第 27 卷 第 3 期
2003 年 5 月

水 生 生 物 学 报
ACTA HYDROBIOLOGICA SINICA

Vol. 27, No. 3
May, 2003

沉水植物分布格局对湖泊水环境 N、P 因子影响

马 凯 蔡庆华 谢志才 黎道丰 刘瑞秋
(中国科学院水生生物研究所; 淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

摘要: 利用实地调查数据模拟保安湖沉水植物分布及水环境生态因子场。应用 GIS 空间分析功能, 分别空间选取四种优势沉水植物(金鱼藻 *Ceratophyllum demersum* L., 穗状狐尾藻 *Myriophyllum spicatum* L., 微齿眼子菜 *Potamogeton maackianus* A. Benn., 及苦草 *Vallisneria spiralis* L.) 的分布水域及无沉水植物分布水域的局部生态因子场。根据得到的局部因子场特征, 比较分析不同水生植物分布格局对水环境中 N、P 因子的影响。结果显示四种沉水植物的分布对水环境中 N、P 因子均有显著影响, 但效果和强度有所差异。四种植物各自分布水域内的 N、P 因子的平均浓度分别为, 总氮(TN): 穗状狐尾藻(0.774mg·L^{-1}) > 苦草(0.714mg·L^{-1}) > 金鱼藻(0.701mg·L^{-1}) > 微齿眼子菜(0.695mg·L^{-1}); 总磷(TP) 平均含量: 穗状狐尾藻(0.123mg·L^{-1}) > 微齿眼子菜(0.118mg·L^{-1}) > 金鱼藻(0.107mg·L^{-1}) > 苦草(0.079mg·L^{-1})。结果同时表明金鱼藻、微齿眼子菜和苦草对水中 TN 含量无显著影响, 而穗状狐尾藻则明显可以提高水中 TN 水平。四种沉水植物均能有效吸收水中的 P, 从而降低水中的 TP 含量。综合比较发现, 穗状狐尾藻分布可以加重水体的营养程度。

关键词: 沉水植物; 生态因子场; GIS; 空间分析
中图分类号: Q148 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2003)03-0232-06

沉水植物占据了湖泊中水和底质的主要界面, 是水体两大营养库间的有机结合部, 对湖泊生态系统过程具有重要的影响[1]。若要了解沉水植物在生态系统中的作用, 则首先必须要清楚其对环境的影响[2]。湖水中 N、P 水平能够真切地反映湖泊的营养状态, 是判定湖泊富营养化程度的重要指标。湖泊富营养化问题日益严重, 沉水植物作为浅水草型湖泊中最主要生物类群, 研究其生长分布对水中 N、P 因子的影响显得颇为必要。然而, 湖泊中沉水植物分布与水环境都表现出强烈的空间异质性, 这是传统的水生植物生态学方法较难解决的。随着地理信息系统(GIS) 技术的出现, 一些学者开始将其引入了水生植物的调查与研究, Lehmann 及 Schmieder 等人的研究结果就表明 GIS 是研究水生植物分布与环境因子相互关系的有利工具[3—7]。

保安湖(114°23′E, 30°15′N) 地处湖北省大冶市西北部, 为长江中游南岸江汉平原草型浅水湖泊的典型代表。湖区水热条件丰富, 淤积层厚, 水生植被丰茂, 其中又以沉水植物为主[8]。利用 GIS 在保安湖中研究沉水植物对水环境因子的影响, 对进一步探讨水生植物在江汉湖群生态系统中的功能有着一定借鉴作用。

1 研究方法

保安湖原由扁担塘、肖四海、桥墩湖和主体湖等四个湖区组成。肖四海及扁担塘现已完全被围堤拦断, 与主体湖水不再相通, 故未将此两湖区列入调查范围。2001 年 8 月 21—23 日, 在保安湖的主体湖和桥墩湖进行湖内设置 103 个采样点, 样点设置遵循随机与均匀两者兼顾的原则, 并用 MAGELLON 315 型 GPS 记录每样点的地理坐标(图 1)。沉水植物的采集采用多次重复随机小样方法[9—10], 在每一样点, 用 0.2×0.2m^2 的自制铁铗在约 500m^2 的范围内随机夹草 6 次, 将每样方内的全部植物立即冲洗干净, 按种分开, 称其鲜重。

