *S. caninervis* with (A, B) and without LHPs (C, D) in the dehydrated and hydrated conditions and individuals which the LHPs were artificially removed (E, F)

每幅图片中的比例尺均为 1 mm

于 2009 年 10 月在古尔班通古特沙漠中部齿肋赤藓分布集中区域(44. 88°N, 87. 82°E),选择非植丛下,长势一致的齿肋赤藓结皮,用 PVC 管($h=3.5$ cm, $d=5.7$ cm)小心采集 3 cm 厚的齿肋赤藓结皮 40 份,用圆形不锈钢片和胶带封底。将其中 20 份运回实验室,在解剖镜(Olympus BX-51,日本)下人工去除叶片毛尖,然后运回野外,与未处理的 20 份样品一同原位放置待用。为避免人为去除毛尖可能带来的植株结构与生理活性的损伤,处理后的样品需在野外原位放置数月再用于实验。

1.3 研究方法

1.3.1 有、无毛尖齿肋赤藓结皮凝结水量的测定方法

目前国际上没有统一的凝结水测量方法^[38],本文以上述 PVC 管作为微渗计(Micro-lysimeter)测定凝结水^[36,39]。有、无毛尖样品各设置 10 个重复,并设置 5 个裸沙对照。为避免微渗计外侧沙土及土壤水分蒸发对凝结水实验的影响,将直径 7.5 cm、高 5 cm 的 PVC 外套管原位插入结皮土壤中,管口与地表齐平,去除管内沙土,底部垫一个泡沫圆片并密封,然后将微渗计放入外套管内,保证微渗计的边缘与外套管及土壤表面持平。样品原位自然放置 1 周,以尽可能减小微渗计内土壤水分变动,保证测定结果的准确性。凝结水量测定于 2010 年 5 月 4 日至 5 月 11 日进行,每天 17: 00 和翌日 9: 00 称重测定(天平精度 0.01g),差值即为凝结水量。24 h 的凝结与蒸散过程连续观测于 2010 年 5 月 6 日至 5 月 7 日进行,每隔 1 h 测定 1 次。实验期间用 HC-520 电子温湿度计实时测定近地面环境温度和湿度。

以重量表示的凝结与蒸散量应转换成以高度(mm)表示,其公式为^[36,39]:

$$H = \frac{10m}{\rho\pi r^2} \quad (1)$$

式中, H 为以高度表示的凝结或蒸散量 (mm); m 为微渗计重量变化; r 为微渗计半径 (cm); ρ 为水的密度 (g/cm^3)。

1.3.2 有、无毛尖齿肋赤藓结皮蒸发量的测定方法

凝结实验结束后, 将实验样品保留, 用于原位模拟蒸发实验^[40]。依据研究区不同降水量级的频次和总贡献度^[31], 设置 3 个模拟降水梯度, 即 1、3 mm 和 6 mm, 加入 PVC 管中的水重分别为 2.55 g、7.66 g 和 15.31 g。每个模拟降水梯度下, 有毛尖、无毛尖结皮各设 5 个重复, 同时各设置 5 个裸沙和纯水面蒸发对照, 每类样品需 15 个, 共 60 个。蒸发实验于 2010 年 5 月 12 日 10:00 开始, 至 21:00 结束, 当日天气晴朗, 风速微小。以 10、20、30 min 至 60 min 间隔称重, 所用天平精度为 0.01 g。

除对有、无毛尖结皮累积蒸发率 (Accumulative evaporation rate, AER) 进行直接比较外, 还需要用到二者累积蒸发量 (Accumulative evaporation amount, AEA) 的相差率 (Difference ratio, DR)^[40-42]:

$$\text{DR} = \frac{(\text{AEA}_{(i)\text{Without LHPs}} - \text{AEA}_{(i)\text{With LHPs}})}{\text{AEA}_{(i)\text{Without LHPs}}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, DR 表示每时段的有毛尖结皮比无毛尖结皮少蒸发的量 (百分率), 即累积蒸发量的相差率, $\text{AEA}_{(i)\text{With LHPs}}$ 表示第 i 时段有毛尖结皮的累积蒸发量, $\text{AEA}_{(i)\text{Without LHPs}}$ 表示第 i 时段无毛尖结皮的累积蒸发量。

1.4 数据统计分析

用 SPSS 13.0 和 Excel 2003 进行常规数据统计分析, 利用 SPSS 13.0 中的 T-test、One-way ANOVA 检验不同样品的凝结水量及降水蒸发量相差率的差异显著性, 并利用 Excel 2003、Origin 8.0 绘图。

2 结果与分析

2.1 叶片毛尖影响下齿肋赤藓结皮的凝结水特征

2.1.1 叶片毛尖齿肋赤藓结皮的凝结与蒸散过程

3 类样品的凝结及蒸散过程均呈单峰曲线变化 (图 2), 凝结现象自 18:00 时开始, 至翌日 9:00 时结束, 此时凝结水量达到最大, 随后进入蒸散阶段, 至 17:00 时各样品凝结水量均达到最低。在凝结阶段 (18:00—09:00), 有毛尖结皮凝结水量的增加速度 (斜率 $k=0.0123$, $R^2=0.9945$) 稍快于无毛尖结皮 ($k=0.012$, $R^2=0.9965$), 二者均明显快于裸沙 ($k=0.0065$, $R^2=0.9913$); 此过程中, 有毛尖结皮各阶段的凝结水量始终高于无毛尖结皮和裸沙。而在日出后的蒸散阶段 (09:00—17:00), 有毛尖结皮的凝结水蒸散速率 ($k=-0.0247$, $R^2=0.997$) 也稍快于无毛尖结皮 ($k=-0.0206$, $R^2=0.9981$), 而裸沙的蒸散速度相对较慢 ($k=-0.0124$, $R^2=0.8793$)。

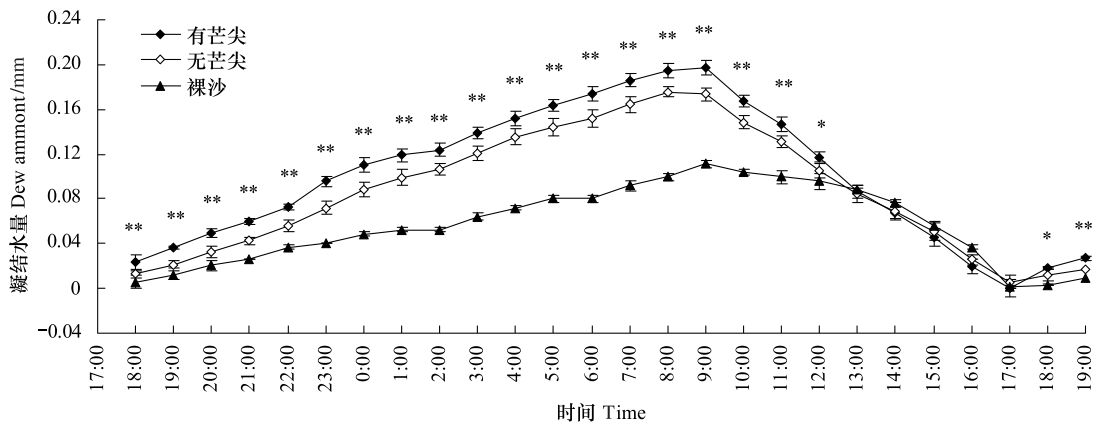


图 2 有、无毛尖齿肋赤藓结皮的凝结及蒸散过程

Fig. 2 The course of measured accumulative dew and the drying process on *S. caninervis* crusts with and without LHPs and bare sand

* 表示有、无毛尖结皮凝结水量差异显著 ($P<0.05$), ** 表示差异极显著 ($P<0.01$)

2.1.2 叶片毛尖对齿肋赤藓结皮日凝结量与总凝结水量的影响

实验期间有毛尖、无毛尖结皮及裸沙间的日凝结水量差异均呈显著 ($P < 0.05$) 或极显著水平 ($P < 0.01$) (图 3), 有毛尖结皮的日凝结水量始终大于无毛尖结皮, 而裸沙的凝结水量最小。实验期间, 不同处理样品的日凝结水量最大值均出现在 5 月 7 日, 有、无毛尖结皮及裸沙分别为 0.1969、0.1733、0.1113 mm; 最小值出现在 5 月 8 日, 仅为 0.0619、0.0527、0.023 mm。

实验期间, 不同处理间总凝结水量也呈极显著差异 ($P < 0.01$) (图 4), 其中有毛尖结皮的总凝结水量为 0.9422 mm, 无毛尖结皮为 0.8545 mm, 前者比后者多 10.26%, 表明毛尖的存在能显著增加藓类结皮的凝结水量。两种藓类结皮的总凝结水量分别是裸沙 (0.5203 mm) 的 1.81 倍和 1.64 倍, 表明表面较平整的裸沙获取凝结水的能力最小。

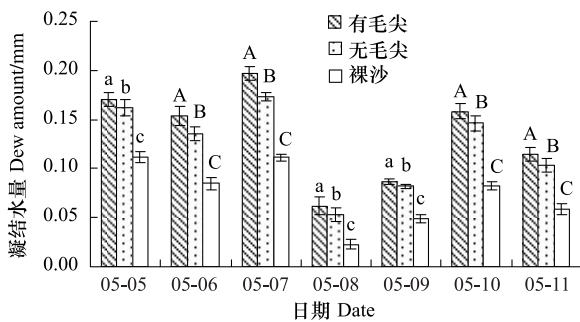


图 3 有、无毛尖结皮及裸沙的日凝结水量

Fig. 3 Daily dew amounts on *S. caninervis* crusts with and without LHPs at the experimental site

不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$), 不同大写字母表示差异极显著 ($P < 0.01$)

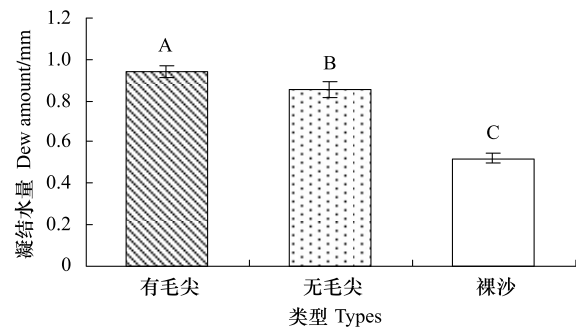


图 4 有、无毛尖结皮及裸沙 7 日的总凝结水量

Fig. 4 Total dew amounts for seven days on *S. caninervis* crusts with and without LHPs at the experimental site

不同大写字母表示差异极显著 ($P < 0.01$)

