

菹草种群对湖泊水质空间分布的影响

王锦旗¹, 郑有飞^{1*}, 王国祥²

(1. 南京信息工程大学环境科学与工程学院, 南京 210044; 2. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210097)

摘要:对南京玄武湖菹草种群内外水体进行了 26 h 连续理化指标监测及分析, 研究菹草种群对湖泊水体的环境效应. 结果表明, 表层水体 DO 最高值(11.85 mg/L)、最低值(9.90 mg/L)均出现在种群内, 种群外水域 DO 含量随与种群距离增加而递减; 种群内及开阔水域表层与底层 DO 差异较小, 而种群与开阔水域交界处表层与底层 DO 差异较大. pH 值自种群内向开阔水域递减, 表层水体种群内 pH 最高值达 10.3, 种群外最低值仅 9.2; 种群内表层水体 pH 高于底层, 而开阔水域无梯度差异. 水体 TDS 含量随与种群距离增加而升高, 种群外表层水体最高达 216.9 mg/L, 种群内最低仅为 177.7 mg/L; 表层水体 TDS 均低于底层. TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 含量自种群内向开阔水域递增, 种群内 TN 均低于 2.00 mg/L, 种群外均高于 2.00 mg/L, 种群内 NO₂⁻-N 均低于 0.026 mg/L, 种群外均高于 0.026 mg/L, 种群内 NO₃⁻-N 均低于 1.25 mg/L, 种群外大部分高于 1.25 mg/L, 表层水体 TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 低于底层, 但差异均不显著 ($p > 0.05$); NH₄⁺-N 含量种群内外及垂直差异均无明显规律性. 表层水体 TP、PO₄³⁻-P 含量种群内低于种群外, 种群外表层 TP、PO₄³⁻-P 最高点较种群内最低点分别高出 90.9%、69.64%, 种群内底层水体 TP、PO₄³⁻-P 含量显著高于表层, 种群外表层与底层水体 TP、PO₄³⁻-P 含量垂直差异不显著. 菹草种群对湖泊水体水质起到一定改善作用.

关键词:湖泊; 菹草; 种群; 溶解氧; 氮; 磷

中图分类号: X171.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)02-0416-07

Influences of *Potamogeton crispus* Population on the Lake Water Quality Distribution

WANG Jin-qi¹, ZHENG You-fei¹, WANG Guo-xiang²

(1. School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2. School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, China)

Abstract: A continuing 26-hour monitoring is given on the physical and chemical indicators of the water around the *Potamogeton crispus* population in Xuanwu Lake, Nanjing City to study the consequent environmental effects. The result shows that both the highest (11.85 mg/L) and the lowest (9.90 mg/L) DO concentrations occur in the population, while the DO concentration decreases with increasing distance from the population. The DO concentration difference of the surface and bottom waters within the population and the open waters is slight, yet it is more obvious in the junction between the population and the open waters. The pH value declines from the population to the open waters. The maximum pH value of the surface water within the population is 10.3, and the minimum value outside the population is 9.2. The pH value of surface water is higher than the bottom within the population, but there is no such difference in the open waters. The TDS content increases with increasing distance from the population, which shows the maximum is 216.9 mg/L of the surface water and the minimum is 177.7 mg/L outside the population. The TDS value of the surface is lower than that in the bottom. The TN, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N contents also increase with the increasing distance from the population, in that the TN content is lower than 2.00 mg/L within the population while the outside is higher than 2.00 mg/L; the NO₂⁻-N content is less than 0.026 mg/L within the population while the outside is higher than 0.026 mg/L; the NO₃⁻-N content is lower than 1.25 mg/L within the population while the outside is mostly higher than 1.25 mg/L. The TN, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N contents of the surface water are lower than those in the bottom, but the difference is insignificant ($p > 0.05$). There is no significant difference of the NH₄⁺-N content between the inner population and the external and the surface and the bottom. The TP and PO₄³⁻-P contents of the surface water are lower than those in the bottom within the population, in that the TP, PO₄³⁻-P contents of the highest point of the surface water within the population are 90.9% and 69.64% higher than the lowest point outside the population. The TP and PO₄³⁻-P contents of the bottom water are significantly higher than those of the surface within the population, but the difference is slight from outside the population. Therefore, the *Potamogeton crispus* population plays an important role in improving the lake water quality.