每样点采样同时收集足量水样, 用清洁的塑料

收稿日期: 2002-05-13; 修订日期: 2002-12-10
基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-12); 中国科学院水生生物研究所知识创新工程领域前沿项目(220208); 国家自然科学基金项目(30070153, 39670150); 湖北省涝渍灾害与湿地农业重点实验室基金(HNKFJ2002A02) 资助
作者简介: 马 凯(1977—), 陕西省西安市人; 硕士; 研究方向: GIS 和淡水生态学。研究所用的仪器及软件为中国生态系统研究网络水域生态系统分中心提供, 采样工作还得到王骥、叶麟同志的帮助, 在此同表谢忱
通讯作者: 蔡庆华, qhcai@ihb.ac.cn

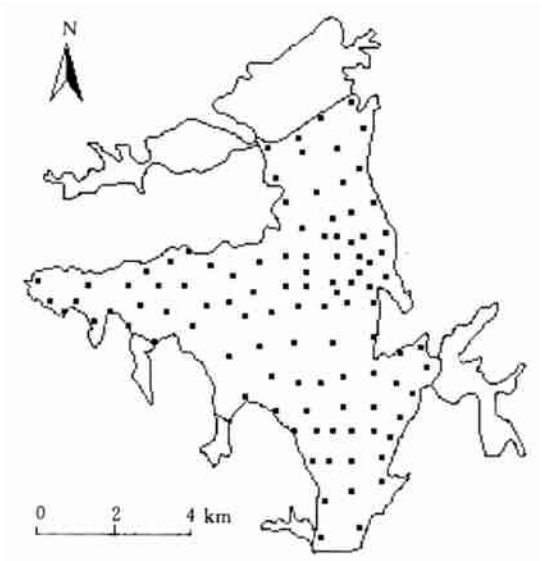

图 1　采样点分布图

Fig. 1　Distribution of sampling sites

瓶装存用于各项理化指标的分析。对于水中主要营养元素 N 和 P, 除分别测定总浓度外, 还检测了其主要化合物态(NH_4^+-N, NO_2^--N、NO_3^--N、PO_4^{3-}-P) 的含量。其中 TN、TP 及 NO_3^--N 等项目需要消解带回实验室处理外, 其余指标均在 24h 内利用 HACH/2010 Water Quality Laboratory 完成测定。

将野外调查数据和实验分析数据按样点编号输入计算机, 从 GPS 读入样点坐标, 以专业软件 ArcView 3.2 平台构建保安湖水生植物 GIS 数据库和理化因子 GIS 数据库。从水生植物数据库中选取每样点优势沉水植物的单位生物量为变量, 以数字化得到的湖泊轮廓图为底图, 模拟保安湖四种优势沉水植物分布, 模拟原理为 Kringing 插值法。Kringing 法作为地统计学经典插值技术, 越来越多地应用于淡水生态系统的研究, 潘文斌等就曾用此法对保安湖水生植物 N 含量全湖格局进行过分析, 并取得了较理想的结果[11, 12]。利用理化因子数据库模拟湖中各个生态因子场, 方法同样为 kringing 插值法。"生态因子场"用以抽象描述生态系统中由于生物生命活动作用, 生物周围空间各生态因子所形成的异质性分布趋势, 非常适用于类似湖泊、水库这类具有清晰轮廓边界的生态系统[13—15]。以上模拟工作的软件平台为 ArcView 3.2 及相应扩展模块: Spatial Analyst 2.0和 Kringing Interpolator 3.22 SA。模拟结果存储为 ArcView 栅格图格式, 栅格精度为 20m。

从沉水植物分布图中选取主要优势植物的分布区域以及无沉水植物分布区域, 分别拓扑叠加于各个 N、P 因子场上。通过 GIS 空间分析功能提取各优势植物及无植物水域内的局部生态因子场。对得到的局部生态因子场进行栅格统计, 分别比较主要优势沉水植物分布与无植物水域内各态 N、P 因子场特征, 探讨它们分布对水环境中 N、P 因子的影响, 并利用 t 检验进行检验。