2.2 不同模拟降水条件下叶片毛尖对齿肋赤藓结皮水分蒸发的影响

3 种模拟降水梯度下, 不同样品的累积蒸发率差异明显 (图 5, 表 1)。各降水梯度下, 有毛尖结皮各时段

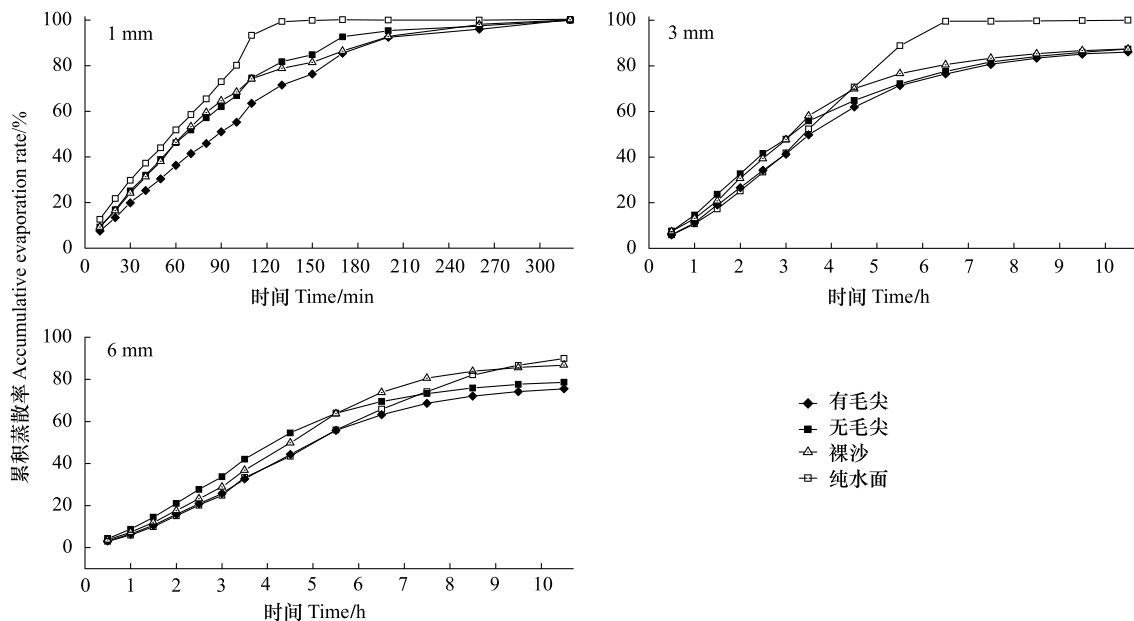


图 5 不同降水量下有、无毛尖结皮、裸沙及纯水面的累积蒸发率

Fig. 5 Accumulative evaporation rate of crusts with and without LHPs and bare sand and water in different simulative rainfall level

的累积蒸发率始终最小。1 mm 降水时(表 1),有毛尖和无毛尖结皮的累积蒸发率在 10—170 min 内差异显著 ($P<0.05$)或极显著 ($P<0.01$);3 mm 降水时,二者的累积蒸发率在 0.5—4.5 h 内差异极显著 ($P<0.01$);6 mm 降水时,二者的累积蒸发率在 0.5—10.5 h 内为极显著差异 ($P<0.01$)。不同降水量下,二者不同时段累积蒸发量的相差率均呈先大后小的变化趋势,其中以蒸发前期阶段最大;1 mm、3 mm 和 6 mm 降水下的相差率最大值分别为 21.91% (50 min)、23.14% (1 h)和 26.08% (0.5 h),即随降水量增加最大相差率呈增大趋势。

表 1 不同模拟降水梯度下有、无毛尖结皮各时段累积蒸发量的相差率

Table 1 Difference ratio of accumulative evaporation rates of crusts with and without LHPs in different simulated rainfall level

1 mm 降水 1 mm rainfall			3 mm 降水 3 mm rainfall			6 mm 降水 6 mm rainfall		
时间 Time/min	相差率 DR /%	差异显著性 SIG	时间 Time/h	相差率 DR /%	差异显著性 SIG	时间 Time/h	相差率 DR /%	差异显著性 SIG
10	18.70	*	0.5	21.92	**	0.5	26.08	**
20	20.56	**	1.0	23.14	**	1.0	25.60	**
30	21.05	**	1.5	20.05	**	1.5	25.38	**
40	21.38	**	2.0	18.91	**	2.0	24.38	**
50	21.91	**	2.5	17.60	**	2.5	23.56	**
60	21.38	**	3.0	13.73	**	3.0	22.68	**
70	20.20	**	3.5	10.92	**	3.5	21.37	**
80	19.57	**	4.5	4.30	**	4.5	17.75	**
90	17.72	**	5.5	1.20		5.5	12.38	**
100	17.38	**	6.5	1.33		6.5	9.24	
110	14.77	**	7.5	1.15		7.5	7.46	
130	12.61	**	8.5	0.99		8.5	6.41	
150	9.95	**	9.5	0.95		9.5	6.02	
170	7.72	*	10.5	1.36		10.5	5.70	
200	3.01							
260	1.51							
320	0							

* 表示有、无毛尖样品累积蒸发量差异显著 ($P<0.05$), ** 表示差异极显著 ($P<0.01$)

不同降水量下,有、无毛尖结皮达到相同累积蒸发率(AER)的时间不同。以 50% AER 为例(图 5),1 mm 降水时,无毛尖结皮用时约 70 min,而有毛尖结皮用时约 90 min;3 mm 降水时,无毛尖结皮用时约 3 h,而有毛尖结皮用时为约 3.5 h;6 mm 降水时,前者约用 4 h,而后者则约为 5 h。可见,有毛尖结皮的蒸发速率明显小于无毛尖结皮,而且这种时间差随降水量增大而增大。

而相同蒸发时间内,有、无毛尖结皮累积蒸发量的相差率也不同。以蒸发 1 h 时为例(表 1),1 mm 降水时,有毛尖结皮与无毛尖结皮累积蒸发量的相差率为 21.38%,即有毛尖结皮比无毛尖结皮少蒸发 21.38% ($P<0.01$),3 mm 时前者比后者少蒸发 23.14% ($P<0.01$),6 mm 时为 25.60% ($P<0.01$),因此降水量越大效果越明显。

可见,毛尖的存在能显著延缓和减少结皮内的水分蒸发,这为齿肋赤藓植株延长了一定的水合时间,既保证了光合物质的积累,也为启动并完成脱水时的耐旱保护机制提供了保障^[6, 10-11, 16-18]。

3 讨论

3.1 叶片毛尖对齿肋赤藓结皮凝结水形成的影响

凝结水形成受很多因素影响,如天气、近地面温度、地温、大气湿度、风速、风向等气象条件,还有地下水埋深、土壤含水量、季节、地点、坡向、距地表高度等^[32-34, 36, 38, 44-46],植物群落中还应考虑上层植被对下层的遮盖度。在上述条件一致的情况下,下垫面性质(包括干燥程度、质地、表面粗糙度、含盐量、颗粒大小等)对凝结

水形成产生直接影响^[38,46],而表面粗糙度可能是其中最主要影响因素之一。一般来讲,表面较平滑的物体,其表面粗糙度低(图6A 外部圆弧所示),而表面较粗糙的物体,其表面积较大,粗糙度增高(图6A 众多小颗粒的外表面积)。张静等^[36,39]和 Liu 等^[45]研究发现,在同一气象地理条件下,随着生物结皮发育水平的提高,其凝结水量呈苔藓结皮>地衣结皮>藻结皮>裸沙的格局。而生物结皮的发育水平即代表着表面粗糙度的增加^[3,36],因此藓类和地衣结皮的表面积较大,与空气接触面也就大——凝结水量也大。

本研究中,无论日凝结水量还是总凝结水量,有毛尖结皮均多于无毛尖结皮,且两者均大于裸沙。因为有无毛尖结皮原本为相同的齿肋赤藓结皮,结皮结构、藓丛性质均一致,差异仅在于毛尖的有无,因此作者认为可以抛除其他因素的影响而仅锁定于二者毛尖的有无而带来的表面粗糙度的差异。毛尖的存在使植株与空气的接触面明显增大(图6C),即粗糙度增大,而无毛尖植株(图6B)的粗糙度则相对减小,但仍大于表面近乎平整的裸沙,因此造成三者凝结水量的明显差异。但由于毛尖增大了与空气的接触面积,加上其本身凝结水量就大,因而使其日出后的凝结水蒸散速率加快,无毛尖结皮稍慢,而粗糙度和凝结水量均最小的裸沙蒸散最慢,这与张静等^[36]的研究结果相吻合。但有毛尖结皮凝结水的蒸散速率较快并不能说明其没有充分利用凝结水,相反,较快的蒸发会更快地降低因阳光照射而升高的植株温度,加上毛尖的反光作用,共同对齿肋赤藓植株及其结皮起着保护作用。

凝结水等隐匿降水对于干旱荒漠生态系统具有重要作用^[32-37,40,45],它可以阻止植物夜间的呼吸作用并降低白天的蒸腾作用,因而减少了植物体内和土壤水分的消耗^[36,47]。因此,在环境恶劣的沙漠地区,能获取更大凝结水量的正常具毛尖齿肋赤藓结皮将更具生存优势。

3.2 叶片毛尖对齿肋赤藓结皮水分蒸发的影响

沙漠地区的降水多为小雨量级^[31],在这种水分不充足的条件下,生物结皮对降水蒸发常具有促进作用,且结皮发育程度越高作用越明显^[40-43],这主要是因为随着生物结皮发育水平的提高,其地表反射率逐渐下降,因而接受的净辐射增大的缘故^[41]。那么,就相同的齿肋赤藓结皮而言,为何仅仅去除了很小的叶片毛尖后其结皮蒸发量却比未去除毛尖的结皮显著增大了呢?首先,完整的齿肋赤藓植株,其叶片毛尖不仅本身能吸收水分,而且毛尖与叶片构成了一个封闭的内部毛细管系统(图6B),延长了叶片内水分向上蒸散的途径^[4-5],从而增大了植株的水分吸收和固持能力,因而能阻止或减少水分蒸发。其次,毛尖还能反射阳光(图6C)。它的存在使结皮反射率增大,因而能减少辐射并降温^[3,5-6],可以间接减少蒸发。再次,植株水合后,毛尖也随叶片张开,并与同株其他叶片毛尖以及相邻植株的叶片毛尖在植株间组成了一个立体交叉网络,减小了植株间的间隙,在一定程度上形成了一个阻止和减少结皮层及土壤水分散失的屏障(图6C)。而去除毛尖的植株就丧失了上述3个重要特征,因而破坏了内部毛细管系统、减小了反射率并增大了植株间隙,从而加快蒸发。Scott 和 West 也证明,具毛尖的紫萼藓(*Gdmmia pulvinata*)和墙藓(*T. intermedia*)垫丛比不具毛尖的藓类植物垫丛在同等条件下少失去近30%水分^[3,29-30]。因此,尽管毛尖很小,但它能有效减少齿肋赤藓结皮水分蒸发,在一定程度上延长了结皮和植株的水合时间,这对于荒漠藓类生存至关重要^[6,10-11,16-18,24],这也从种群水平证明了毛尖是齿肋赤藓适应干旱环境的重要结构特征。

4 结论

叶片毛尖的存在有利于齿肋赤藓结皮对凝结水(隐匿降水)和降水的捕获和利用,但是在增加齿肋赤藓

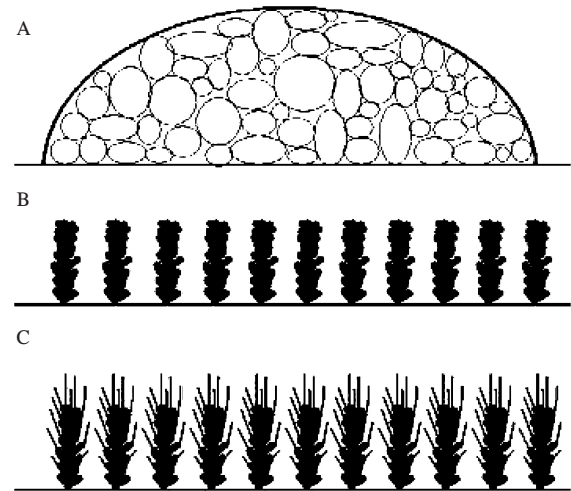


图6 物体表面粗糙度、无毛尖和有毛尖齿肋赤藓结皮示意图

Fig. 6 The schematic drawing of the surface roughness, *S. caninervis* crusts with and without LHPs

结皮凝结水量的同时,也稍加快了凝结水散失,这主要归因于结皮表面粗糙度的增加;毛尖能延缓和减少齿肋赤藓结皮对降水的蒸发,主要是毛尖能反射阳光、形成内部毛细管及减小植株间隙,从而起到一定保水作用。总之,叶片毛尖的存在,增强了藓类结皮对干旱环境的适应能力。