Key words: lake; *Potamogeton crispus*; population; dissolved oxygen; nitrogen; phosphorus

菹草 (*Potamogeton crispus*) 是眼子菜科多年生沉水草本植物, 是一种典型的秋季萌发、越冬生长的沉水植物, 菹草春季生长迅速、夏初死亡^[1]. 主要分

收稿日期: 2010-03-17; 修订日期: 2010-06-28

作者简介: 王锦旗 (1976 ~), 男, 博士研究生, 讲师, 主要研究方向为生态学, E-mail: w_j_q@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: zhengyf@nuist.edu.cn

布在河流、小溪、池塘、淡水湖泊等水域,部分深水水域株高可达4m^[2].菹草在适宜的温度条件下,通过根状茎产生大量无性系小株快速进行繁殖,是典型的单轴型无性系植物.一定空间内的菹草种群实际上是由数个无性系集成成的种群^[3].

沉水植物是湖泊生态系统重要的初级生产者,能分泌化感物质抑制藻类繁殖^[4],还可吸收水体及沉积物中的营养盐,为水体食物链提供食物和庇护栖息场所,对维护湖泊生态系统,控制湖泊富营养化具有重要生态价值^[5].因此,沉水植物是水生生态修复的重要工具.菹草作为冬春季沉水植物的优势种,在水体生态修复过程中起重要作用,其存在对湖泊水质及水生生态系统均能产生重要影响^[6-8].

2005年9~11月菹草在南京玄武湖各湖区离岸50~100 m内的浅水区稀疏萌发,11月底,在湖边浅水区零星可见,整体分布面积不大.2005年12月~2006年2月,仍以湖边浅水区为主,面积没有更大扩展.2006年3月,菹草扩展速度明显加快,3月底,东北湖盖度达30%左右;西北湖约20%~30%;西南湖约20%~30%;东南湖菹草密度最大处达792株(分枝)/m².为研究菹草大量出现对湖区水质的影响,于2006年4月17日13:30至次日15:30对湖区菹草种群分布区及周围水域主要理化因子进行了26 h连续监测,通过查明菹草种群对湖泊水体的环境效应,以期为进一步研究菹草种群对

水体的影响提供一些理论依据.

1 材料与方法

1.1 监测区概况

南京玄武湖属城市天然小型浅水湖泊,面积约3.7 km²,平均水深1.3 m.其水面被湖心州分割成北湖区、东南湖区、西南湖区三部分,北湖区又可根据方位分为西北湖区和东北湖区.监测点选择西北湖区一岸边带菹草连续分布区,其他湖区及湖心区因管理人员定期刈割和游人干扰,菹草种群面积小且不连续.监测水域水流稳定,游船较少,菹草生长及水体受扰动均较小.该区平均水深约92 cm,菹草种群沿湖岸南北向连续均匀分布,菹草种群离岸平均宽度约100 m,平均高度达130 cm,分枝数平均约650株/m².

1.2 监测点设置

监测点设置如图1所示.在菹草种群中央区域设2个监测点,分别记为“1号”和“2号”.在种群与开阔水域过渡区设3个监测点,在种群内部边缘处设一个点,记为“3号”;在种群与开阔水域交界线处设一个点,记为“4号”;在过渡处开阔水域设一个监测点,记为“5号”.无草开阔水域设3个监测点,分别记为“6号”、“7号”、“8号”,各监测点离岸距离及水深情况见表1.为保证监测点准确,监测线两端用木桩固定,并用尼龙绳连接,并在各监测点用竹竿标记.

