

玄武湖菹草种群的发生与水环境变化

曹昀, 王国祥

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

摘要: 于 2005 年 11 月—2006 年 4 月对玄武湖菹草种群进行了采样分析, 并对其发生过程中的水环境质量进行了跟踪监测。结果表明, 玄武湖菹草种群发生过程中, 湖区水质有明显改善, 湖水透明度增加, 主要监测指标 TN、TP 质量浓度值下降。指出, 在湖区维持一定量的菹草, 对湖泊在冬春季的水环境质量的改善以及生态系统的平衡与健康方面具有重要意义。提出解决湖泊环境问题的根本途径是修复重建健康水生态系统。

关键词: 玄武湖; 菹草; 水环境

中图分类号: X826 文献标识码: B 文章编号: 1006-2009(2006)06-0025-03

The Outbreak of *Potamogeton crispus* and Water Environment Change in Xuanwu Lake

CAO Yun, WANG Guo-xiang

(College of Geographical Science, Nanjing Normal University, Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Nanjing, Jiangsu 210097, China)

Abstract The outbreak of *Potamogeton crispus* in Xuanwu Lake was observed from Nov. 2005 to Apr. 2006 and the water quality in the course of *P. crispus* outbreak was monitored. The result shows that the outbreak made the water quality of the lake improved, the water transparency increased and the monitoring indexes (TN, TP *et al*) decreased. The *P. crispus* grows moderately in Xuanwu Lake will improve the water quality in winter and spring and benefit the balance and health for ecosystem. The essential way to resolve environmental problem for Xuanwu Lake is reconstruction and remediation of aquatic ecosystem.

Key words Water environment; *Potamogeton crispus*; Xuanwu Lake

南京玄武湖属城市天然小型浅水湖泊, 其面积为 3.68 km², 平均水深 1.14 m。在 20 世纪 80 年代末, 玄武湖水质就已达超富营养化程度。1996 年实施污水截流与污水整治工程, 1997 年—1998 年实施清淤疏浚工程, 1998 年开展了生态工程治理玄武湖水环境污染工作, 这些措施虽然取得了一定的效果^[1], 但并没有根本解决玄武湖水环境污染问题^[2]。2005 年 7 月—8 月, 玄武湖出现了空前的蓝藻暴发, 其水质恶化, 从 11 月起, 各湖区程度不等地出现了菹草 (*Potamogeton crispus*) 种群。

为了给玄武湖的科学治理与决策管理提供基础资料, 对玄武湖菹草种群进行了采样分析, 监测了菹草种群发生过程中水环境质量的动态变化。

1 调查方法

于 2005 年 11 月—2006 年 4 月对玄武湖菹草种群采样分析 (0.25 m² 网夹式采样器), 观测了全湖菹草种群的密度与数量特征、群落分布范围、生物量等。并在东南湖、西南湖、西北湖和东北湖选取有代表性的点位, 每月采集 2 次水样, 现场测定透明度、DO、水温, TN、NH₄⁺-N 和 TP 在实验室用 Skalar 水质流动分析仪 (荷兰) 测定。

收稿日期: 2006-04-06 修订日期: 2006-09-12

基金项目: 国家“八六三”“十五”重大科技研究专项计划基金资助项目 (2003AA601100-2)

作者简介: 曹昀 (1974-), 男, 甘肃镇原人, 在读博士生, 从事水生植物与水环境生态修复研究。

2 结果分析

2.1 菹草发生阶段及特点

2.1.1 芽体萌发、幼苗缓慢生长

玄武湖菹草的芽殖体在 2005 年 9 月—11 月于局部区域不同程度地萌发。2005 年 11 月底,在湖边的浅水区可见零星菹草,以解放门和樱洲西侧的湖边浅水区较为集中。整体分布面积不大,密度 3 株 /m² ~ 5 株 /m²,平均株高 3 cm ~ 10 cm。

2.1.2 缓慢生长,幼苗越冬

进入冬季,玄武湖水体平均温度维持在 4 ℃ ~ 7 ℃,菹草生长缓慢。2005 年 12 月—2006 年 2 月,菹草分布范围仍以湖边浅水区为主,分布面积没有更大扩展,密度增加到 30 株(分枝) /m² 左右;平均高度达到 30 cm ~ 70 cm。到 2 月底,局部地区的菹草高度达 100 cm,接近水面表层生长。