2　结果与分析

2.1　保安湖沉水植物现状

调查期间, 除主体湖北部湖中水域外, 其余湖区内均有沉水植物分布。其中优势种为金鱼藻(*C. demersum*)、穗状狐尾藻(*M. spicatum*)、微齿眼子菜(*P. maackianus*)和苦草(*V. spiralis*)。虽然黑藻(*Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle)、竹叶眼子菜(*Potamogeton malainus* Miq.)、大茨藻(*Najas marina* L.)也有发现, 但多为零星分布, 生物量甚微。

对模拟得到的沉水植物分布图进行栅格统计, 结果显示微齿眼子菜生物量最大, 约占沉水植被的 31.72%; 金鱼藻与之相当, 占 30.92%; 穗状狐尾藻和苦草生物量稍低, 分别占 20.65% 和 16.67%[16]。就分布区域而言, 穗状狐尾藻全湖广泛分布, 面积最广。金鱼藻次之, 在主体湖中部及南部有大面积分布。苦草主要分布在主体湖东部近岸湖区, 微齿眼子菜则集中于桥墩湖区。

2.2　保安湖水环境总体 N、P 水平

表 1 列出对相关生态因子场栅格统计得到的全湖 N、P 因子的综合特征。总体看来, 保安湖营养程度非常高。湖水中平均 TN 含量为 0.731mg·L^{-1}, 其中无机 N 占 25.6%。各态无机 N 中, 以 NH_4^+-N 含量最高, 占总无机 N 的 71.1%; NO_2^--N 最低, 仅占 2.4%; NO_3^--N 介于两者之间, 占 26.5%。湖水中 TP 含量达 0.123mg·L^{-1}, 主要无机态 P 的 PO_4^{3-}-P 仅占 TP 含量的 22.8%, 间接说明湖水中有机 P 含量较高。湖水中 N、P 比为 5.9∶1, 反映出湖水中 P 元素相对并不缺乏。

2.3　沉水植物分布对水环境 N、P 的影响

通过对应比较分析(表 2) 不难发现四种沉水植物各自分布水域中 N、P 水平都与无植物水域都存在一定程度的差异, t 检验结果显示大多数因子间的差异是非常显著的。这一结果说明沉水植物的分布对水环境中 N、P 因子存在较强的影响作用, 但不

表 1 保安湖水环境 N、P 因子整体特征(mg·L⁻¹)

Tab. 1 Characteristics of N and P in water environment of the Baoan Lake

项目 Item	均值 Mean	变幅 Range	标准差 SD
TN	0.731	1.293(0.155—1.448)	0.149
NO_2^--N	0.004	0.025(0.001—0.026)	0.003
NO_3^--N	0.050	0.248(0—0.248)	0.035
NH_4^+-N	0.133	0.354(0—0.354)	0.078
TP	0.123	0.496(0.030—0.526)	0.056
PO_4^{3-}-P	0.028	0.066(0.001—0.067)	0.013

同植物对同一因子的作用效果却不尽相同,影响强度也有所差别。

金鱼藻分布水域中,TN 含量与无植物水域相差不大。主要无机态N 中,NO_3^--N 间也无显著差异,而 NO_2^--N 和 NH_4^+-N 的含量却显著高于无分布水域。TN 含量相对稳定,无机 N 含量明显升高,说明金鱼藻对水环境中的有机 N 具有一定降解作用,但降解生成的无机碎屑仍然悬浮水中,无法被金鱼藻吸附和利用。对于 P 因子,金鱼藻表现出吸收水环境 P 的能力,在其分布水域中,TP 及 PO_4^{3-}-P 的含量都显著降低。

表 2 四种植物分布水域与无植物水域 N、P 因子特征比较(mg·L⁻¹)

Tab. 2 Characteristic comparison of N and P in water between the 4 macorphytes distribution areas and the norr macrophytes area