致谢:感谢中国科学院新疆生态与地理研究所吴楠、周晓兵、张丙昌、张静及苏延桂博士对文章写作的帮助。

References:

- [1] Li B. Ecology. Beijing: Higher Education Press, 2000.
- [2] Li H S. Modern Plant Physiology. Beijing: Higher Education Press, 2002.
- [3] Zhang Y M, Wang X Q. Study on the Biological Soil Crust of the Junggar Desert. Beijing: Science Press, 2008.
- [4] Hu R L. Bryophyte Botany. Beijing: Higher Education Press, 1987: 160-164.
- [5] Wei M L, Zhang Y M. Microscopic and submicroscopic structure of leaf cells of *Syntrichia caninervis* Mitt. in biological soil crusts. Journal of Desert Research, 2009, 29(3): 493-498.
- [6] Wu N, Wei M L, Zhang Y M. Response of membrane permeability of *Syntrichia caninervis* on the process of dehydration, rehydration in Biological soil crusts. Progress in Natural Science, 2009, 19(9): 942-951.
- [7] Wu P C. Bryophyte biology, Introduction and Diverse Branches. Beijing: Science Press, 1998.
- [8] Zhang Y M, Cao T, Pan B R. A study on bryophyte associated with formation of soil crust in south fringe of Gurbantunggut Desert in Xinjiang. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2002, 22(1): 18-23.
- [9] Oliver M J, Dowd S E, Zaragoza J, Mauget S A, Payton P R. The rehydration transcriptome of the desiccation-tolerant bryophyte *Tortula ruralis*: transcript classification and analysis. BMC Genomics, 2004, 5: 89.
- [10] Oliver M J, Payton P R. Evolutionary linkage between water-deficit responses and desiccation tolerance. South African Journal of Botany, 2007, 73(3): 491-491.
- [11] Oliver M J, Tuba Z, Mishler B D. The evolution of vegetative desiccation tolerance in land plants. Plant Ecology, 2000, 151(1): 85-100.
- [12] Oliver M J, Velten J, Mischler B D. Desiccation tolerance in bryophytes: A reflection of the primitive strategy for plant survival in dehydrating habitats?. Integrative and Comparative Biology, 2005, 45(5): 788-799.
- [13] Pressel S, Ligrone R, Duckett J G. Effects of de- and rehydration on food-conducting cells in the moss *Polytrichum formosum*: A cytological study. Annals of Botany, 2006, 98(1): 67-76.
- [14] Pressel S, Ligrone R, Duckett J G. Cellular differentiation in moss protonemata: A morphological and experimental study. Annals of Botany, 2008, 102(2): 227-245.
- [15] Proctor M C F. The bryophyte paradox: tolerance of desiccation, evasion of drought. Plant Ecology, 2000, 151(1): 41-49.
- [16] Proctor M C F. How long must a desiccation-tolerant moss tolerate desiccation? Some results of 2 years' data logging on *Grimmia pulvinata*. Physiologia Plantarum, 2004, 122(1): 21-27.
- [17] Proctor M C F, Ligrone R, Duckett J G. Desiccation tolerance in the moss *Polytrichum formosum*: physiological and fine-structural changes during desiccation and recovery. Annals of Botany, 2007, 99(6): 75-93.
- [18] Proctor M C F, Smirnov N. Rapid recovery of photosystems on rewetting desiccation-tolerant mosses: chlorophyll fluorescence and inhibitor experiments. Journal of Experimental Botany 2000, 51(351): 1695-1704.
- [19] Tian G Q, Bai X L, Xu J, Zhang J S. Morphological and structural properties as well as adaptation of mosses in microbiotic soil crusts on fixed dunes. Journal of Desert Research, 2005, 25(2): 249-255.
- [20] Zheng Y P, Zhao J C, Zhang B C, Zhang Y M. Morphological and structural adaptation and characteristics of protonemal development of *Syntrichia caninervis* in the mosses crust layer. Journal of Desert Research, 2009, 29(5): 878-884.
- [21] Howard A C, Levis E A. Moss of Eastern North America. New York: Columbia University Press, 1981.
- [22] Zhang Y M, Wang H L, Wang X Q, Yang W K, Zhang D Y. The microstructure of microbiotic crust and its influence on wind erosion for a sandy soil surface in the Gurbantunggut Desert of Northwestern China. Geoderma, 2006, 132(3/4): 441-449.
- [23] Bowker M A, Stark L R, McLetchie D N, Mishler B D. Sex expression, skewed sex ratios, and microhabitat distribution in the dioecious desert moss *Syntrichia caninervis* (Pottiaceae). American Journal of Botany, 2000, 87(4): 517-526.
- [24] Stark L R, McLetchie D N. Gender-specific heat-shock tolerance of hydrated leaves in the desert moss *Syntrichia caninervis*. Physiologia Plantarum, 2006, 126(2): 187-195.
- [25] Stark L R, Nichols L II, McLetchie D N, Bonine M L. Do the sexes of the desert moss *Syntrichia caninervis* differ in desiccation tolerance? A leaf regeneration assay. International Journal of Plant Science, 2005, 166(1): 21-29.

- [26] Xu S J, Chen W H, Chen Y W, Wang C F, Wang Y. Electron paramagnetic resonance study of amphiphiles partitioning behavior in desiccation-tolerant moss during dehydration. *Chinese Chemical Letters*, 2007, 18(7): 865-868.
- [27] Xu S J, Liu C J, Jiang P A, Cai W M, Wang Y. The effects of drying following heat shock exposure of the desert moss *Syntrichia caninervis*. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(7): 2411-2419.
- [28] Zheng Y P, Zhao J C, Zhang B C, Li L, Zhang Y M. Advances on ecological studies of algae and mosses in biological soil crust. *Chinese Bulletin of Botany*, 2009, 44(3): 371-378.
- [29] Scott G A M. Desert bryophytes//Smith A J E, ed. *Bryophyte Ecology*. London: Chapman and Hall, 1982.
- [30] West N E. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid and semi-arid regions. *Advances in Ecological Research*, 1990, 20: 179-223.
- [31] Wang Y T, Tang L S. Responses of different life-form plants in Gurbantunggut Desert to small rainfall events. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(6): 1028-1034.
- [32] Zangvil A. Six years of dew observations in the Negev Desert, Israel. *Journal of Arid Environments*, 1996, 32(4): 361-371.
- [33] Kidron G J. Dew moisture regime of endolithic and epilithic lichens inhabiting limestone cobbles and rock outcrops, Negev Highlands, Israel. *Flora*, 2000, 195(2): 146-153.
- [34] Kidron G J, Herrnstadt I, Barzilay E. The role of dew as a moisture source for sand microbiotic crusts in the Negev Desert, Israel. *Journal of Arid Environments*, 2002, 52(4): 517-533.
- [35] Moffett M W. An Indian ant's novel method for obtaining water. *National Geographic Research*, 1985, 1: 146-149.
- [36] Zhang J, Zhang Y M, Zhou X B. The influence of biological soil crusts on dew deposition and characteristics of soil surface in Gurbantunggut Desert. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(12): 6600-6608.
- [37] Zhou H F, Zhou B J, Dai Q. Observational analysis of rime condensation on plants over the Gurbantunggut Desert in China. *Advances in Water Science*, 2010, 21(1): 56-62.
- [38] Guo Z R, Liu J H. An overview on soil condensate in arid and semiarid regions in China. *Arid Zone Research*, 2005, 22(4): 576-580.
- [39] Zhang J, Zhang Y M, Downing A, Cheng J H, Zhou X B, Zhang B C. The influence of biological soil crusts on dew deposition in Gurbantunggut Desert, Northwestern China. *Journal of Hydrology*, 2009, 379(3/4): 220-228.
- [40] Zhang Z S, He M Z, Tan H J, Chen Y W, Pan Y X. Evaporation from soils covered with biological crusts in re-vegetated desert — a case study in Shapotou desert research and experiment station. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(3): 404-410.
- [41] Li S Z, Xiao H L, Luo F, Song Y X, Liu L C, Li S L. Regulation effect of microbiotic crusts on soil hydrological process in Shapotou vegetated sanddunes. *Journal of Desert Research*, 2005, 25(2): 228-233.
- [42] Liu L C, Li S Z, Song Y X, Zhang Z S, Li X R. Effect of microbiotic crust on evaporation process in vegetated area in Shapotou region. *Journal of Desert Research*, 2005, 25(2): 191-195.
- [43] Xue Y Y, Yan D R, Li G T. The research of desert microphytic crusts on Erdos plateau. *Journal of Inner Mongolia Agricultural University (Natural Science Edition)*, 2007, 28(2): 102-105.
- [44] Li X Y. Effects of gravel and sand mulches on dew deposition in the semiarid region of China. *Journal of Hydrology*, 2002, 260(1/4): 151-160.
- [45] Liu L C, Li S Z, Duan Z H, Wang T, Zhang Z S, Li X R. Effects of microbiotic crusts on dew deposition in the restored vegetation area at Shapotou, northwest China. *Journal of Hydrology*, 2006, 328(1/2): 331-337.
- [46] Fang J, Ding Y J. Study of the condensation water and its effect factors on the fringes of Desert Oasis. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2005, 27(5): 755-760.
- [47] Zhuang Y L, Zhao W Z. Advances in the condensation water of arid regions. *Advances in Earth Sciences*, 2008, 23(1): 31-38.

参考文献:

- [1] 李博. 生态学. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- [2] 李合生. 现代植物生理学. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [3] 张元明, 王雪芹. 准噶尔荒漠生物结皮研究. 北京: 科学出版社, 2008.
- [4] 胡人亮. 苔藓植物学. 北京: 高等教育出版社, 1987: 160-164.
- [5] 魏美丽, 张元明. 生物结皮中齿肋赤藓叶片细胞显微与亚显微结构特征. *中国沙漠*, 2009, 29(3): 493-498.
- [6] 吴楠, 魏美丽, 张元明. 生物土壤结皮中刺叶赤藓质膜透性对脱水、复水过程的响应. *自然科学进展*, 2009, 19(9): 942-951.
- [7] 吴鹏程. 苔藓植物生物学. 北京: 科学出版社, 1998.
- [8] 张元明, 曹同, 潘伯荣. 新疆古尔班通古特沙漠南缘土壤结皮中苔藓植物的研究. *西北植物学报*, 2002, 22(1): 18-23.
- [9] 田桂泉, 白学良, 徐杰, 张建升. 固定沙丘生物结皮层藓类植物形态结构及其适应性研究. *中国沙漠*, 2005, 25(2): 249-255.

- [20] 郑云普, 赵建成, 张丙昌, 张元明. 荒漠藓类结皮层中齿肋赤藓形态结构适应性及其原丝体发育特征. 中国沙漠, 2009, 29(5): 878-884.
- [28] 郑云普, 赵建成, 张丙昌, 李琳, 张元明. 荒漠生物结皮中藻类和苔藓植物研究进展. 植物学报, 2009, 44(3): 371-378.
- [31] 王亚婷, 唐立松. 古尔班通古特沙漠不同生活型植物对小雨量降雨的响应. 生态学杂志, 2009, 28(6): 1028-1034.
- [36] 张静, 张元明, 周晓兵, 张丙昌, 魏美丽. 生物结皮影响下沙漠土壤表面凝结水的形成与变化特征. 生态学报, 2009, 29(12): 6600-6608.
- [37] 周宏飞, 周宝佳, 代琼. 古尔班通古特沙漠植物雾凇凝结特征. 水科学进展, 2010, 21(1): 56-62.
- [38] 郭占荣, 刘建辉. 中国干旱半干旱地区土壤凝结水研究综述. 干旱区研究, 2005, 22(4): 576-580.
- [40] 张志山, 何明珠, 谭会娟, 陈应武, 潘颜霞. 沙漠人工植被区生物结皮类土壤的蒸发特性——以沙坡头沙漠研究试验站为例. 土壤学报, 2007, 44(3): 404-410.
- [41] 李守中, 肖洪浪, 罗芳, 宋耀选, 刘立超, 李守丽. 沙坡头植被固沙区生物结皮对土壤水文过程的调控作用. 中国沙漠, 2005, 25(2): 228-233.
- [42] 刘立超, 李守中, 宋耀选, 张志山, 李新荣. 沙坡头人工植被区微生物结皮对地表蒸发影响的试验研究. 中国沙漠, 2005, 25(2): 191-195.
- [43] 薛英英, 闫德仁, 李钢铁. 鄂尔多斯地区沙漠生物结皮特征研究. 内蒙古农业大学学报(自然科学版), 2007, 28(2): 102-105.
- [46] 方静, 丁永建. 荒漠绿洲边缘凝结水量及其影响因子. 冰川冻土, 2005, 27(5): 755-760.
- [47] 庄艳丽, 赵文智. 干旱区凝结水研究进展. 地球科学进展, 2008, 23(1): 31-38.

