

· 争鸣与探索 ·

GIS技术在东昌湖水质评价中的应用

杨国敏, 王晓凤, 成杰民, 陈雪兰

(山东师范大学人口资源与环境学院, 山东 济南 250014)

摘要: 利用GPS定位对东昌湖进行水样采集,把水质数据和坐标联系在一起,测定的结果利用GIS技术进行克里格插值。在用一部分数据验证其准确性之后,把全部水质数据以图的形式呈现出来,进行分析评价,通过与湖泊营养类型标准对比得出东昌湖大部分湖区出现富营养化现象,污染严重。证明GIS技术可以很好地应用于湖泊水质研究。

关键词: 东昌湖; 全球定位系统; 克里格插值; 水质评价; 富营养化

中图分类号: X824; TN967.1 **文献标识码:** B **文章编号:** 1006-2009(2013)02-0057-05

Evaluation of Water Quality in Dongchang Lake Based on GIS Technology

YANG Guo-min, WANG Xiao-feng, CHENG Jie-min, CHEN Xue-lan

(College of Population Resources and Environment of Shandong Normal University,
Jinan, Shandong 250014, China)

Abstract: The data of water quality was combined with coordinate through sampling located by GPS in Dongchang Lake. The result data of determination was used for Kriging interpolation by GIS. After verifying its accuracy using a portion of the data, present all data of water quality in picture. Through this picture analysis and evaluation can be done. The finally result compared with the standard of nutritional level of Lake showed that eutrophication phenomenon had appeared in most part of Dongchang lake which was contaminated seriously. At the same time that the GIS technique can be well applied in research of lake water quality was proved.

Key word: Dongchang Lake; GIS; Kriging method; Evaluation of water quality; Eutrophication

近年来,关于湖泊水质评价的研究很多,且取得了非常大的成果,例如太湖^[1]、巢湖^[2]、滇池^[3-4]等,归纳污染程度评价方法大都是通过某些点的水样采集进行污染物浓度测定对湖水水质进行评价,或者把整个湖水的水质既定为完全混合,统一整个或部分区域的水质进行评价^[5]。以往通常以点为基础评价整个湖区水质的研究多,扩展到面或空间的研究相对较少。

GIS(Geographic Information System)技术能将数据和地图相关联,建立拓扑关系,进行空间分析、查询以及制作各类专题图,并能统计、分析区域环境因素(水质、大气、河流等)的变化情况及主要污染源和主要污染物的地理属性和特征等,实现由点到面的预测和呈现。20世纪90年代中后期以来,GIS作为有效的空间数据采集、管理^[6]、分析^[7]工具,在我国的科学研究领域得到了广泛应用。

现将GIS技术运用到东昌湖的水质评价中,探讨GIS技术对整个研究区域水质评价的适宜性,以便为水环境评价提供方便快捷的方式,以及污染治理提供依据和指导。

1 研究方法

1.1 区域概况

东昌湖位于山东省聊城市区,是长江以北最大的人工湖和典型的城市湖泊,水域面积4.2 km²。以黄河水为补水来源,常年蓄水,为永久性淡水湖泊,湖底平坦,水深为2 m~3 m,是集景观旅游、工

收稿日期:2012-10-25; 修订日期:2013-03-04

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项基金资助项目(2008ZX07106-003)

作者简介:杨国敏(1988—),男,山东菏泽人,硕士研究生,研究方向为环境污染与控制。

业用水(聊城热电公司发电用水)、渔业养殖、水上运动为一体的多功能湖泊。

根据水面的连续性和所处的位置及研究需要,把东昌湖可分为 6 个湖区,见图 1。

图中 1 号湖区较浅是该湖从谭庄水库补水的入口,淤积严重,现已进行整修,湖区东南角零星分布一些挺水植物。2 号湖区水面狭窄,水域破碎,面积最小,东岸为居民区。3 号湖区水面积较小,水体循环较差。4 号湖区临近交通主干道东昌路,旅游开发强度大,游乐设施多。5 号湖区和 6 号湖区是面积最大的 2 个水域,其西岸已开发为湖滨带状公园。