指标 Item		分布水域 Distribution area			无植物水域 Norr macrophytes area			T 检验 t test	
		均值 Mean	变幅 Range	标准差 SD	均值 Mean	变幅 Range	标准差 SD	t	Sig.
金鱼藻 *C. demersum*	TN	0.701	1.003(0.263—1.269)	0.186	0.698	0.423(0.414—0.838)	0.098	0.551	0.582
	NO_2^--N	0.006	0.025(0.001—0.026)	0.005	0.004	0.004(0.002—0.006)	0.001	13.494	0.000**
	NO_3^--N	0.039	0.242(0.001—0.105)	0.020	0.041	0.141(0.015—0.156)	0.016	-1.866	0.062
	NH_4^+-N	0.139	0.333(0—0.333)	0.077	0.112	0.186(0.040—0.226)	0.043	14.494	0.000**
	TP	0.107	0.213(0.030—0.243)	0.045	0.168	0.184(0.061—0.246)	0.030	-28.666	0.000**
	PO_4^{3-}-P	0.019	0.065(0.002—0.067)	0.011	0.022	0.043(0.011—0.054)	0.007	-5.400	0.000**
穗状狐尾藻 *M. spicatum*	TN	0.774	0.743(0.361—1.104)	0.124	0.698	0.423(0.414—0.838)	0.098	11.968	0.000**
	NO_2^--N	0.003	0.025(0.001—0.026)	0.003	0.004	0.004(0.002—0.006)	0.001	-16.229	0.000**
	NO_3^--N	0.058	0.248(0—0.248)	0.043	0.041	0.141(0.015—0.156)	0.016	12.226	0.000**
	NH_4^+-N	0.148	0.294(0.032—0.326)	0.086	0.112	0.186(0.040—0.226)	0.043	-17.627	0.000**
	TP	0.123	0.479(0.047—0.526)	0.073	0.168	0.184(0.061—0.246)	0.030	-12.267	0.000**
	PO_4^{3-}-P	0.032	0.060(0.003—0.063)	0.011	0.022	0.043(0.011—0.054)	0.007	20.835	0.000**
微齿眼子菜 *P. maackianus*	TN	0.695	0.787(0.155—0.942)	0.156	0.698	0.423(0.414—0.838)	0.098	-0.390	0.696
	NO_2^--N	0.002	0.003(0.001—0.004)	0.001	0.004	0.004(0.002—0.006)	0.001	-38.166	0.000**
	NO_3^--N	0.044	0.162(0—0.162)	0.032	0.041	0.141(0.015—0.156)	0.016	1.909	0.057
	NH_4^+-N	0.156	0.324(0.030—0.354)	0.083	0.112	0.186(0.040—0.226)	0.043	12.102	0.000**
	TP	0.118	0.118(0.049—0.167)	0.119	0.168	0.184(0.061—0.246)	0.030	-27.788	0.000**
	PO_4^{3-}-P	0.031	0.051(0.014—0.065)	0.012	0.022	0.043(0.011—0.054)	0.007	15.523	0.000**
苦草 *V. spiralis*	TN	0.714	0.773(0.397—1.170)	0.189	0.698	0.423(0.414—0.838)	0.098	1.780	0.075
	NO_2^--N	0.005	0.016(0.001—0.017)	0.003	0.004	0.004(0.002—0.006)	0.001	1.464	0.144
	NO_3^--N	0.045	0.242(0.006—0.248)	0.033	0.041	0.141(0.015—0.156)	0.016	2.502	0.013*
	NH_4^+-N	0.094	0.060(0—0.060)	0.060	0.112	0.186(0.040—0.226)	0.043	-5.048	0.000**
	TP	0.079	0.177(0.030—0.207)	0.033	0.168	0.184(0.061—0.246)	0.030	-40.813	0.000**
	PO_4^{3-}-P	0.020	0.066(0.001—0.067)	0.014	0.022	0.043(0.011—0.054)	0.007	-3.334	0.001**

与金鱼藻不同, 穗状狐尾藻的分布使水域中的 TN 水平显著增高。无机态N 中, NO_3^--N 和 NH_4^+-N 和 TN 水平同样显著增高, 相反 NO_2^--N 含量有所下降。这在一定程度上反映了 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 在水域中的富集提高了水中的 TN 水平, 而这些营养物质则可能由穗状狐尾藻的植株释放到水中。P 因子中, 分布水域中 TP 含量明显降低, 但主要无机态 P 化合物 PO_4^{3-}-P 的含量却反之显著增高, 间接表明穗状狐尾藻对水环境中的有机 P 可以有效降解。