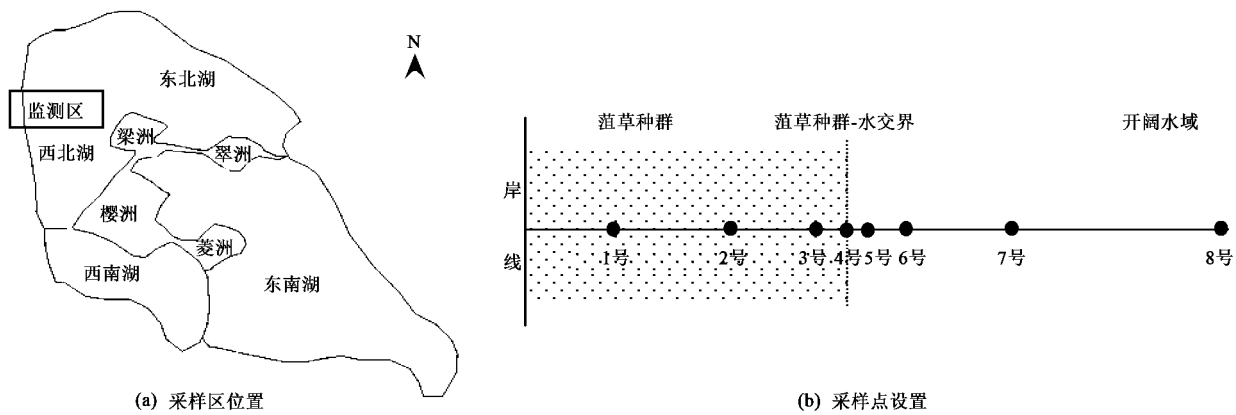


图1 监测区及监测点布点示意
Fig. 1 Location and distribution of the monitoring areas

表1 各监测点水深及离岸距离

参数	监测点							
	1	2	3	4	5	6	7	8
水深/cm	100	100	110	90	60	60	110	105
离岸距离/m	26	59	84	93	100	107.5	157.5	217.5

1.3 监测方法及频率

水温 and 溶解氧(DO)自水面向下每隔20 cm监测一个点,采用YSI-55型溶解氧仪于现场测定;pH采用HANNA便携式防水型pH计测定;溶解性总固体(TDS)由HI98312型TDS计测定,pH、TDS均由

采水器采水后于现场测定. 总氮 (TN)、氨氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、亚硝态氮 ($\text{NO}_2^- \text{-N}$)、硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) 和总磷 (TP)、正磷酸盐 ($\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$) 由 Skalar 流动水质分析仪 (荷兰) 经预处理后测得, 氮、磷等营养盐指标分别取水样带回实验室测得, 表层水样取水下 5 cm 处, 底层水样取水下 60 cm 处, 分别记作表层及底层. 因部分监测点水深仅 60 cm, 故 80 cm 及 100 cm 处数据未作分析.

监测时间自 2006 年 4 月 17 日 13:30 ~ 18 日 15:30, 水温、DO、TDS、pH 监测频率 1 次/2 h. 氮、磷取样时间分别为 17 日 13:30, 18 日的 01:30、07:30、11:30、15:30.

1.4 数据处理方法

数据利用 Excel 及 SPSS 13.0 软件进行统计分析 & 显著性检验. 其中 DO 数据 17 日 19:30 ~ 18 日 05:30 之间处理为“夜”, 其余时间为“昼”.

2 结果与讨论

2.1 菹草种群对水体 DO 的影响

水体 DO 空间变化如图 2 及表 2 所示. 4 个水深 DO 含量从表层向底层递减, 8 个点平均 DO 含量从表层 5 cm 至底层 60 cm 依次为: 10.89、10.22、10.00、9.40 mg/L. 种群内 1 号、2 号点及离种群较远的 7 号、8 号点各水深 DO 垂直差异不大, 4 ~ 6 号

点各水深 DO 垂直差异较大. 各水深平均 DO 昼夜变化以表层 5 cm 最大, 昼高出夜 1.42 mg/L, 20 cm 及 40 cm 仅高出 0.90 mg/L、0.23 mg/L, 60 cm 夜高出昼 0.16 mg/L, 差异均较小. 各点水平分布看, 表层 5 cm 及水下 20 cm、40 cm 处 DO 均从 1 ~ 3 号点迅速下降, 其中最高值均为 1 号点, 最低值均为 3 号, 其中表层 DO 变化幅度较大, 1 号点达 11.85 mg/L, 3 号最低, 仅为 9.90 mg/L, 4 号升至 11.51 mg/L, 4 ~ 8 号持续下降. 60 cm 处 DO 最高值在 1 号点, 达 11.50 mg/L, 从 1 ~ 5 号持续降低, 在 5 号出现最低值, 为 8.36 mg/L, 继而向 7 号点升高, 8 号点略有下降.

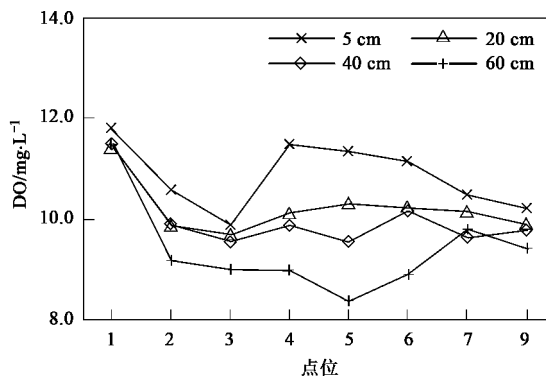


图 2 监测点 DO 含量

Fig. 2 DO concentration of all monitoring points

表 2 监测点昼夜 DO 含量 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 2 Diurnal DO concentration of all monitoring points / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