DOI: 10.5846/stxb201011081601

王奎, 陈建芳, 李宏亮, 金海燕, 徐杰, 高生泉, 卢勇, 黄大吉. 长江口锋面附近咸淡水混合对浮游植物生长影响的现场培养. 生态学报, 2012, 32(1): 0017-0026.

Wang K, Chen J F, Li H L, Jin H Y, Xu J, Gao S Q, Lu Y, Huang D J. The influence of freshwater-saline water mixing on phytoplankton growth in Changjiang Estuary. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(1): 0017-0026.

长江口锋面附近咸淡水混合对浮游植物 生长影响的现场培养

王 奎^{1,2}, 陈建芳^{1,*}, 李宏亮¹, 金海燕¹, 徐 杰³,
高生泉¹, 卢 勇¹, 黄大吉¹

(1. 国家海洋局海洋生态系统与生物地球化学重点实验室, 国家海洋局第二海洋研究所, 杭州 310012;

2. 浙江大学地球科学系, 杭州 310027; 3. 香港科技大学 香港 九龙)

摘要: 通过 2009 年 6 月调查航次, 获得了营养盐等参数断面分布, 表明咸淡水混合是控制营养盐分布的主要因素。为了解不同盐度梯度下浮游植物生长与营养盐吸收的关系, 采集两个站位水样分别代表长江冲淡水(C1 站)和外海水(I10 站), 按 C1 站水样比例, 分 100%、75%、50%、25%、0% 不同比例混合进行现场模拟咸淡水混合培养, 有以下认识: (1) 平行结果表明培养过程中活体荧光极大值在 100% 混合组, 且淡水比例越低, 指数生长期 0—48 h 内生长速率越低, 100%、75%、50%、25% 组分别为 1.18/d、1.12/d、1.14/d、0.77/d; (2) 低于 26 盐度的水体中 PO_4^{3-} 在 48 h 内可被迅速消耗而产生限制作用, 是控制浮游植物生长的潜在限制因子; (3) 除 0% 组外, 各混合组 DIN/P (DIN: 溶解无机氮, Dissolved Inorganic Nitrogen, $\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) 比值在浮游植物指数生长期有升高趋势, 100% 组 DIN/P 比值增加了一倍。各组培养 48 h 后 DIN/Si 比值逐渐降低至原来的 0.7 左右, 初始 DIN/Si 小于一定时间内硅藻吸收的 ($\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si}$) 比, 是造成各组 DIN/Si 比值减小的原因。以上结果表明咸淡水混合过程中形成的营养盐梯度可造成浮游植物生长程度和速率差异, 且可因局部浮游植物旺发而改变海水营养结构。

关键词: 长江口; 营养盐; 咸淡水混合; 现场培养

The influence of freshwater-saline water mixing on phytoplankton growth in Changjiang Estuary

WANG Kui^{1,2}, CHEN Jianfang^{1,*}, LI Hongliang¹, JIN Haiyan¹, XU Jie³, GAO Shengquan¹, LU Yong¹, HUANG Daji¹

1 Laboratory of Marine Ecological Systems and Biogeochemistry, Second Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Hangzhou, 310012, China

2 Department of Geoscience, Zhejiang University, Hangzhou, 310027, China

3 Atmospheric, Marine and Coastal Environmental Program, the Hong Kong University of Science and Technology, Kowloon, Hong Kong

Abstract: The distribution of nutrients and salinity recorded during the June 2009 cruise in the Changjiang Estuary indicated that dilution by Changjiang River water and seawater mixing were the main factors controlling nutrient behavior. To better understand the implications of this variation, phytoplankton growth and nutrient uptake along a salinity gradient representing dilution by the Changjiang River and seawater respectively were recorded. Two water samples were collected from the sampling stations C1 and I10 (as used in the June 2009 cruise) which were representative of the freshwater and

基金项目: 973 项目 (2011CB409803, 2010CB428903); 我国近海海洋综合调查与评价专项补充项目 (908-01-BC06); 国家海洋局第二海洋研究所基本科研业务费专项资助 (JT0707, JG1022); 国家自然科学基金 (41076036); 浙江省自然科学基金 (Y5110171)

收稿日期: 2010-11-08; **修订日期:** 2011-09-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: biogeo_chen@hotmail.com

saline water end-member. After diluting portions of the two samples by 100%, 75%, 50%, 25% and 0% with freshwater to simulate different levels of freshwater-saline water mixing, the samples were incubated for 3 days. The results were as follows: (1) the higher the percentage of freshwater, the faster was initial growth and the higher the *in vivo* fluorescence concentration. During the 3 day incubation period, the rate of increase in fluorescence and maximum *in vivo* fluorescence of the 100% dilution treatment were 2.9 $\mu\text{g/L/d}$ and 9.6 $\mu\text{g/L}$, respectively, whilst the rate of increase in fluorescence and maximum fluorescence of the 25% dilution treatment were 0.54 $\mu\text{g/L/d}$ and 2.0 $\mu\text{g/L}$ respectively. The *in vivo* fluorescence of the 0% dilution treatment was low, probably due to the low nutrient levels in the offshore seawater. The lower the percentage of freshwater, the lower the growth rate of phytoplankton during the exponential growth period, e. g. 1.18/d, 1.12/d, 1.14/d and 0.77/d for the 100%, 75%, 50% and 25% dilution treatments respectively. (2) NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} and SiO_3^{2-} were apparently consumed but not NH_4^+ . The extent and rate of consumption of NO_3^- and SiO_3^{2-} were very similar during the first 48 h; the extent of consumption was lower with lower initial nutrient concentration. PO_4^{3-} levels in the 100%, 75% and 50% dilution treatments were depleted within 48 h. This suggested that PO_4^{3-} was the likely limiting factor for phytoplankton growth at salinities below 26. Meanwhile, the initial concentrations of NO_3^- , SiO_3^{2-} and PO_4^{3-} in different treatments had significant positive correlations with their uptake rates during the exponential growth period. For NO_3^- the uptake rates for the 100%, 75%, 50%, 25% and 0% dilution treatments were 25.39, 19.24, 12.84, 6.04 and 0.21 $\mu\text{mol/d}$, respectively. For SiO_3^{2-} , the uptake rate decreased from 14.34 $\mu\text{mol/d}$ for the 100% dilution treatment to 3.73 $\mu\text{mol/d}$ for the 25% dilution treatment. For PO_4^{3-} , uptake rates decreased from 0.46 $\mu\text{mol/d}$ for the 100% dilution treatment to 0.02 $\mu\text{mol/d}$ for the 0% dilution treatment. For the same dilution treatment uptake rates of the nutrients could be sequenced as follows: $\text{NO}_3^- > \text{SiO}_3^{2-} > \text{PO}_4^{3-}$. (3) The DIN/P (DIN: Dissolved Inorganic Nitrogen, $\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) ratio for all treatments, except for the 0% treatment, increased during the phytoplankton exponential growth period. For the 100% dilution treatment the ratio doubled as PO_4^{3-} was consumed very rapidly, while DIN decreased slowly. Similarly, the ratio DIN to PO_4^{3-} consumed in 100%, 75% and 50% dilution treatments was higher between 48 h and 96 h compared to consumption within the first 48 h. This indicated that under sufficient nutrient conditions, phytoplankton absorb N and P with an increasingly greater ratio during the exponential growth period. The DIN/Si ratio decreased to about 0.7 times the original level during the first 48 h of incubation. This reflected the low initial DIN/Si value compared to the diatom uptake ratio ($\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si}$) during the incubation period. The results demonstrated variation in the extent and rate of phytoplankton growth for different freshwater-saline water mixtures, and the resultant nutrient gradient. Such mixing processes may cause local blooms which change nutrient structure, and could result in phytoplankton regime shifts.

Key Words: Changjiang Estuary; nutrients; fresh-saline water mixing; field incubation

营养盐是维持浮游植物生长的物质基础,河口是咸淡水混合的重要场所。夏季长江口海区接受大量的陆源营养盐^[1],通过咸淡水混合过程,浮游植物在适宜的光照、水温等条件下旺发,在锋面易形成赤潮高发区^[2-3],由此可带来一系列生态灾害。从营养盐动力学角度研究长江口海区咸淡水混合过程中对浮游植物生长控制,以及营养盐利用程度和营养结构变化,对于认识河口赤潮高发营养机制,进行后续灾害防治和海洋环保政策制定等有重要意义。

关于长江口浮游植物营养盐动力学前人已有研究,主要集中在营养盐加富及限制因子等方面,如 Fang 等^[4]在添加磷酸盐和控制光强条件下研究了长江口浮游植物营养盐吸收速率,赵卫红等^[5]通过现场加富实验指出不同海域氮、磷潜在限制情况不同,曹勇等^[6]在 30°59.98'N, 122°38.05'E 位置通过添加不同浓度磷酸盐证实了磷酸盐为聚球藻生长限制因子。而在咸淡水自然混合过程中,各种营养盐梯度下浮游植物生长速度和生长潜力有何分异,以及造成的营养盐利用程度如何,却鲜有研究,本文通过模拟近海和外海水自然混合,研究了河口梯度营养盐浓度差异条件下的浮游植物生长情况和营养盐利用变化,初步探讨了长江口咸淡水混

合对浮游植物的生长影响作用及其生态意义。

1 材料与方 法

1.1 调查站位

调查站位如图 1 所示。

1.2 采样及分析方法

大面站利用 Rossette 采水器采集海水样品,依据水深采表层、5、10、30 m、底层样品,温度、盐度、深度数据由 CTD 探头获得。营养盐样品现场用 0.45 μm 的醋酸纤维膜过滤,另外采集约 100 mL 过滤水样加 0.3 mL 35 g/L 的 HgCl_2 固定保存^[7],带回岸基实验室使用荷兰产 Skalar 流动分析仪进行 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 的测定,包括自动进样器(SA 1000)、流动分析模块(SAN⁺⁺ System, SA5000)、检测器(SA6200),工作站为 FlowAccess[®] 软件。 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 按《海洋调查规范》利用 723 型分光光度计手工现场测定。 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 检测限分别为 0.2、0.05、0.05、0.03 $\mu\text{mol/L}$ 和 0.07 $\mu\text{mol/L}$,精密度分别为 0.7%、8.6%、14.5%、10.0%、6.0%。叶绿素样品利用丙酮萃取法,-20 $^{\circ}\text{C}$ 暗处放置 24 h 后,在 Turner 公司产 10-AU 型荧光光度计测定,检测限 0.05 mg/L。活体荧光取样擦净后直接在 10-AU 型荧光光度计测定,标准偏差为 2.0%。