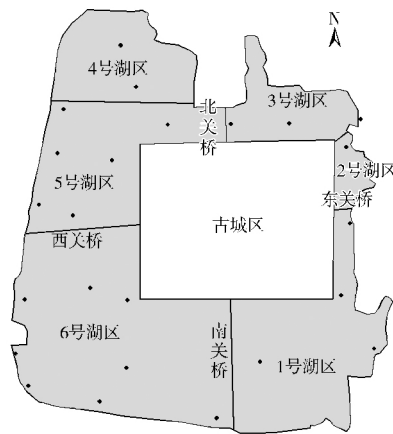


图 1 湖区划分及采样站点分布

Fig. 1 Division of lake and distribution of sampling stations

1.2 水样采集

采样时间为 2009 年 4 月 15 日,全湖共设 24 个采样站点。GPS 定位前提下,水样为上、中、下 3 层的混合样,上层为水面下 50 cm 处水样,下层为水-沉积物界面上 50 cm 处水样,中层为上下层中间处水样。每个站点在采样前先测定水深,后根据水深确定下层和中层水样的采集深度,并将上、中、下 3 层水样倒入一大塑料桶混合搅拌然后取水样。

采样后,样品立即送回实验室进行各项水质指标测定,主要检测指标包括 I_{Mn} 、TN、TP、Chla。

1.3 测定及分析方法

1.3.1 湖水水质测定方法

TN 采用过硫酸钾法,TP 采用钼酸铵分光光度法测定, I_{Mn} 采用高锰酸钾法, Chla 采用乙醇萃取法^[8]。

1.3.2 克里格插值法

克里格(Kriging)方法又称空间局部插值法,是以变异函数理论和结构分析为基础,在有限区域内对区域化变量进行无偏最优估计的一种方法。其实质是利用区域化变量的原始数据和变异函数的结构特点,对未知样点进行线性无偏(偏差的数学期望为 0)、最优(估计值与实际值之差的平方和最小)估计。也就是说,克里格方法是根据未知样点有限邻域内的若干已知样本点数据,在考虑了样本点的形状、大小和空间方位,与未知样点的相互空间位置关系,以及变异函数提供的结构信息之后,对未知样点进行的一种线性无偏最优估计,也就是内插或外推。其表达式为:

$$Z(x_0) = \sum_{i=1}^n w_i Z(x_i) \quad (1)$$

式中: $Z(x_0)$ ——未知样点的值;

$Z(x_i)$ ——第 i 个未知样点周围的已知样本点的值;

w_i ——第 i 个已知样本点对未知样点的权重;

n ——已知样本点的个数。

相对于更为简单的反距离插值法,克里格方法不仅考虑距离,而且通过变异函数和结构分析,考虑了已知样本点的空间分布及与未知样点的空间方位关系。另一方面,预测前还对数据进行了筛选,因此预测结果更为准确可靠。

1.3.3 半变异分析

在利用 GIS 中的 Geostatistical Analyst Extension 进行地统计分析(样本数据的统计分析和异常值剔除)之后,利用半变异理论进行空间变异分析^[9]。半变异分析结果见表 1。

由表 1 可见, TN 出现了中度和中度空间相关性; TP 在 0~1 km 范围内基底效应值接近 1,说明在这个距离内样本间的差异更多是由随机因素(污染物、测定的准确性等)造成的,在 1 km~2 km 范围内空间相关性是很好的; I_{Mn} 在 0.5 km~1 km 范围内呈高度空间相关性,其他范围空间相关性很低。Chla 的情况大体与 I_{Mn} 相反。

半变异函数又称半变差函数、半变异矩,是地统分析所独有的函数。区域化变量 $Z(x)$ 在点 x 和 $x+h$ 处的值 $Z(x)$ 与 $Z(x+h)$ 差的方差的一半称为区域化变量 $Z(x)$ 的半变异函数,记为 $r(h)$ 。