水深	监测点							
	1	2	3	4	5	6	7	8
5 cm (昼)	12.23	11.45	10.71	12.12	11.43	11.64	11.14	10.27
5 cm (夜)	11.09	8.96	8.30	10.29	11.24	10.28	9.22	10.19
20 cm (昼)	12.08	10.48	9.96	10.55	10.71	10.62	10.41	10.26
20 cm (夜)	10.68	9.23	9.44	9.59	9.89	9.75	9.86	9.50
40 cm (昼)	11.66	9.79	9.54	9.98	9.60	10.44	9.61	10.20
40 cm (夜)	11.26	10.04	9.58	9.75	9.54	9.82	9.68	9.36
60 cm (昼)	11.22	8.97	8.75	8.88	8.41	9.23	9.64	9.52
60 cm (夜)	11.83	9.41	9.32	9.15	8.31	8.52	9.99	9.33

由图 2 及表 2 可知, 从垂直分布分析, 1 号点处于种群中央, 菹草生长密集, 阻碍水体流动, 且菹草产氧最丰富, 因水生植物通过组织将氧传输植株全身, 并向底泥中根部扩散, 以保证水中各部分器官的正常呼吸和代谢的需要^[9,10], 各深度均能获得菹草产生的氧, 故 DO 差异不大, 但较其他点高; 而 2 号及 3 号表层菹草产生的氧除向底层传输外, 还向附近水域分子扩散, 故表层与底层 DO 差异较 1 号点略大. 而开阔水域各点经藻类光合作用和大气复氧能力大致相当, 而 4 ~ 6 号点表层水体除接受大气复

氧外, 还接受来自种群内传输的氧, 且靠近种群, 水体紊动程度较弱, 表层与底层水体交换较弱, 故水体垂直 DO 差异较大. 而 7 号、8 号点离种群较远, 水体紊动程度较强, 表层与底层水体交换较强, 故表层与底层 DO 差异不大.

从水平分布看, 白天菹草生长旺盛, 故通过光合作用产氧量大于开阔水域中藻类及微生物的产氧量, 但菹草区表层被叶片覆盖, 其大气复氧能力较开阔水域弱, 故总体上 1 号表层 DO 较高. 2 号及 3 号菹草顶端叶片通过光合作用产生的氧不仅垂直向底

层传输,还侧向向开阔水域分子扩散,使水体 DO 含量有所减少;另有研究表明水生植物种群为水生动物生长繁殖提供了空间与环境^[11,12],故种群内水体中浮游生物及微生物种类和数量较开阔水域丰富,通过呼吸作用消耗氧也较多,加之旺盛生长的菹草呼吸作用消耗部分 DO,故此表层 DO 最低.进入种群周围开阔水域(4~6号)不仅可接受来自种群内产生的氧,还可经大气复氧接受大气中的氧,故形成交界处4~6号点 DO 较高现象,离菹草区近的点获得 DO 要多,远的要少,故从4~6号点 DO 依次降低.而7~8号点因距种群距离较远,仅通过大气复氧进行氧交换,所以水体中 DO 较低.

2.2 菹草种群对水体 pH 的影响

菹草种群对水体 pH 的影响如图3所示.从水平分布来看,表层及底层水体 pH 值均从1~8号点依次降低,表层水体中1号点 pH 最高,达10.3,8号点 pH 最低,仅9.2,两者相差1.1.底层水体中1号点 pH 达10.1,8号点仅为9.2,两者相差0.9.从 pH 垂直分布看,种群至交界处的1~4号点表层 pH 明显高于底层,开阔水域的5~8号点表层 pH 与底层一致,均为9.2或9.3.