和金鱼藻相似, 微齿眼子菜的分布对水环境中 TN 水平无明显影响。无机态 N 化合物中, NO_3^--N 无明显差异, NH_4^+-N 含量显著增加。但 NO_2^--N 却反之降低, 此点与金鱼藻有所不同。对于水环境中的 P 元素, 微齿眼子菜的分布同样能够起到降低水中 TP 含量的作用。PO_4^{3-}-P 含量的升高, 也说明微齿眼子菜可以有效地吸收和降解水中有机 P。

苦草的分布使水环境中 TN 水平略微升高, 但不显著。无机态 N 化合物中, NO_2^--N 无明显差异, NO_3^--N 含量有所增高, NH_4^+-N 含量显著降低。对于 P 因子, 水环境中 TP 和 PO_4^{3-}-P 的含量均由于苦草的分布显著降低。

3　讨论

结果表明, 湖泊中水环境中 N、P 因子一定程度上反映了沉水植物分布格局的影响, 且影响效果也往往非常明显, 其作用效果和影响强度则随着沉水植物种类的不同而有所差异。就水环境中 N 元素而言, 金鱼藻、微齿眼子菜和苦草各自分布水域内的 TN 水平与无植物水域差异并不显著, 但各态无机化合物 N 却变化较为明显, 变化趋势各异。由此可见, 上述三种沉水植物对水环境中 N 因子的主要作用是调控 N 元素在其各态化合物间的循环, 却无法充分吸收利用水环境中的 N, 因此使总体 N 水平仍然维持在相对较为稳定的状态。NO_3^--N 和 NH_4^+-N 是水环境中无机 N 的主要组分, 在 TN 水平恒定的情况下, 微齿眼子菜和金鱼藻分布水域内无机 N 显著增加, 这一现象表明该两种植物对水环境中的有机 N 化合物具有明显的降解作用, 也间接体现了它们有效降解水中有机污染的能力。和其他三种植物相比, 穗状狐尾藻则有所不同, 在其分布水域中, TN 水平明显高于其他水域。这点显示出穗状狐尾藻的生命活动过程需要向水环境中释放大量的无机 N 化合物, 因此使水环境中 TN 水平显著提高。

P 是湖泊中重要的限制性营养, 普遍认为大型水生植物通过根从底质吸收个体生长所需要的 P[2]。本研究结果显示四种沉水植物的分布水域内 TP 含量均较无植物水域显著降低, 而水中这些消失的 P 则被沉水植物有效的吸附和吸收。这一结果较好地说明了类似保安湖的典型富营养化水体中, 沉水植物主要直接从水环境中吸收 P 来维持其正常生命活动。由此可见, 富营养化水体中, 沉水植物的生长可以起到控制水中营养元素的作用, 因此适当恢复沉水植被确实是解决湖泊富营养化问题的一条有效途径。若单纯从水环境中的 TP 含量进行判断, 苦草对水中 P 的吸收相对最为有效。

就四种沉水植物分布水域间 N、P 水平比较来看, 各分布水域内 TN 平均含量: 穗状狐尾藻 ($0.774 mg \cdot L^{-1}$) > 苦草 ($0.714 mg \cdot L^{-1}$) > 金鱼藻 ($0.701 mg \cdot L^{-1}$) > 微齿眼子菜 ($0.695 mg \cdot L^{-1}$); TP 平均含量: 穗状狐尾藻 ($0.123 mg \cdot L^{-1}$) > 微齿眼子菜 ($0.118 mg \cdot L^{-1}$) > 金鱼藻 ($0.107 mg \cdot L^{-1}$) > 苦草 ($0.079 mg \cdot L^{-1}$)。综合分析可以发现, 穗状狐尾藻对水体富营养化具有一定促进作用。虽然它同样可以吸收水中的 P, 但相比其他沉水植物, 其降 P 作用相对最为有限。而且其生长过程中, 不断向水中释放大量的 N, 营养释放作用远远大于吸收作用, 其分布无疑会提高水域内营养物质含量, 从而加速水体富营养化进程。调查时发现, 主体湖穗状狐尾藻分布水域内已然出现水华现象, 更加证明了这一点。目前, 穗状狐尾藻取代微齿眼子菜成为保安湖中分布面积最广的沉水植物, 而且蔓延趋势仍在继续, 若不加以有效控制, 势必加重保安湖富营养化的程度。