2.1.3 指数增长,迅速拓展

菹草的生物量累积曲线呈 S 型,当水温为 10 ℃ ~ 20 ℃,正是菹草的指数增长阶段^[3]。2006 年 3 月,玄武湖平均水温上升到 12.8 ℃,菹草扩展速度明显加快,3 月底,解放门西南湖东岸、东南湖西岸菹草呈带状分布,分布带状宽度达 40 cm ~ 60 m,密度达 300 株 /m² ~ 500 株 /m²;西北湖芳桥湾、东南湖动物园湾一带菹草盖度达到 100%,分布密度 500 株 /m² ~ 600 株 /m²,明显大于其他区域;东北湖南岸菹草长出水面,水下菹草幼苗数量明显增加;西北湖西岸有菹草呈带状分布,带状宽度 50 cm ~ 70 m,密度 300 株 /m² ~ 500 株 /m²。2006 年 4 月,菹草扩展速度更快,菹草种群布满东南湖,整体盖度为 70%,菹草最高达 130 cm;东北湖盖度 30%;西北湖盖度 20% ~ 30%;西南湖盖度 20% ~ 30%;东南湖菹草密度最大处为 792 株(分枝) /m²。

2.2 菹草发生对环境的影响

2.2.1 TN 和 NH₄⁺-N 质量浓度的变化

2005 年—2006 年全湖及各湖区 TN、NH₄⁺-N 的变化见图 1 和图 2。

金送笛^[1]认为,维持菹草正常生长的 NH₄⁺-N 临界质量浓度为 0.3 mg/L。玄武湖在 2006 年 3 月以前的 NH₄⁺-N 质量浓度能够满足上述条件。说明玄武湖水环境质量与菹草的发生过程密切相关,水体 TN 和 NH₄⁺-N 质量浓度的变化最明显的阶段也是与菹草生长最快的阶段。

2006 年 3 月以后,水温回升,菹草进入指数生

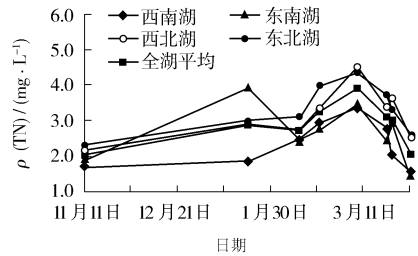


图 1 2005 年—2006 年全湖及各湖区 TN 的变化

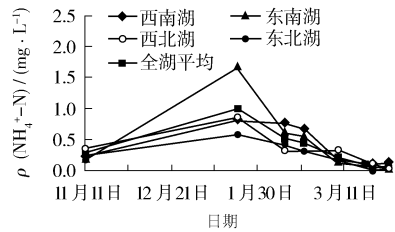


图 2 2005 年—2006 年全湖及各湖区 NH₄⁺-N 的变化

长期,各湖区 TN 和 NH₄⁺-N 质量浓度都呈下降趋势。其中 2006 年 3 月 31 日东南湖的 TN 质量浓度 (1.457 mg/L) 比 1 月 20 日 (3.927 mg/L) 下降了 62.89%, NH₄⁺-N 质量浓度从 2006 年 1 月 20 日 (1.681 mg/L) — 3 月 31 日 (0.101 mg/L) 下降了 94%,是所有湖区中下降最明显的,这与东南湖菹草的面积和盖度比其他湖区大密切相关。可见菹草的发生过程中,尤其是春季温度回升,菹草生长进入指数式生长阶段,可以削减水体中的 TN,对 NH₄⁺-N 的削减更明显。

2.2.2 TP 质量浓度的变化

TP 质量浓度的变化在全湖的趋势是从 0.408 mg/L (2005 年 11 月) 降低到 0.097 mg/L (2006 年 3 月底),下降了 76.18%。东南湖下降最为明显,由 0.723 mg/L (2005 年 11 月) 下降到 0.102 mg/L (2006 年 3 月底),下降了 85.86%,见图 3。TP 的降低比 TN 和 NH₄⁺-N 降低的时间要早,处于菹草生长初期。

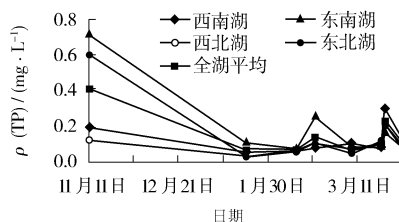


图 3 2005 年—2006 年全湖及各湖区 TP 的变化

3 讨论

3.1 菹草发生的成因分析

玄武湖最近几年冬天在周围的一些浅水区域有菹草的生长, 1998 年南京市开展的生态工程治理玄武湖水环境污染研究工作, 生态区也成功恢复了沉水植物^[2], 2005 年蓝藻暴发时紧急治理, 使水体中大量营养盐通过蓝藻沉降到湖泊水土界面, 透明度改善是菹草发生的真正诱因。

菹草特殊的生物学特性是其发生的真正原因。菹草是一种 r -选择型的植物, 能够在适合于其生长的良好环境中迅速扩展并繁育后代、占领环境。菹草芽殖体的数量相当大, 每株可达 50 个左右, 芽殖体有很强的耐低温、缺氧和低光照的能力, 萌发率高^[4-6]。在冬春季其他沉水植物没有这种对良好环境的适应能力和扩散能力。