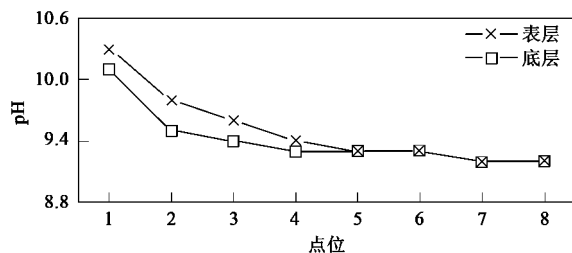


图3 监测点 pH

Fig. 3 pH value of all monitoring points

沉水植物的光合放氧作用,为水体提供氧化环境,改变水体 $\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$ 平衡,影响水体 pH 值^[13].赵联芳等^[14]的研究也表明,沉水植物因其根、茎、叶完全沉没于水中,在白天光照充足时,强烈的光合作用消耗水中的 CO_2 ,导致水中 pH 值的增加.由图3可见,菹草种群在生长过程中因光合作用消耗水体 CO_2 量高于开阔水域,使水体中 H^+ 浓度降低,pH 值升高,故 pH 值从1~8号逐渐降低.垂直方向上因菹草生物量主要集中在植株顶部,故因光合作用消耗 CO_2 量高于底部,故1~4号点表层水体 pH 均高于底部,而在开阔水域无水生植物,水体 pH 受浮游生物及微生物活动影响较小,表层 pH 与底层基本无差异.

2.3 菹草种群对水体 TDS 的影响

水体中 TDS 含量如图4所示.从水平分布来看,表层及底层水体 TDS 含量从1~8号依次升高,表层8号点平均达216.9 mg/L,1号点仅为177.7 mg/L.底层1号点 TDS 平均达187.6 mg/L,8号点达218.8 mg/L.从垂直分布来看,底层 TDS 均高于表层,但差异不显著($p > 0.05$).

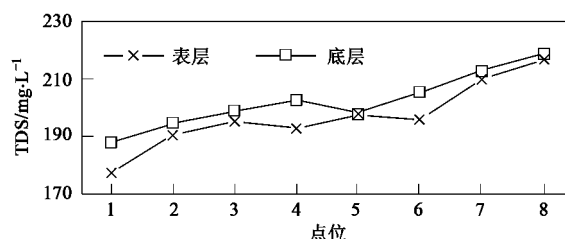


图4 监测点 TDS 含量

Fig. 4 TDS content of all monitoring points

水体中 TDS 包括溶解在水体中无机盐和有机物^[15,16],菹草生长期间可从水体中吸收部分营养盐离子.沉水植物还可分泌助絮物质,促进水体中溶解性离子絮凝沉淀^[17].故种群内水体 TDS 较开阔水域低.从垂直分布来看,因菹草生物量集中顶部,故顶端吸收营养盐离子能力和分泌助絮物质较多.另因表层受风和其他扰动,而底层水体受扰动较少,且底泥向底层水体中释放部分离子^[18],故表层水体 TDS 含量较底层高.但因水体较低,故差异不显著.

2.4 菹草种群对水体氮的影响

TN 监测结果如图5(a)所示.表层及底层平均 TN 含量均从1~8号点逐渐升高,离种群越远,TN 越高,其中8号点达2.29 mg/L,1号点仅1.62 mg/L,表层8号点 TN 较1号高出41.49%,底层8号点 TN 较1号高出49.97%.其中种群内1~3号点 TN 均低于2.00 mg/L,4~8号点均高于2.00 mg/L.除1号和6号点外,其他点底层 TN 均高于表层,但差异不显著($p > 0.05$).

NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 监测结果如图5(b)、5(c)所示.水体中 NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 含量变化趋势与 TN 基本一致, NO_2^- -N 及 NO_3^- -N 的水平分布均从1~8号点逐渐升高,其中表层8号点 NO_2^- -N 含量较1号点高出38.34%,底层高出36.97%,而表层8号点 NO_3^- -N 含量较1号点高出78.21%,底层高出96.07%.种群内1~3号点 NO_2^- -N 含量均低于0.026 mg/L,种群外均高于0.026 mg/L,种群内1~3号点 NO_3^- -N 含量均低于1.25 mg/L,种群外大部分