现场混合培养实验:取 C1 站和 I10 站表层海水各约 20 L 经孔径 200 μm 的筛绢过滤,用量杯按 C1 站和 I10 站水样比例直接混合:100%/0%、75%/25%、50%/50%、25%/75%、0%/100% 共 5 组,分装于 10 个透明聚碳酸酯培养瓶中,并做 2 个平行样,每瓶中含 4 L 不同比例混合水样。培养瓶置于流动循环海水培养箱中控制水温(17.3—25.1 $^{\circ}\text{C}$),并用蓝色透光纱布覆盖保证中等光强,每天温和振荡 3—4 次培养瓶防止生物聚集。每 24 h 测活体荧光 1 次、每 48 h 间隔取 5 项营养盐、叶绿素 1 次。5 项营养盐、叶绿素分析同大面站样品。

样品瓶均用 10% 盐酸浸泡 24 h 以上,并用去离子水清洗干净待用。

2 结 果

2.1 咸淡水混合与营养盐断面分布

如图 2,受长江冲淡水影响,C 断面盐度呈西低东高的分布,高盐低营养盐的外海水楔入低盐高营养盐的长江冲淡水下方,层化明显, NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 呈西高东低,近岸表高底低的态势,表明咸淡水混合是控制营养盐分布的主要因素。总体来讲,营养盐基本呈保守混合,与以前相关研究报道类似^[8-9]。

2.2 混合培养实验

由于培养采用近岸水(C1 站,盐度 19.74)和外海水(I10 站,盐度 32.36)混合的方式,因此各混合组参数初始浓度大小基本符合按体积混合比例计算得到的浓度(表 1),而最终浓度及变化幅度各不相同。

活体荧光从初始的(0.3—0.7) $\mu\text{g/L}$ 基本在第 72 小时达到最高,75% 组在 96 h 达最高,且营养盐浓度越高,初始生长速率越大,荧光极大值越高(图 3),培养 3 d 后,100% 组速率和极大值分别为 2.9 $\mu\text{g}/(\text{Ld})$ 、9.6 $\mu\text{g/L}$,25% 组分别为 0.54 $\mu\text{g}/(\text{Ld})$ 、2.0 $\mu\text{g/L}$ 。培养 3 d 后除 75% 组外其他组活体荧光开始降低,而 0% 组活体荧光一直缓慢降低,可能由于外海水较低的营养盐水平所致。

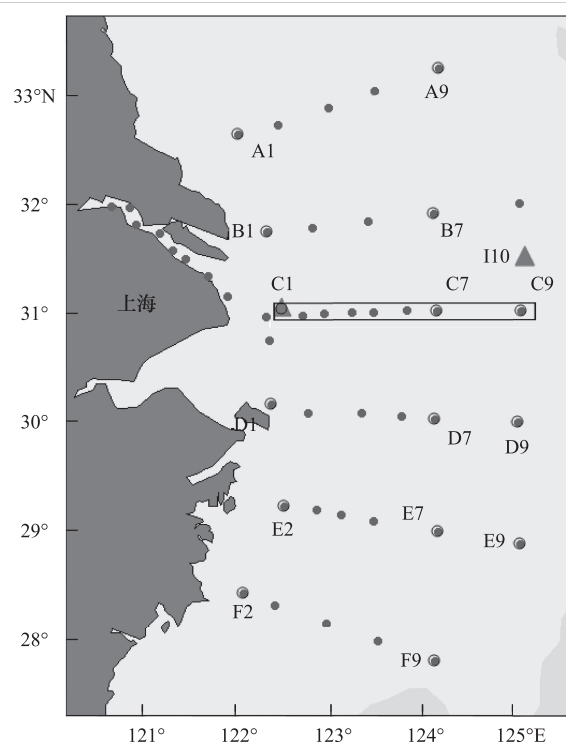


图 1 圆点为大面站

Fig. 1 The blue points denote sampling stations

▲表示混合培养实验取样站 C1 和 I10, □表示 C 断面

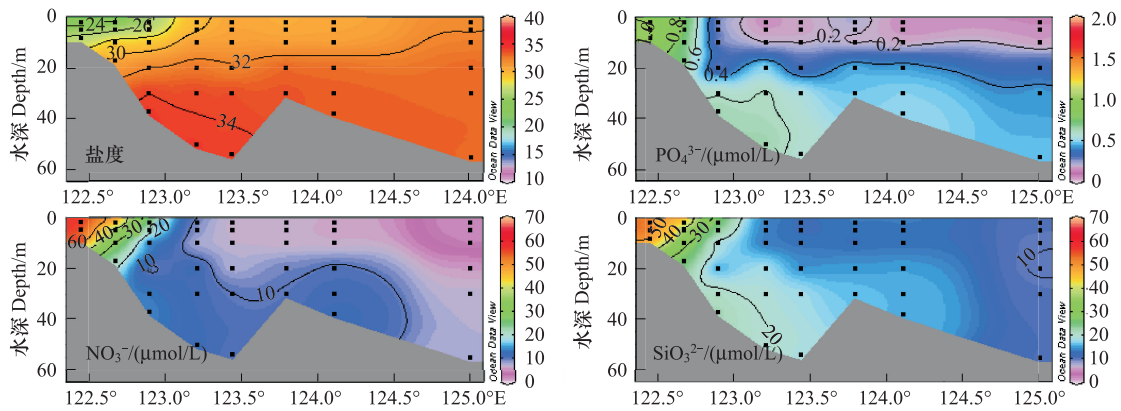


图2 2009年6月C断面盐度、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 分布

Fig.2 Salinity, NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_3^{2-} distribution at Section C in June 2006

表1 各混合组生化参数实测初始浓度

Table 1 Initial concentration of biochemical parameters in the mixing groups

Cl 站水样比例 (Water ratio of station Cl)	100%	75%	50%	25%	0%
Chl-a/($\mu\text{g/L}$)	4.82	3.57	2.97	2.00	1.17
Salinity	19.74	(22.90)	(26.05)	(29.21)	32.36
NO_3^- /($\mu\text{mol/L}$)	78.38	62.16(59.44)	38.48(40.50)	19.77(21.56)	2.63
NO_2^- /($\mu\text{mol/L}$)	0.90	0.65(0.70)	0.51(0.50)	0.32(0.30)	0.10
NH_4^+ /($\mu\text{mol/L}$)	0.44	0.74(0.42)	0.47(0.39)	0.44(0.37)	0.34
PO_4^{3-} /($\mu\text{mol/L}$)	1.13	0.86(0.92)	0.78(0.71)	0.47(0.50)	0.29
SiO_3^{2-} /($\mu\text{mol/L}$)	57.04	46.65(46.18)	35.64(35.31)	25.37(24.44)	13.58

()理论混合计算浓度

除 NH_4^+ 随时间有升高趋势外, NO_3^- 、 NO_2^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 都有不同程度的消耗(图3)。考察初始 48 h 内 NO_3^- 消耗的程度和速率, 100% 组最大, 其他组依次减少, 48 h 后均趋于平稳, 培养 96 h 后各组浓度在 (2.83—22.55) $\mu\text{mol/L}$ 之间。 NO_2^- 5 组下降趋势和程度相似, 降幅在 0.2 $\mu\text{mol/L}$ 左右。 SiO_3^{2-} 在前 48 h 内消耗情况与 NO_3^- 非常相似, 降幅随初始浓度降低而依次减少, 培养 96 h 后各组浓度在 (12.29—30.23) $\mu\text{mol/L}$ 之间, 然后其浓度又不同程度的升高。 PO_4^{3-} 初始 48 h 内 100%、75%、50% 3 组急剧下降, 25% 和 0% 组降幅相对较为缓和, 在 96 h 后 5 组浓度均被消耗至 (0.10—0.17) $\mu\text{mol/L}$ 之间的相同水平, 然后又小幅上升至 (0.20—0.27) $\mu\text{mol/L}$ 之间, 暗示 PO_4^{3-} 可能是各组限制因子。

3 讨论

3.1 活体荧光与叶绿素指示

50% 组在 48 h 后 Chl-a 平均值竟和 100% 组相当(图4), 但其活体荧光并未反映出该现象, 这由于活体荧光 (*in vivo* fluorescence) 是直接测定浮游植物细胞体内发射的荧光, 是其生理状态和数量的综合反映, 与温度、生长阶段、光照、营养情况、甚至个体聚集度等因素关系密切^[10], 发射荧光时受多种因素影响, 因此在定量反映生物量时可能并不准确。而叶绿素浓度一般采用溶剂萃取然后荧光测定, 又叫体外荧光 (*in vitro* fluorescence), 反映的是浮游植物体外叶绿素绝对含量^[11], 因此对同一样品二者变化趋势有所差别。Slovacek 等^[10] 在现场培养 *Chlorella Pyrenoidosa* 藻时发现在微量元素或硝酸盐限制条件下, 单位叶绿素发出的活体荧光比营养充足条件下要高出 2 倍, 加入少量 HgCl_2 的条件下也要比营养充足时高 10% 或 20%, 表明藻类活体荧光在生存条件恶劣时相对更强, 其他研究也说明类似情况^[12-13]。

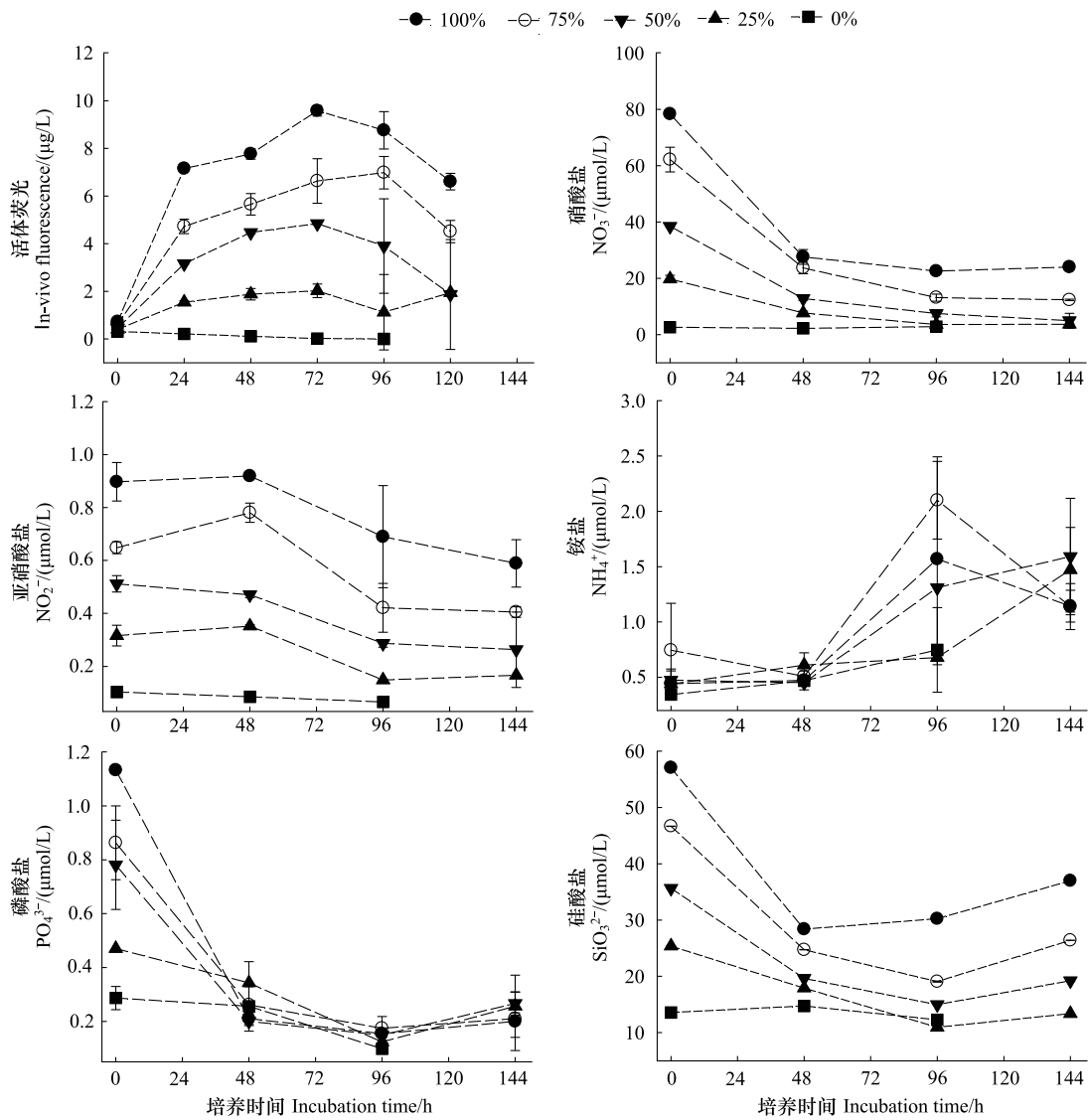


图3 培养过程中活体荧光、 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 随时间变化

Fig. 3 *In vivo* fluorescence, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_3^{2-} variation during incubation time series