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i+h)]^2 \quad (2)$$

表 1 半变异分析结果

Table 1 Result of Semi-variogram analysis

指标	距离 s/km	拟合模型	变程	C_0 块金值	C 偏基台值	$(C+C_0)$ 基台值	$C_0/(C+C_0)$ 基底效应	$C/(C+C_0)$
TN	0~0.5	指数	0.5	0.064 08	0.079 00	0.143 08	0.447 86	0.552 14
	0.5~1	指数	0.5	0.186 59	0.130 18	0.316 77	0.589 04	0.410 96
	1~1.5	指数	0.5	0.000 83	0.227 89	0.228 72	0.003 64	0.996 36
	1.5~2.0	对数	0.5	0.117 18	0.257 21	0.374 40	0.312 99	0.687 01
TP	0~0.5	指数	0.5	2.459 85	0.000 70	2.460 55	0.999 72	0.000 28
	0.5~1	指数	0.5	0.000 16	0.000 01	0.000 17	0.965 43	0.034 57
	1~1.5	指数	0.5	0.000 04	0.000 08	0.000 12	0.358 57	0.641 43
	1.5~2.0	指数	0.5	0.000 01	0.000 04	0.000 05	0.195 55	0.804 45
I_{Mn}	0~0.5	指数	0.5	0.246 84	0.027 70	0.274 54	0.899 10	0.100 90
	0.5~1	指数	0.5	0.003 91	0.021 41	0.025 32	0.154 56	0.845 44
	1~1.5	指数	0.5	0.121 22	0.019 98	0.141 20	0.858 51	0.141 49
	1.5~2.0	指数	0.5	0.442 20	0.093 65	0.535 85	0.825 22	0.174 78
Chla	0~0.5	指数	0.5	0.261 50	0.021 30	0.282 80	0.924 68	0.075 32
	0.5~1	指数	0.5	0.652 96	0.136 50	0.789 46	0.827 10	0.172 90
	1~1.5	指数	0.5	0.561 67	0.388 37	0.950 03	0.591 21	0.408 79
	1.5~2.0	指数	0.5	0.858 08	0.783 19	1.641 27	0.522 81	0.477 19

图 2 为典型的半变异函数图。空间相关性可由 Partial Sill/Sill 来反映,该值越大说明空间相关性越强;相应的,基底效应(Nugget/Sill)表示样本间的变异特征,该值越大,表示样本间的变异更多是由随机因素引起的^[10]。

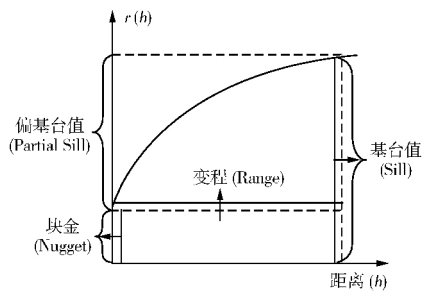


图 2 半变异函数图

Fig. 2 Figure of Semi-variogram function

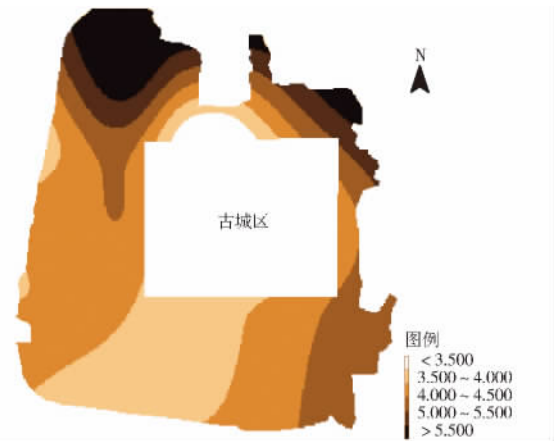


图 3 部分 I_{Mn} 值为基础的预测图

Fig. 3 Prediction based on some I_{Mn} data

2 结果与分析

2.1 模型校验

为了验证预测的准确性,首先利用一部分数据进行校验。利用筛选出的 24 组 I_{Mn} 数据,把其中 14 组导入 GIS,利用插值进行预测,见图 3。其他 7 组只导入坐标,从部分 I_{Mn} 为基础的预测图层中利用坐标和 Identify 按钮查询出 7 组 I_{Mn} 预测值,与实测值进行对比,对比结果见表 2。