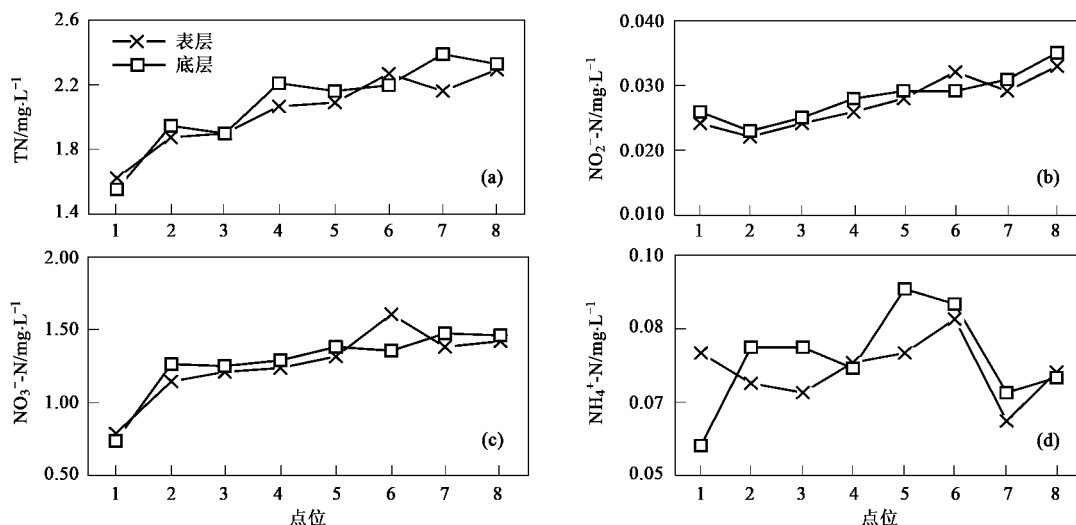


图 5 监测点氮变化

Fig. 5 Nitrogen variation of the monitoring points

高于 1.25 mg/L. NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 垂直分布大部分为底层高于表层.

NH₄⁺-N 的监测结果如图 5 (d) 所示. NH₄⁺-N 含量水平分布总体呈抛物线型分布, 其中表层水体中 NH₄⁺-N 含量与 DO 有显著的相关关系 ($r = 0.63$), 而底层水体的 NH₄⁺-N 含量与 DO 有显著的负相关关系 ($r = -0.92$), 总体而言, 底层水体的 NH₄⁺-N 要高于表层.

水体中氮含量及相互转换受水温、DO、氨化及硝化细菌数量及活力、水生植物等多种因素的影响, 有研究表明, 沉水植物生长对 NH₄⁺-N 影响较弱, 对 TN、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 影响十分显著^[19,20]. 由图 5 可知, 因监测季节为菹草旺盛生长期, 菹草生长过程中可从水体中大量吸收氮元素, 使得水体中 TN、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 含量下降, 故种群内部各点 TN、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 含量明显低于其他点, 且对周围水域也有所影响, 故离种群越近点 TN、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 含量越低. 因菹草种群对 NH₄⁺-N 影响较小,

而与 DO 相关性较好, 且监测时期水温最低也在 18℃ 左右, 水体中各种氨化细菌及硝化细菌活力较强^[21], 表层水体中 NH₄⁺-N 受 DO 含量影响显著, DO 越高, 氨化作用越显著, 转化生成的 NH₄⁺-N 越高; 而底层水体中 DO 高, 氨化作用也越显著, NH₄⁺-N 含量也越高, 但 NH₄⁺-N 被底层水体及底泥中硝化及亚硝化细菌转化成其他形态氮也越多^[22], NH₄⁺-N 又部分转化成 NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N. 因菹草生物量主要集中在植株顶部, 从水体中吸收营养盐的能力也是顶部大于根部, 而底层水体还与底泥进行氮交换, 故各种形态氮表层水体要低于底层, 但因水体较浅, 表层及底层各种形态氮差异均不显著 ($p > 0.05$).

2.5 菹草种群对水体磷的影响

TP、PO₄³⁻-P 监测结果如图 6 所示. 表层水体 TP 含量自 1~8 号点呈升高趋势, 其中种群内 1~3 号点较低, 其余点较高, 最高值为 6 号点, 较 1 号点高出 90.9%, 底层水体 TP 从 1~4 号逐渐降低, 4~8 号点又随表层 TP 同趋势变化. 从垂直分布来看, 种