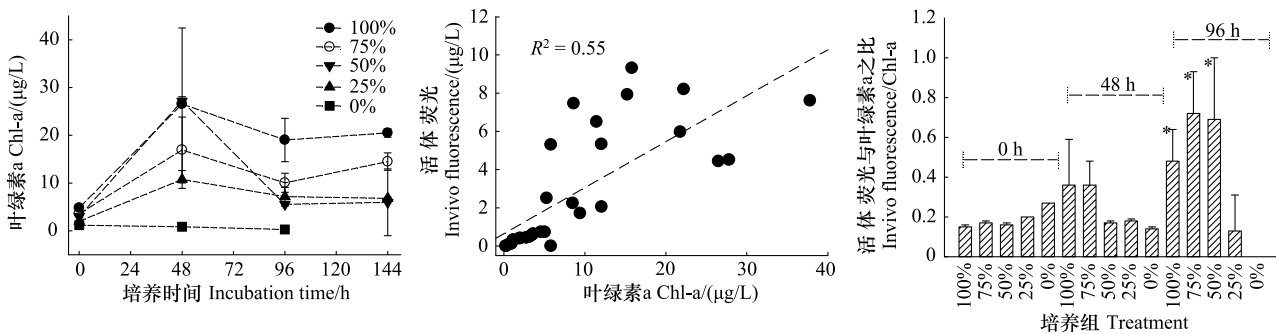


图4 培养过程中叶绿素随时间变化和活体荧光与叶绿素相关性比较以及培养0—96 h 不同混合组单位叶绿素发出的活体荧光强度

Fig. 4 Chl-a variation during incubation time series; the relationship between *in vivo* fluorescence and Chl-a during incubation; the *in vivo* fluorescence per Chl-a unit of spikes during 0—96 incubation

* 表示相对其他组显著差异 (one-way ANOVA 检验, $P < 0.05$)

对比培养 48 h 和 96 h 的叶绿素和活体荧光, 虽然 100%、75%、50% 组叶绿素明显下降, 而活体荧光仍在升

高(100%、75%组)或基本未变(50%组)(图4)。若利用活体荧光和叶绿素比值表征单位叶绿素所发出的活体荧光强度,考察5组不同时间序列样品,利用 one-way ANOVA 统计分析,在 $P < 0.05$ 时,100%、75%、50%组在培养 96 h 后的单位叶绿素所发活体荧光强度显著高于其他数据(图4),表示高淡水含量样品培养 96 h 后,单位叶绿素发出的活体荧光明显高于其他值,这与 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 等营养盐迅速被消耗后的营养限制状态相对应。培养实验中叶绿素和活体荧光相关系数 $R^2 = 0.514$ (图4),虽然不同营养状态单位叶绿素产生的活体荧光有所差别,但仍可利用活体荧光定量表征浮游植物生物量变化趋势^[14-16]。

3.2 不同盐度梯度下浮游植物生长速率与营养盐吸收

NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 绝对含量消耗随淡水比例减少而减少,表明光照、温度、培养时间、摄食压力等条件一致情况下,营养盐含量越高,其被利用程度越高(表2)。培养 48 h 后,100%组 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SiO_3^{2-} 分别有 65%、81%、50% 被利用,0%组初始浓度很低,营养盐利用也最少,可认为前 48 h 为培养浮游植物的指数生长期。

表2 培养 48 h 后各混合组生化参数绝对含量变化 ($C_{48\text{h}} - C_{0\text{h}}$)

Table 2 the biochemical parameters differences between 48 h and 0 h

$C_{48\text{h}} - C_{0\text{h}}$	100%	75%	50%	25%	0%
Chl-a/($\mu\text{g/L}$)	21.72	13.35	24.18	8.75	-0.33
NO_3^- /($\mu\text{mol/L}$)	-50.78	-38.48	-25.68	-12.08	-0.42
NO_2^- /($\mu\text{mol/L}$)	0.02	0.13	-0.04	0.04	-0.02
NH_4^+ /($\mu\text{mol/L}$)	0.03	-0.24	-0.02	0.17	0.12
PO_4^{3-} /($\mu\text{mol/L}$)	-0.92	-0.60	-0.58	-0.13	-0.03
SiO_3^{2-} /($\mu\text{mol/L}$)	-28.67	-21.93	-16.01	-7.47	1.16

负值表示减少

若定义生长速率^[17]:

$$u = \ln(F_E/F_1)/\Delta t$$

式中, u 为培养中浮游植物在 Δt 时间内的生长速率, F_1 为起始活体荧光浓度, F_E 为 Δt 时间后的浓度。由于起始营养盐较为充足,则某段时间营养盐平均吸收速率可按下式计算:

$$V_i = (C_1 - C_E)/\Delta t$$

式中, V_i 为培养 Δt 时间内某营养盐的平均吸收速率, C_1 为起始营养盐浓度, C_E 为 Δt 时间后的浓度。

如图5,100%组在指数生长期 0—48 h 内生长速率为 1.18/d,随淡水比例降低,浮游植物生长速率也降低,75%、50%、25%组分别为 1.12/d、1.14/d、0.77/d,而 0%组为 -0.52/d,表明外海水培养中有一定程度的个体消亡。

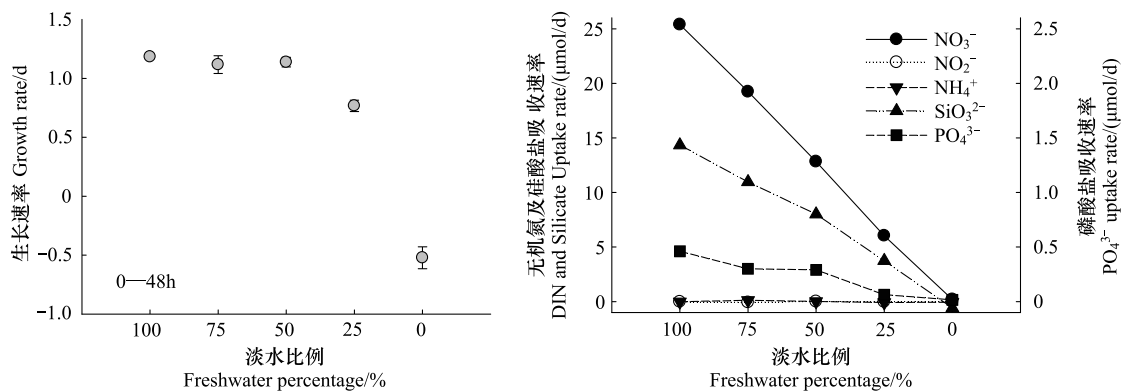


图5 培养 0—48 h 不同混合组生长速率、营养盐吸收速率比较

Fig. 5 The growth rate nutrients uptake rate difference of the bioassay groups during 0—48 h culturing

结果表明,不同培养组间 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 、 PO_4^{3-} 初始浓度与其指数生长期吸收速率成正相关。对 NO_3^- 100%、

75%、50%、25%、0% 组吸收速率分别为 25.39、19.24、12.84、6.04、0.21 $\mu\text{mol/d}$, 相关系数 $r^2 = 0.998$ 。对 SiO_3^{2-} 从 100% 至 25% 组吸收速率自 14.34 $\mu\text{mol/d}$ 降至 3.73 $\mu\text{mol/d}$, 相关系数 $r^2 = 0.995$ 。对 PO_4^{3-} 从 100% 至 0% 组吸收速率从 0.46 $\mu\text{mol/d}$ 降至 0.02 $\mu\text{mol/d}$, 相关系数 $r^2 = 0.984$ 。由于 NO_2^- 化学性质不稳定, 而 NH_4^+ 易受再生和排泄作用影响, 此相关性不明显。根据米氏方程 $V = V_{\max} [C] / (K_m + [C])$, K_m 值称为米氏常数, V_{\max} 是浮游植物被营养盐饱和时的吸收速率, $[C]$ 为营养盐浓度。 K_m 值的物理意义为反应达到 $1/2V_{\max}$ 的营养盐浓度, 只由浮游植物种类决定, 而与其叶绿素浓度无关。因此假定培养中浮游植物群落不变, 营养盐吸收速率主要取决于水体中营养盐浓度, 由培养结果可得, 不同组间营养盐初始浓度与指数生长期内营养盐吸收速率呈正相关关系(图 5)。对研究区域内同一混合组来说, 指数生长期吸收速率可排序为: $\text{NO}_3^- > \text{SiO}_3^{2-} > \text{PO}_4^{3-}$ 。

100% 组、75% 组、50% 组在指数生长期前 48 h 内活体荧光增长(分别为 7.0、5.0、4.0 mg/L)明显高于 48 h 至 96 h(分别为 1.0、1.3、-0.5 mg/L)(图 3), 说明前 48 h 已经有限制情况的发生。培养 96 h 后, 各组活体荧光开始下降, 对应 PO_4^{3-} 浓度接近绝对限制阈值 0.1 $\mu\text{mol/L}$ [18], 而 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 仍有富余, 表明长江口咸淡水混合过程中, 低于 26 盐度的水体中的 PO_4^{3-} 在 48 h 内可能被迅速消耗而产生限制作用, 是控制浮游植物生长的潜在限制因子。这与前人关于夏季长江口近岸海域一般是 P 限制 [19] 的研究相符, 如相关报导中的 C205 站 (31°N, 123°30'E) [5], E4 站 (31°N, 122°38'E) [6] 等, 一般在盐度低于 30.5 的水体中, 占东海大约 1/2 至 1/3 的区域 [20], 这正是含高浓度 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 的长江冲淡水影响区域。正因如此, 造成培养过程中至活体荧光开始下降时, 各组 NO_3^- 、 SiO_3^{2-} 最低值浓度不同, 而 PO_4^{3-} 几乎都接近绝对限制阈值。

3.3 不同盐度梯度下营养盐比例及消耗比例变化

各混合组 DIN/P 比值随着培养时间延长而有升高的趋势 ($\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$), 100% 组 DIN/P 比值增加了约一倍(图 6, 表 3), 这是由于指数生长期 PO_4^{3-} 被迅速消耗殆尽, 水体中 DIN 浓度减少相对较慢所致, 这与赤潮发生时水体 DIN/P 急剧升高 [5, 20, 21] 相类似。同理, 100%、75%、50% 组在 48 h 至 96 h 间 DIN 和 PO_4^{3-} 消耗比例比前 48 h 消耗比例明显升高(表 4), 表明营养充足条件下, 浮游植物指数增长期间将以逐渐增高的 DIN/P 比例吸收 N、P 营养盐, 在 N/P 比较高的河口, 可能直至 PO_4^{3-} 被耗尽才开始限制其增长, 并且营养越充足, 所支持的指数增长期越长。此外, 除 0% 组外各组 DIN/P 比值呈先增后降的趋势(图 6, 表 3), 峰值出现在不同时间点。可能与培养过程中吸收 DIN 相对 PO_4^{3-} 更快的藻种占优有关, 亦或与 PO_4^{3-} 短时间内再生相联, 需要进一步研究。