利用 Nash-Suttcliffe 系数 E_{ns} 来衡量模型预测值

表 2 I_{Mn} 实测值和预测值对比

mg/L

Table 2 Comparison of measured and predicted mg/L

实测	预测
4.50	4.54
4.29	4.17
4.19	4.17
4.62	4.56
4.93	4.98
4.47	4.44
4.49	4.65

与实测值之间的拟合度,其表达式为:

$$E_{ns} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_p)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_{avg})^2} \quad (3)$$

式中: Q_m ——实测值;
 Q_p ——预测值;
 Q_{avg} ——实测值平均值;
 n ——实测的次数,即用于对比的采样点的个数。

当 $Q_m = Q_p$ 时 $E_{ns} = 1$; 如果 E_{ns} 为负值,说明模型预测值比直接使用测量值的算术平均值更不具

代表性。

经计算得 $E_{ns} = 0.86$,说明预测有很高的准确性,即GIS技术可很好预测东昌湖污染物浓度。

2.2 东昌湖水质预测

2.2.1 预测结果

I_{Mn} 、TP、TN、Chla 预测图见图4(a)(b)(c)(d) 湖泊营养类型标准见表3。

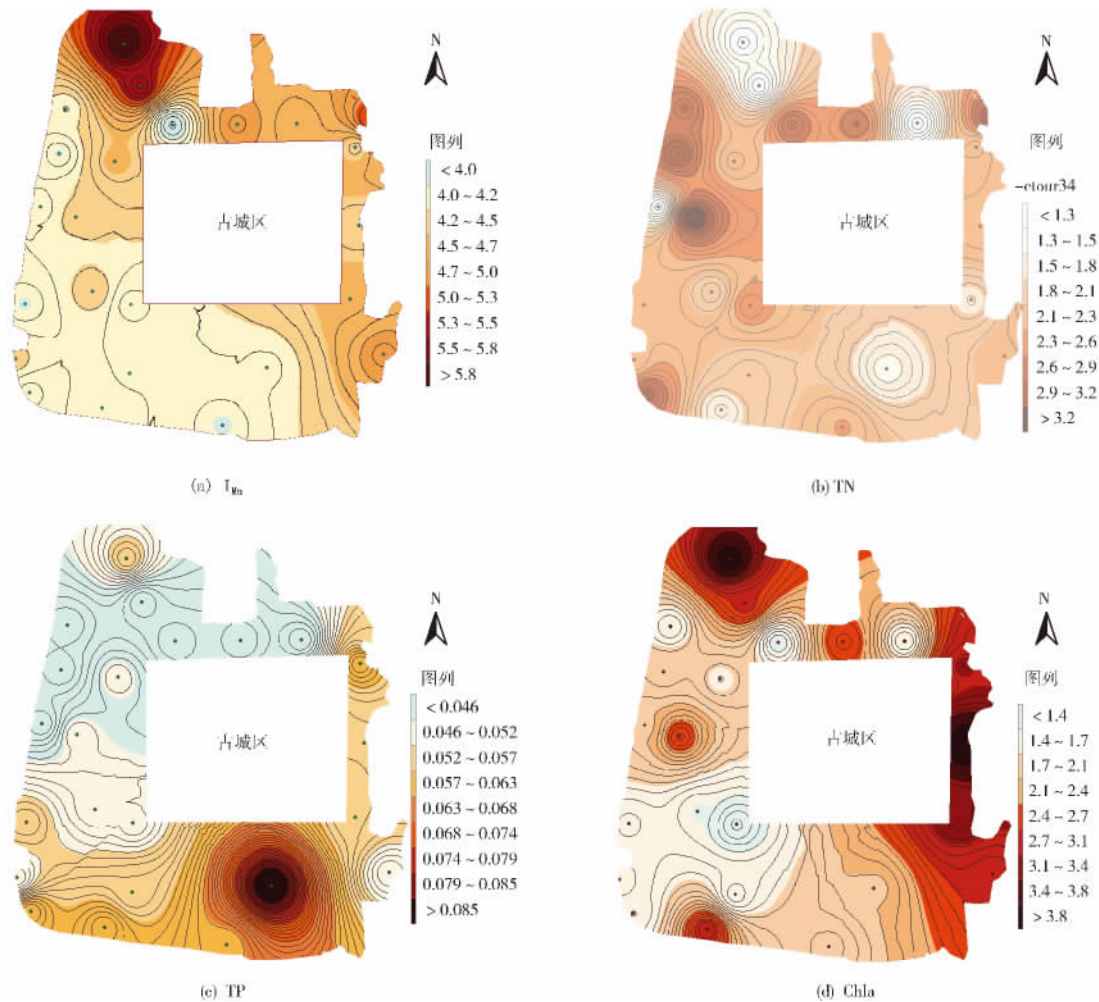


图4 I_{Mn} 、TN、TP、Chla 预测图

Fig. 4 Prediction of I_{Mn} 、TN、TP、chlorophyll a

表3 湖泊营养类型标准 mg/L

营养类型	TN	TP	I_{Mn}
贫级营养型	<0.25	<0.02	<1
中级营养型	0.25~0.7	0.02~0.05	1.0~8
富级营养型	0.7~1.3	0.05~0.09	8.0~12
重富级营养型	>1.3	>0.09	>12

(1) I_{Mn} 整体质量浓度分布为东北半部要高于

西南半部。局部为4号湖区、1号湖区东部、三号湖区东部浓度较高,为中级以上营养类型浓度。最低的是6号湖区为中级营养或以下类型。