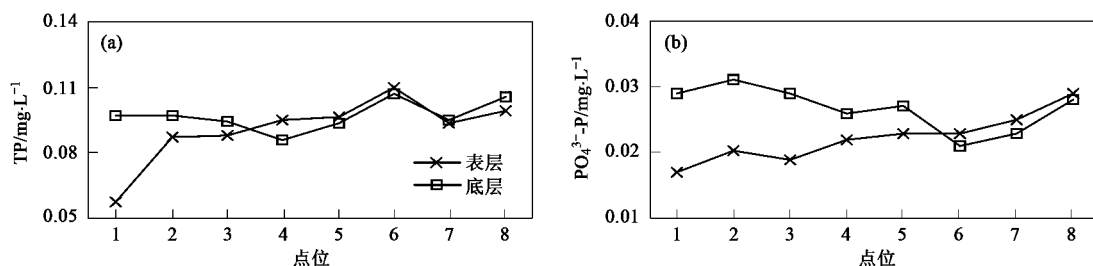


图 6 监测点磷变化

Fig. 6 Phosphorus variation of the monitoring points

群内 1~3 号点 TP 表层显著低于底层,而开阔水域 5~8 号点,底层与表层 TP 含量差异不大。

表层水体 PO_4^{3-} -P 含量从 1~8 号呈逐渐升高,离种群越远,升高越多,其中 8 号较 1 号高出 69.64%,底层水体 PO_4^{3-} -P 从菹草种群内部的 1~6 号点逐渐降低,6~8 号点又逐渐升高。从垂直分布来看,种群内表层水体 PO_4^{3-} -P 低于底层,开阔水域 PO_4^{3-} -P 表层高于底层,但差异较小。

水体中磷的变化主要与水温、DO 含量、pH、水动力条件、聚磷菌活动及水体中金属离子价态密切相关^[23~26]。由图 6 可知,因菹草旺盛生长对各种形态磷具有吸收作用,且菹草产生的氧可促进铁铝等金属离子呈三价状态与磷结合,以磷酸盐形式沉淀^[26~28],所以种群内 TP、 PO_4^{3-} -P 含量要略低于开阔水域,且因种群吸收及沉淀作用,离种群越远水体 TP、 PO_4^{3-} -P 含量越高。种群内表层 DO 较底层要高,表层水体中聚磷菌活动能力较底层要强,吸收 TP、 PO_4^{3-} -P 也较底层要高,加之菹草顶端对磷的吸收作用,所以在菹草种群内表层水体 TP、 PO_4^{3-} -P 要低于底层;而开阔水域中无任何水生植物作用,表层水体与底层水体中的 DO 差异较小,聚磷菌活动差异也较小,表层水体 TP 与底层水体差异较小。

3 结论

(1) 菹草种群对水体 DO 影响显著,表层 DO 最高值、最低值均出现在种群内,分别为 11.85 mg/L、9.90 mg/L,种群外水域 DO 含量随距离增加而降低;种群内表层 DO 与底层垂直梯度差异较小,离种群较远的开阔水域表层与底层 DO 差异也较小,而种群与开阔水域交界处 DO 表层与底层差异较大。

(2) 水体 pH 值自种群内向开阔水域递减,种群内表层最高值达 10.3,种群外最低值仅 9.2;种群内表层 pH 高于底层,而开阔水域无垂直梯度差异。水体 TDS 含量自种群内向种群外随距离增加而升高,表层 TDS 最高达 216.9 mg/L,最低仅为 177.7 mg/L;表层水体 TDS 低于底层。

(3) 水体 TN、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 含量自种群内向开阔水域递增,种群内 TN 均低于 2.00 mg/L,种群外均高于 2.00 mg/L,种群内 NO_2^- -N 均低于 0.026 mg/L,种群外均高于 0.026 mg/L,种群内 NO_3^- -N 均低于 1.25 mg/L,种群外大部分高于 1.25 mg/L。表层水体 TN、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 含量大部分低于底层,但差异均不显著 ($p > 0.05$),种群内外 NH_4^+ -N 差异规律不明显。表层水体 TP、 PO_4^{3-} -P 含量种群内低于种

群外,种群外表层 TP、 PO_4^{3-} -P 最高点较种群内最低点分别高出 90.9%、69.64%。种群内底层水体 TP、 PO_4^{3-} -P 显著高于表层,种群外表层与底层水体 TP、 PO_4^{3-} -P 差异不显著。

(4) 菹草种群可增加水体 DO,对水体中营养盐有显著吸收作用,对水体水质起一定改善作用,其影响水平方向表现明显,垂直方向不显著。但冬春季菹草生长因无其他植物竞争,易发生“疯长”现象,一旦进入春夏交接时节,菹草大量衰亡,营养盐集中释放,且易暴发蓝藻水华等现象。故菹草生长阶段要进行科学的生态管理,控制其生长密度、规模,做到既能改善水环境质量,又能稳定水生生态系统,抑制藻类暴发。

参考文献:

- [1] 卢敏德. 淡水生物学[M]. 苏州: 苏州大学出版社, 2002. 46.
- [2] Aysel S, Emire E, Fatih G, et al. Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* michx. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds[J]. Archives of Environment Contamination and Toxicology, 2008, 54(4): 612-618.
- [3] 沈佳, 石福臣, 许文. 菹草无性系季节生长速度和生物量分配特征[J]. 水生生物学报, 2009, 33(2): 246-251.
- [4] Hilt S, Gross E M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes[J]. Basic and Applied Ecology, 2008, 9(4): 422-432.
- [5] 伏彩中, 肖瑜, 高士祥. 模拟水生生态系统中沉水植物对水体营养物质消减的影响[J]. 环境污染与防治, 2006, 28(10): 753-756.
- [6] 杨文斌, 王国祥. 南京玄武湖菹草种群的环境效应[J]. 湖泊科学, 2007, 19(5): 572-576.
- [7] Zhang M, Cao T, Nia L, et al. Carbon, nitrogen and antioxidant enzyme responses of *Potamogeton crispus* to both low light and high nutrient stresses[J]. Environmental and Experimental Botany, 2010, 68(1): 44-50.
- [8] 郭长城, 喻国华, 王国祥. 菹草对水体悬浮泥沙及氮、磷污染物的净化[J]. 水土保持学报, 2007, 21(3): 108-110.
- [9] 成水平, 吴振斌, 夏宜琤. 水生植物的气体交换与输导代谢[J]. 水生生物学报, 2003, 27(4): 413-417.
- [10] 万晓红, 李旭东, 王雨春, 等. 不同水生植物对湿地无机氮素去除效果的模拟[J]. 湖泊科学, 2008, 20(3): 327-333.
- [11] Davies C M, Evison L M. Sunlight and the survival of enteric bacteria in natural waters[J]. Journal of Applied Microbiology, 2008, 70(3): 265-274.
- [12] Istvanovics V, Honti M, Kovacs A, et al. Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large shallow Lake Balaton (Hungary)[J]. Aquatic Botany, 2008, 88(4): 317-330.
- [13] Nurdogan Y, Oswald W J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(12): 33-

- 43.
- [14] 赵联芳,朱伟,莫妙兴. 沉水植物对水体 pH 值的影响及其脱氮作用[J]. 水资源保护,2008,**24**(6):64-67.
- [15] 韩添丁,叶柏生,李向应,等. 乌鲁木齐河源径流电导率和 TDS 的变化特征[J]. 冰川冻土,2009,**31**(4):759-755.
- [16] 崔亚莉,张德强,邵景力,等. 地下水浅埋区土壤水 TDS 变化规律分析[J]. 水土保持学报,2004,**18**(1):185-188.
- [17] 霍元子,何文辉,罗坤,等. 大型蚤引导的沉水植被生态修复对滴水湖水质的净化效果[J]. 应用生态学报,2010,**21**(2):495-499.
- [18] 孙小静,朱广伟,罗激葱,等. 浅水湖泊沉积物磷释放的波浪水槽试验研究[J]. 中国科学(D 辑), 2005, **35**(S2):81-89.
- [19] 童昌华,杨肖娥,濮培民. 富营养化水体的水生植物净化试验研究[J]. 应用生态学报,2004,**15**(8):1447-1450.
- [20] 张智,刘亚丽,段秀举. 湖泊底泥磷释放影响因素显著性试验分析[J]. 植物资源与环境学报,2006,**15**(2):16-19.
- [21] 吴广华,张耀斌,全燮,等. 温度及反硝化聚磷对 SBMBBR 脱氮除磷的影响[J]. 环境科学, 2007,**28**(11):2484-2487.
- [22] 包先明,陈开宁,范成新. 沉水植物生长对沉积物间隙水中的氮磷分布及界面释放的影响[J]. 湖泊科学,2006,**18**(5):515-522.
- [23] Schulz M, Kozerski H P, Pluntke T, *et al.* The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree(Germany) [J]. Water Research,2003,**37**(3):569-578.
- [24] 张路,范成新,王建军,等. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异[J]. 环境科学,2006,**27**(8):1537-1543.
- [25] Jin X C, Wang S R, Pang Y, *et al.* The study of the effect of pH on phosphate sorption by different trophic lake sediments [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2005, **285**(2):448-457.
- [26] 蒋增杰,方建光,张继红,等. 桑沟湾沉积物中磷的赋存形态及生物有效性[J]. 环境科学,2007,**28**(12):2783-2788.
- [27] 王超,邹丽敏,王沛芳,等. 典型城市浅水湖泊沉积物中磷与铁的形态分布及相关关系[J]. 环境科学,2008,**29**(12):3400-3404.
- [28] Harvey O R, Rhueb R D. Kinetics and energetics of phosphate sorption in a multi-component Al(Ⅲ)-Fe(Ⅲ) hydr(oxide) sorbent system [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2008, **322**(2):384-393.