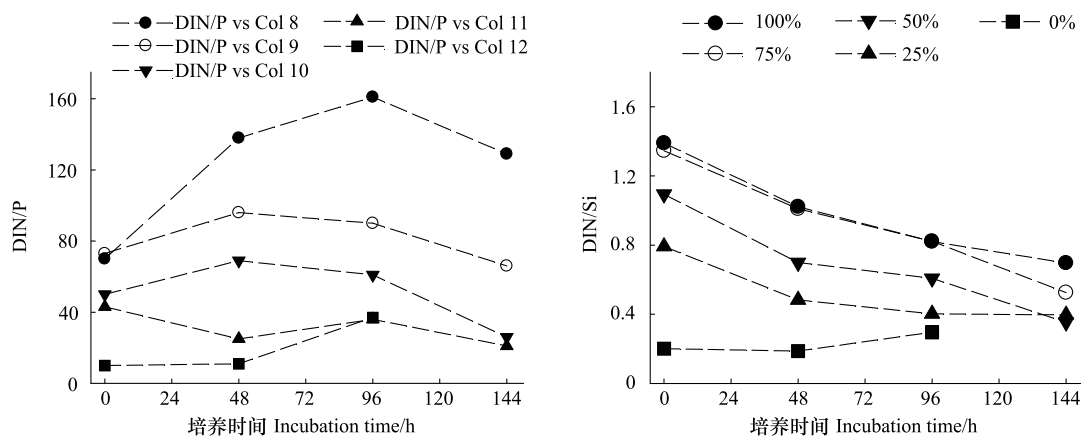


图 6 培养过程中 DIN/P、DIN/Si 比值变化

Fig. 6 DIN/P、DIN/Si variation during the incubation time series

除 0% 组外, 不同混合组 DIN/Si 比值随培养时间逐渐降低(图 6, 表 3), 0—48 h 内降低为 1.0, 表明硝酸盐消耗量高于硅酸盐。Wong 等 [24] 分析沉积物捕获器的样品后指出东北太平洋 50 m 以浅 $\text{Si}(\text{OH})_4^{2-}$ 和 NO_3^- 季节性消耗量平均比值为 1.1 ± 0.5 , 这与 Brzezinski [25] 在硅藻培养实验中得到的平均 Si:N 吸收量比值很接

近,也与本实验的平均 Si:N 吸收量(1.08 ± 0.7)有较好的可比性(表 4)。对硅藻来说,若初始 DIN/Si 比值记为 $(\text{DIN}/\text{Si})_{\text{int}}$,从 0 时间开始至 Δt 时间内吸收的营养盐比值为 $(\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si})$,则培养液中 DIN/Si 比 Δt 时间后升高或减小与否取决于初 $(\text{DIN}/\text{Si})_{\text{int}}$ 和 $(\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si})$ 的关系。当 $(\text{DIN}/\text{Si})_{\text{int}} > (\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si})$ 时, Δt 后 DIN/Si 比将升高; $(\text{DIN}/\text{Si})_{\text{int}} < (\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si})$ 时, Δt 后 DIN/Si 比将降低。对 100% 组, $(\text{DIN}/\text{Si})_{\text{int}} = 1.4$, 48 h 内平均 $\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si} = 1.8$, 因此 DIN/Si 降低。同理可知 75%、50%、25% 混合组和一定时间内 DIN/Si 比值变化亦如此。此外,亦有可能因旺发过程中优势种的营养竞争,由生长前期的硅藻转变为后期的甲藻,水体中硝酸盐持续消耗而硅酸盐利用量减少,从而造成 DIN/Si 比值降低。然而根据培养结束样品的色素指示和 Chemtax 软件分析,100%、75%、50%、25% 组色素 Fuco 占优势,表明硅藻为优势种,而 0% 组主要为蓝细菌和定鞭金藻。因此对于本培养实验各组来讲,初始 DIN/Si 小于一定时间内硅藻吸收的 $(\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si})$ 比,是造成 DIN/Si 比值减小的原因。

表 3 培养期不同时间各混合组营养盐比例变化

Table 3 the nutrients ratios variation at different time during incubation

培养时间 Time/h		100%	75%	50%	25%	0%
0	DIN/P	70	73	50	43	10
	DIN/Si	1.4	1.4	1.1	0.8	0.2
48	DIN/P	138	96	69	25	11
	DIN/Si	1.0	1.0	0.7	0.5	0.2
96	DIN/P	161	90	61	36	37
	DIN/Si	0.8	0.8	0.6	0.4	0.3
144	DIN/P	129	66	26	21	—
	DIN/Si	0.7	0.5	0.4	0.4	—

表 4 不同时间间隔各混合组营养盐变化比例

Table 4 nutrients variation ratios at different time intervals during incubation

培养时间 Time/h		100%	75%	50%	25%	0%
0—48	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{P}$	55	64	44	93	10
	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si}$	1.8	1.8	1.6	1.6	-0.3(Si)
48—96	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{P}$	75	107	91	20	-6(DIN)
	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si}$	-2.2(Si)	1.6	1.0	0.6	-0.4(DIN)
96—144	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{P}$	20	-50(P)	-20(P)	7	37
	$\Delta\text{DIN}/\Delta\text{Si}$	0.1	-0.2(Si)	-0.5(Si)	0.4	0.30

负值表示某项营养盐测量值有所增加,在括号内标出

3.4 河口咸淡水混合的实际意义

从浮游植物生长的速率和最大值来看,在模拟环境条件相同的条件下,淡水含量高的组其生长速度和极大值都为最高,这应是由于去除浮游动物影响后摄食压力减小,且在淡水中高浓度的营养盐条件下,浮游植物迅速生长直至某种营养盐相对限制,因此在此种意义上讲其极大值决定于潜在限制因子的浓度含量。而 0% 组由于营养盐浓度极低未显示出明显变化,可能存在营养盐的绝对含量限制,与深海大洋等较低初级生产力^[26]区域类似。长江口自然海域中,咸淡水混合主要造成盐度差异、透明度差异、营养盐浓度差异等等,从限制因子角度来讲,长江口近岸海区虽然营养盐浓度很高,但高浓度的悬浮物造成光限制^[27],且存在浮游动物摄食压力,因此生物量低。长江冲淡水羽状锋面区(盐度 5—31^[28])透明度适宜,营养充分,造成浮游植物迅速并且大量旺发,因此此处也常被称为赤潮高发区^[3]。外海营养盐浓度很低,甚至低于检测限,可能存在无机氮营养盐绝对限制,因此生长速率和叶绿素浓度长期处于很低水平。

同时,在锋面区,咸淡水自然混合可能并未改变营养盐结构,而由于混合后改变了透光率^[27]、盐度等条件造成浮游植物旺发,从而对营养盐结构改变显著。长江口自然海区夏季常观察到局部叶绿素高值区和高 DIN/P 区相对应^[27],且 DIN/Si 比的改变可能与浮游植物优势种演替^[29]有关,如甲藻逐渐占优时 DIN/Si 下降而硅藻占优时上升^[30]。培养实验结果表明混合组伴随活体荧光的增高,PO₄³⁻ 显著被消耗甚至低于检测线,DIN/P 逐渐升高,DIN/Si 比值降低,这与实际报导^[30]基本一致。

4 结论

本工作展示了不同比例咸淡水混合对浮游植物生长的影响作用,以及营养盐结构的被动改变特征,高比例淡水可以支持较大浮游植物生物量和较高生长速率,培养过程中指数生长期出现较高的 DIN/P 比和 DIN/Si 比。而外海水中叶绿素含量很低,浮游植物生长极缓慢,营养盐消耗也不明显。此外,除 0% 组外各组 DIN/P 比值呈先增后降的趋势,若能结合浮游植物种类鉴定来研究营养盐结构变化可能更具意义。

本混合培养去除了浮游动物摄食影响,同时在适宜光照条件下进行,以观察研究现场咸淡水混合对浮游植物生长的影响,对了解实际河口冲淡水影响海区浮游植物旺发的发生发展过程有一定指示意义,然而自然河口环境中环境条件非常复杂,还受潮汐和海流、天气等影响,细菌等微生物的同化异化作用,因此实际应用应多方面分析考虑。

致谢:陈全振研究员及其课题组在夏季航次中提供支持,殷克东研究员和北斗号船员对工作给予帮助,特此致谢。

References:

- [1] Wang B D. On the extension and nutrient transportation of the Changjiang River diluted water. *Journal of Oceanography of Huanghai and Bohai Seas*, 1998, 16(2): 41-47.
- [2] Zhou M J, Zhu M Y, Zhang J. Status of harmful algal blooms and related research activities in China. *Chinese Bulletin of Life Sciences*, 2001, 13(2): 54-59.
- [3] Zhou M J, Yan T, Zou J Z. Preliminary analysis of the characteristics of red tides areas in Changjiang River estuary and its adjacent sea. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(7): 1031-1038.
- [4] Fang T, Li D J, Yu L H, Li Y. Changes in nutrient uptake of phytoplankton under the interaction between sunlight and phosphate in Changjiang (Yangtze) River Estuary. *Chinese Journal of Geochemistry*, 2008, 27(2): 161-170.
- [5] Zhao W H, Wang J T, Li J T, Cui X, Wu Y L, Miao H. Contrast of nutrient limiting phytoplankton growth in the Changjiang River Estuary and the adjacent areas between summer and winter. *Acta Oceanologica Sinica*, 2006, 28(3): 119-126.
- [6] Cao Y, Li D J, Chen J Y, Zhang J. Experimental study on the phosphate limitation in situ in the Changjiang Estuary. *Chinese Journal of Marine Environmental Science*, 2005, 24(2): 1-4.
- [7] Kattner G. Storage of dissolved inorganic nutrients in seawater: poisoning with mercuric chloride. *Marine Chemistry*, 1999, 67(1/2): 61-66.
- [8] Zhang J, Liu S M, Ren J L, Wu Y, Zhang G L. Nutrient gradients from the eutrophic Changjiang (Yangtze River) Estuary to the oligotrophic Kuroshio waters and reevaluation of budgets for the East China Sea Shelf. *Progress in Oceanography*, 2007, 74(4): 449-478.
- [9] Wang K, Chen J F, Xu J, Jin M M, Jin H Y, Li H L, Gao S Q, Lu Y, Huang D J. The relationship between dissolved inorganic nitrogen and fresh/saline water mixing during summer in the Changjiang Estuary and the adjacent East China Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 2010, 32(4): 77-87.
- [10] Slovacek R E, Hannan P J. In vivo fluorescence determinations of phytoplankton chlorophyll a. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22(5): 919-925.
- [11] Yentsch C S, Menzel D W. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 1963, 10(3): 221-231.
- [12] Kiefer D. Fluorescence properties of natural phytoplankton populations. *Marine Biology*, 1973, 22(3): 263-269.
- [13] Thomas W H. On nitrogen deficiency in tropical Pacific oceanic phytoplankton: photosynthetic parameters in poor and rich waters. *Limnol Oceanogr*, 1970, 15(3): 380-385.
- [14] Yin K D, Song X X, Sun J, Wu M C S. Potential P limitation leads to excess N in the pearl river estuary coastal plume. *Continental Shelf Research*, 2004, 24(16): 1895-1907.