GIS 作为一门获取、分析和处理空间数据的技术, 其优点在水生植物生态学研究中已得到了体现[17]。本文利用 GIS 技术初探了浅水湖泊中沉水植物分布对水中 N、P 因子的影响, 使湖泊中存在的空间异质性问题得以简化。在湖泊生态系统其他生物类群的研究过程中, GIS 也不失为一种行之有效的方法。

参考文献:

[1] Li W, Zhong Y. Theories and methods of the study of aquatic vegetation [M]. Wuhan: Central China Normal University Press, 1992, 237—277. [李伟, 钟扬. 水生植被研究的理论和方法. 武汉: 华中师范大学出版社, 1992, 237—277]

[2] Carpenter S R, Lodge D M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes [J]. *Aquatic Botany*, 1986, **26**: 341—370

[3] Lehmann A, Jaquet J M, Lachavanne J B. Contribution of GIS to

submerged macropyte biomass estimation and community structure modeling, Lake Geneva, Switzerland [J]. *Aquatic Botany*, 1994, **44**: 99—117

[4] Lehmann A, Castella E, Lachavanne J B. Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and dept gradients, Lake Geneva, Switzerland [J]. *Aquatic Botany*. 1997, **55**: 281—299

[5] Lehmann A, Jaquet J M, Lachavanne J B. A GIS approach of aquatic plant spatial heterogeneity in relation to sediment and in relation to sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland [J]. *Aquatic Botany*, 1997, **58**: 347—361

[6] Lehmann A, Lachavanne J B. Changes in the water quality of lake geneva indicated by submerged macrophytes. [J]. *Freshwater Biology*, 1999, **42**: 457—466

[7] Schmieder K H. Lirroral zone-GIS of lake constance a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes [J]. *Aquatic Botany*, 1997, **58**: 336—346

[8] Liang Y L, Liu H Q. Resources, environment and fishery ecological management of macrophytic lakes (1) [C]. Beijing: Sciences Press, 1995. [梁彦龄, 刘伙泉. 草型湖泊资源、环境与渔业生态学管理(一). 北京: 科学出版社, 1995]

[9] Li W. Studies on aquatic vegetation and its succession in Honghu Lake[D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, 1995. [李伟. 洪湖水生植被及其演替研究. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 1995]

[10] Cui X H, Chen J K, Li W. Survey methods on aquatic macrophyte vegetation in lakes in the middle and lower reaches of Changjiang River[J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 1999, 17: 357—361. [崔心红, 陈家宽, 李伟. 长江中下游地区水生植被调查方法. 武汉植物学研究, 1999, **17**: 357—361]

[11] Pan W B. Fractal and geostatistical researches on spatial patterns of macrophyte in lakes-case studies from the Baoan Lake and its adjacent lakes[D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, 2000. [潘文斌. 湖泊大型水生植物空间格局的分形地统计研究. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2000]

[12] Pan W B, Cai Q H. The function of macrophyte in the carbon circulation of Baoan Lake[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2000, **24**(5): 418—425. [潘文斌, 蔡庆华. 保安湖大型水生植物在碳循环中的作用. 水生生物学报, 2000, **24**(5): 418—425]

[13] Zhao B. Nonlinear study on "ecological factor field" of freshwater ecosystem[D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, 2002. [赵斌. 生态系统"生态因子场"空间格局的非线性分析. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 1998]

[14] Zhao B, Cai Q H. Fractal character of ecological factor field in Meiziya Reservoir[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2000, **24**(5): 481—486. [赵斌, 蔡庆华. 梅子垭水库生态因子场的分形特征. 水生生物学报, 2000, **24**(5): 481—486]