3.2 菹草发生的利弊

菹草对水体中的氮磷营养盐具有吸收作用, 在生物量最大时吸收速率增大^[1], 菹草的存在也对藻类生长有抑制效应^[7]。玄武湖菹草发生过程中水环境质量有明显改善, 水体透明度明显提高, 浮游植物生物量明显下降, 湖区水质状况明显改善, TN、TP 质量浓度大幅度下降。菹草是冬春季沉水植物种类, 在湖区维持一定量对湖泊在冬春季的水环境质量改善以及生态系统的平衡与健康方面具有重要意义。

目前玄武湖菹草分布的范围、面积和现存量过大, 湖泊水生高等植物单一化, 与自然湖泊水体植物结构比例不协调。大面积的菹草改变了湖泊水动力条件, 阻抑水体流动, 同时也影响水上运动等; 菹草的耐高温能力较差, 温度超过 24 °C 则停止生长, 30 °C 则开始死亡, 大面积菹草进入 5 月份就会死亡腐烂, 菹草死亡后腐败分解释放大量营养盐, 为夏季浮游植物的增殖创造了营养条件^[1]。庞大的菹草种群产生的芽殖体为来年菹草发生提供条件。

可以采用人工割草、机械除草控制玄武湖菹草的发生, 理想的除草时间为菹草生长的中期, 此时菹草的生物量最大, 芽殖体尚未发育成熟, 可以减少当年芽殖体基数, 若选择生长发育后期, 芽殖体已经成熟沉入水底, 部分植株开始腐烂分解, 则失去除草的意义^[4]。

3.3 解决玄武湖水环境问题的根本途径

解决湖泊环境问题的根本途径是修复重建健

康水生态系统。玄武湖菹草发生是近几十年来的一个转折点, 也是其生态治理工作的一个良好切入点。利用生态学原理与方法, 通过生态工程措施, 重建湖泊生态系统的核心群落——水生植物群落, 逐步完善湖泊生态系统的结构, 恢复其应有的生态功能, 维持生态系统平衡, 改善和维护玄武湖水环境质量^[8-9]。湖区植被恢复重建是湖泊生态环境质量改善的核心与关键, 构建以水生高等植物为优势群落的湖泊生态系统, 不仅是优良水质的保障, 也是优美景观建设、生物多样性维持的基础。在湖区恢复以沉水植物为优势群落的水生植被, 沉水植物可以选择苦草、黑藻、眼子菜、茨藻、莼菜、狐尾藻等。根据湖区水环境状况和不同植物种群耐受差异, 利用不同种类水生植物的季相交替构建群落, 逐步引种和恢复各种水生植物, 保持不同种群季节演替, 并逐步建立时空镶嵌群落^[10]。

[参考文献]

- [1] 金送笛, 李永函, 倪彩虹, 等. 菹草 (*Potamogeton crispus*) 对水中氮、磷的吸收及若干影响因素 [J]. 生态学报, 1994, 14 (2): 153-168.
- [2] 方东, 许建华, 徐实. 生态工程治理玄武湖水污染效果的监测与评价 [J]. 环境监测管理与技术, 2001, 14 (6): 36-38.
- [3] 朱敏, 王国祥, 王建, 等. 南京玄武湖清淤前后底泥主要污染指标的变化 [J]. 南京师范大学学报 (工程技术版), 2004, 4 (2): 66-69.
- [4] 任久长, 乔建荣, 董巍, 等. 菹草 (*Potamogeton crispus*) 的生态习性和在京密引水渠的发生规律研究 [J]. 北京大学学报 (自然科学版), 1997, 33 (6): 749-755.
- [5] 高健, 罗青, 李刚, 等. 溶氧、温度、氮和磷对菹草 (*Potamogeton crispus*) 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.
- [6] 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.
- [7] 贺锋, 吴振斌, 邱东茹. 东湖围隔中菹草与藻类生化他感作用的初步研究 [J]. 水生生物学报, 2002, 26 (4): 421-424.
- [8] 李英杰, 许秋瑾, 金相灿, 等. 湖泊水生植被恢复物种选择及群落配置分析 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5 (8): 23-26.
- [9] 王海珍, 陈德辉, 王全喜, 等. 水生植被对富营养化湖泊生态恢复的作用 [J]. 自然杂志, 2002, 24 (1): 33-36.
- [10] 王文林, 马婷, 李强, 等. 水生高等植物季相交替群落对富营养化水体净化效果调查 [J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18 (1): 16-19.

本栏目责任编辑 李文峻