- [15] Gregor J, Maršálek B. A simple in vivo fluorescence method for the selective detection and quantification of freshwater cyanobacteria and eukaryotic algae. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 2005, 33(2): 142-148.
- [16] Yin K D, Qian P Y, Wu M C S, Chen J C, Huang L M, Song X Y, Jian W J. Shift from P to N limitation of phytoplankton growth across the Pearl River estuarine plume during summer. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 221: 17-28.
- [17] Andersen R A. *Algal Culturing Techniques*. Burlington: Elsevier Academic Press, 2005: 578-578.
- [18] Justić D, Rabalais N N, Turner R E. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 30(1): 41-46.
- [19] Hu M H, Yang Y P, Xu C L, Harrison J P. Phosphate limitation of phytoplankton in Yangtze estuary. *Acta Oceanologica Sinica*, 1989, 11(4): 439-443.
- [20] Wong G T F, Wang G C, Lin K K, Pai S C. 'Excess Nitrate' in the East China Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1998, 46(3): 411-418.
- [21] Tang R, Dong H, Wang F. Biogeochemical behaviour of nitrogen and phosphate in the Changjiang estuary and its Excess nitrate in the East China Sea adjacent waters//Yu G H, Martin J M, Zhou J Y, Windom H, Dawson R, eds. *Biogeochemical Study of the Changjiang Estuary*. Beijing: China Ocean Press, 1990: 322-334.
- [22] Hutchins D A, Bruland K W. Iron-limited diatom growth and Si:N uptake ratios in a coastal upwelling regime. *Nature*, 1998, 393(6685): 561-564.
- [23] Smith S L, Yoshie N, Yamanaka Y. Physiological acclimation by phytoplankton explains observed changes in Si and N uptake rates during the SERIES iron-enrichment experiment. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2010, 57(3): 394-408.
- [24] Wong C S, Waser N A D, Whitney F A, Johnson W K, Page J S. Time-series study of the biogeochemistry of the North East subarctic Pacific: reconciliation of the C_{org}/N remineralization and uptake ratios with the Redfield ratios. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2002, 49(24/25): 5717-5738.
- [25] Brzezinski M A. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 1985, 21(3): 347-357.
- [26] Karl D M. Nutrients dynamics in the deep blue sea. *Trends in Microbiology*, 2002, 10(9): 410-418.
- [27] Ning X R, Shi J X, Cai Y M, Liu C G. Biological productivity front in the Changjiang Estuary and Hangzhou Bay and its ecological effects. *Acta Oceanologica Sinica*, 2004, 26(6): 96-106.
- [28] Hu F X, Hu H, Gu G C, Su C, Gu X J. Salinity fronts in the Changjing River Estuary. *Oceanologia et Limnologia Sinica Supplement*, 1995, 26(5): 23-31.
- [29] Zhou M J, Zhu M Y. Progress of the Project "Ecology and Oceanology on Harmful Algal Blooms in China". *Advances in Earth Science*, 2006, 21(7): 673-679.
- [30] Li J. The Research of Nutrient Structure and Its Function on the Succession of Phytoplankton Predominant Species in the High Frequent Harmful Algae Blooms Occurrence Areas in East China Sea [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008: 15-32.

参考文献:

- [1] 王保栋. 长江冲淡水的扩展及其营养盐的输运. *黄渤海海洋*, 1998, 16(2): 41-47.
- [2] 周名江, 朱明远, 张经. 中国赤潮的发生趋势和研究进展. *生命科学*, 2001, 13(2): 54-59.
- [3] 周名江, 颜天, 邹景忠. 长江口邻近海域赤潮发生区基本特征初探. *应用生态学报*, 2003, 14(7): 1031-1038.
- [5] 赵卫红, 王江涛, 李金涛, 崔鑫, 吴玉霖, 苗辉. 长江口及邻近海域秋冬季浮游植物营养限制及其比较. *海洋学报*, 2006, 28(3): 119-126.
- [6] 曹勇, 李道季, 陈吉余, 张经. 长江口区磷限制的现场实验. *海洋环境科学*, 2005, 24(2): 1-4.
- [9] 王奎, 陈建芳, 徐杰, 金明明, 金海燕, 李宏亮, 高生泉, 卢勇, 黄大吉. 夏季长江口无机氮的加入与转移偏移理论稀释曲线的解释. *海洋学报*, 2010, 32(4): 77-87.
- [19] 胡明辉, 杨逸萍, 徐春林, Harrison J P. 长江口浮游植物生长的磷酸盐限制. *海洋学报*, 1989, 11(4): 439-443.
- [27] 宁修仁, 史君贤, 蔡昱明, 刘诚刚. 长江口和杭州湾海域生物生产力锋面及其生态学效应. *海洋学报*, 2004, 26(6): 96-106.
- [28] 胡方西, 胡辉, 谷国传, 苏诚, 顾学俊. 长江河口盐度锋. *海洋与湖沼*, 1995, 26(5): 23-31.
- [29] 周名江, 朱明远. "我国近海有害赤潮发生的生态学、海洋学机制及预测防治" 研究进展. *地球科学进展*, 2006, 21(7): 673-679.
- [30] 李京. 东海赤潮高发区营养盐结构及对浮游植物优势种演替的作用研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学化学化工学院, 2008: 15-32.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 32, No. 1 January, 2012 (Semimonthly)

CONTENTS

Allee effects of local populations and the synchrony of metapopulation	LIU Zhiguang, ZHAO Xue, ZHANG Fengpan, et al (1)
Effects of leaf hair points on dew deposition and rainfall evaporation rates in moss crusts dominated by <i>Syntrichia caninervis</i> , Gurbantunggut Desert, northwestern China	TAO Ye, ZHANG Yuanming (7)
The influence of freshwater-saline water mixing on phytoplankton growth in Changjiang Estuary	WANG Kui, CHEN Jianfang, LI Hongliang, et al (17)
The responses of hydrological indicators to watershed characteristics	TIAN Di, LI Xuyong, Donald E. Weller (27)
Lake nutrient ecosystems in the east-central moist subtropical plain of China	KE Xinli, LIU Man, DENG Xiangzheng (38)
The current water trophic status in Tiaoxi River of Taihu Lake watershed and corresponding coping strategy based on N/P ratio analysis	NIE Zeyu, LIANG Xinqiang, XING Bo, et al (48)
Reversion and analysis on cyanobacteria bloom in Waihai of Lake Dianchi	SHENG Hu, GUO Huaicheng, LIU Hui, et al (56)
Effects of cutting disturbance on spatial heterogeneity of fine root biomass of <i>Larix principis-rupprechtii</i>	YANG Xiuyun, HAN Youzhi, ZHANG Yunxiang, et al (64)
Responses of elm (<i>Ulmus pumila</i>) woodland to different disturbances in northeastern China	LIU Li, WANG He, LIN Changcun, et al (74)
Impacts of grazing and climate change on the aboveground net primary productivity of mountainous grassland ecosystems along altitudinal gradients over the Northern Tianshan Mountains, China	ZHOU Decheng, LUO Geping, HAN Qifei, et al (81)
Response of herbaceous vegetation to phosphorus fertilizer in steppe desert	SU Jieqiong, LI Xinrong, FENG Li, et al (93)
Spatiotemporal characteristics of landscape change in the coastal wetlands of Yancheng caused by natural processes and human activities	ZHANG Huabing, LIU Hongyu, HAO Jingfeng, et al (101)
Response of species diversity in <i>Caragana Korshinskii</i> communities to climate factors and grazing disturbance in Shanxi, Shaanxi, Ningxia and Inner Mongolia	ZHOU Ling, SHANGGUAN Tieliang, GUO Donggang, et al (111)
Seasonal change of leaf morphological traits of six broadleaf seedlings in South China	XUE Li, ZHANG Rou, XI Ruchun, GUO Shuhong, et al (123)
Correlation analysis on <i>Reaumuria soongorica</i> seed traits of different natural populations in Gansu Corridor	SU Shiping, LI Yi, CHONG Peifang (135)
Carbon fixation estimation for the main plantation forest species in the red soil hilly region of southern-central Jiangxi Province, China	WU Dan, SHAO Quanqin, LI Jia, et al (142)
Effects of clonal integration on growth of <i>Alternanthera philoxeroides</i> under simulated acid rain and herbivory	GUO Wei, LI Junmin, HU Zhenghua (151)
Difference of the fitness of <i>Helicoverpa armigera</i> (Hübner) fed with different pepper varieties	JIA Yueli, CHENG Xiaodong, CAI Yongping, et al (159)
Hyperspectral estimating models of tobacco leaf area index	ZHANG Zhengyang, MA Xinming, JIA Fangfang, et al (168)
Temporal and spatial distribution of <i>Bemisia tabaci</i> on different host plants	CUI Hongying, GE Feng (176)
Abundance and composition of CO ₂ fixating bacteria in relation to long-term fertilization of paddy soils	YUAN Hongzhao, QIN Hongling, LIU Shoulong, et al (183)
Effect of <i>Leucaena leucocephala</i> on soil organic carbon conservation on slope in the purple soil area	GUO Tian, HE Binghui, JIANG Xianjun, et al (190)
Isolation and the remediation potential of a Laccase-producing Soil Fungus F-5	MAO Ting, PAN Cheng, XU Tingting, et al (198)
Spatial heterogeneity of soil microbial biomass in Mulun National Nature Reserve in Karst area	LIU Lu, SONG Tongqing, PENG Wanxia, et al (207)
Root functional traits and trade-offs in one-year-old plants of 25 species from the arid valley of Minjiang River	XU Kun, LI Fanglan, GOU Shuiyan, et al (215)
Spatial distribution of carbon density in grassland vegetation of the Loess Plateau of China	CHENG Jimin, CHENG Jie, YANG Xiaomei, et al (226)
Effect of nitrogen concentration in the subtending leaves of cotton bolls on the strength of source and sink during boll development	GAO Xiangbin, WANG Youhua, CHEN Binglin, et al (238)
Long-term tillage effects on soil organic carbon and microbial biomass carbon in a purple paddy soil	LI Hui, ZHANG Junke, JIANG Changsheng, et al (247)
Effects of exogenous calcium on resistance of <i>Hydrilla verticillata</i> (L. f.) Royle to cadmium stress	MIN Haili, CAI Sanjuan, XU Qinsong, et al (256)
Comparison of grain protein components and processing quality in responses to dim light during grain filling between strong and weak gluten wheat cultivars	LI Wenyang, YAN Suhui, WANG Zhenlin (265)
Review and Monograph	
Salt-responsive mechanisms in the plant root revealed by proteomic analyses	ZHAO Qi, DAI Shaojun (274)
The research progress and prospect of watershed ecological risk assessment	XU Yan, GAO Junfeng, ZHAO Jiahu, et al (284)
A review of the environmental behavior and effects of black carbon in soils and sediments	WANG Qing (293)
Scientific Note	
Variation in main morphological characteristics of <i>Amorpha fruticosa</i> plants in the Qinghai-Tibet Plateau	LIANG Kunlun, JIANG Wenqing, ZHOU Zhiyu, et al (311)
Identification of aphid resistance in eleven species from <i>Dendranthema</i> and <i>Artemisia</i> at seedling stage	SUN Ya, GUAN Zhiyong, CHEN Sumei, et al (319)
Research of padded film for afforestation in coastal argillaceous saline-alkali land	JING Feng, ZHU Jinzhao, ZHANG Xuepei, et al (326)

《生态学报》2012 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的自然科学高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究原始创新性科研成果,特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,280 页,国内定价 70 元/册,全年定价 1680 元。

国内邮发代号:82-7 国外邮发代号:M670 标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路 18 号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

(半月刊 1981 年 3 月创刊)

第 32 卷 第 1 期 (2012 年 1 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 32 No. 1 2012

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel: (010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717	Published by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100717 电话:(010)64034563 E-mail: journal@espg.net	Distributed by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel: (010)64034563 E-mail: journal@espg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add: P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元