[15] Zhao B, Cai Q H. Geostatistical analysis of ecological factor field in Meiziya Reservoir [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2000, **24**(5): 487—492. [赵斌, 蔡庆华. 梅子垭水库生态因子场的地统计学分析. 水生生物学报, 2000, **24**(5): 487—492]

[16] Ma K. A GIS approach to the influence of macrophytes distribution pattern on physicochemical factors in lakes-A case study in Baoan Lake, Hubei[D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, 2002. [马凯. 基于GIS的大型水生植物分布格局对湖泊理化因子的影响研究——以湖北保安湖为例. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2002]

[17] Zhan C W, Yu D. Application of the geographic information system for the ecological studies of aquatic plant [J]. *Acta Hydrobiological Sinica*, 2000, **24**(5): 555—562. [詹存卫, 于丹. 地理信息系统在水生植物生态学研究中的应用. 水生生物学报, 2000, **24**: 555—562]

INFLUENCES OF SUBMERGED MACROPHYTES DISTRIBUTION PATTERN ON NITROGEN AND PHOSPHOROUS FACTORS OF WATER ENVIRONMENT IN LAKES

MA Kai, CAI Qing-Hua, XIE Zhi-Cai, LI Dao-Feng and LIU Rui-Qiu

(Institute of Hydrobiology, The Chinese Academy of Sciences; State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechology, Wuhan 430072)

Abstract: Baoan Lake is one of typical shallow lakes along middle reach of the Yangtze River. In August 2001, submerged macrophytes were investigated in Baoan Lake by setting up 103 sampling sites with assistant of a GPS setting. Water samples were collected simultaneously for chemical analysis. Under the support of GIS software ArcView 3.2, we established two GIS databases, including the database of mycrophytes and the database of physicochemical factors, and the data source comes respectively from the field sampling and chemical analysis. Then the database was applied to simulate macrophytes distribution and ecological factor fields in the lake. Based on the technique of GIS spatial analysis, different parts of N and P factor fields were selected spatially according to distribution areas of four dominant submerged macrophytes (*Ceratophyllum demersum* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Potamogeton maackianus* A. Benn. and *Vallisneria spiralis* L.), and the non-macrophyte distribution area. By characterizing these selected fields with the grid statistic method, we analyzed the influence of each macorphyte distribution pattern on the levels of N and P factors in the water environment.

The results implied significant impact of each macrophyte distribution on N and P factors concentration in their surrounding water environment, moreover impact effect and intensity has varied according to the mycrophyte species. As far as the concentration of TN and TP in surrounding water is concerned, TN: *M. spicatum* (0.774mg·L^{-1}) > *V. spiralis* (0.714mg·L^{-1}) > *C. demersum* (0.701mg·L^{-1}) > *P. maackianus* (0.695mg·L^{-1}); TP: *M. spicatum* (0.123mg·L^{-1}) > *P. maackianus* (0.118mg·L^{-1}) > *C. demersum* (0.107mg·L^{-1}) > *V. spiralis* (0.079mg·L^{-1}).

The results also demonstrated *C. demersum*, *P. maackianu* and *V. spiralis* are unable to change the TN concentration in the water phase by comparing with the non-mycrophyte distribution area. The influence on N factor is just to regulate and control the N circle among different inorganic compounds. In addition, *P. maackianus* and *C. demersum* presented the potential on organic pollutants degradation. *M. spicatum* is quite different from other macrophytes. TN concentration in water increases sharply because of *M. spicatum* distribution. The increased N is mainly emitted from *M. spicatum* individuals. As to TP concentration in water environment, the four macrophytes have the same effect. They are all able to absorb P directly from surrounding water, decreasing observably the TP concentration in water. It suggested that the water phase is playing a role in the nutrition of these species in the eutrophic waters. It is different from the in oligotrophic waters in which macrophytes acheive P requirements by direct uptake from the sediments.

In condusion submerged macrophytes have ability to reduce TP concentration and stabilize TN concentration in waters. Macrophytes help to reduce the trophic level of water expcept that M. spicatum accelerate the eutrophication.

Key words: Submerged macrophyte; Ecological factor field; GIS; Spatial analysis