(2) TN 呈零星分布,1号湖区和4号湖区则浓度较低,没有达到重富营养级标准,其他湖区全部属于重富级营养类型。尤其是3号湖区的东部、5号湖区的东部和南部、6号湖区的北部和西南部,

质量浓度达到了3 mg/L以上。

(3) TP整体浓度呈东南半部高于西北半部。一号湖区最高,达到了重富级营养类型标准,其次是3号湖区、6号湖区南部和4号湖区中部,也属于富级营养类型。

(4) Chla是富营养化最直接的呈现,整体浓度分布呈东北半部要高于西南半部,这与 I_{Mn} 浓度分布一致。3号、5号、6号湖区分布则与TN的分布一致。

2.2.2 结果分析

综合东昌湖所处的位置、周边环境、旅游、水生植物等方面^[11-12]分析,造成以上情况的原因大致有以下几个方面。

(1) 水循环^[13]: 2、3号湖区由于面积小,相对封闭,水循环不畅。而1号湖区有补水口,5、6号湖区面积较大且离补水口相对较近,水循环较好,因此这3个湖区污染相对较轻。

(2) 繁华主干道: 4号湖区临近交通主干道东昌路,旅游开发强度较大,游乐设施较多,汇入湖里的污染物较多,所以水质较差。

(3) 机构排污: 2、3号湖区周围和4、5号湖区的东邻以及老城区都有许多居民区、餐饮、行政、医院、学校等机构,虽然大部分排污都是进入污水管道,但还是有一部分通过各种渠道进入东昌湖。

(4) 拦污带: 5、6号湖区西岸已开发为湖滨带状公园,其中的植被形成的拦污带具有一定的拦污能力^[14],减少了西部污染物的入湖量。

(5) 旅游造成的污染: 周边从东南西北4个方向进入老城区的4个桥和5号湖区西南部游船停泊区以及老城区,都是过往游客较多的地方。

(6) 补水水质: 由图4(c)可见,直接接纳补水的1号湖区磷浓度较高,很可能是补水水源——谭庄水库的水的含磷量高造成的,但由于没有掌握当时的谭庄水库的补水数据,所以还有待考证。

(7) 水生植物的净化作用: 1号湖区的挺水植物对水质的净化也起到了一定的作用^[15-16]。

(8) 淤泥释放^[17]: 污泥中的N、P等元素以各种形态释放到水体中,直到达到平衡,因此底泥污染物含量越高,相应的水质就越差。

3 结论

东昌湖大部分湖区水质在中级以上营养类型,

2、3、4号湖区局部甚至超出了重富级营养类型标准,污染严重。GIS技术可以把整个湖区的水质情况呈现出来,可很好地应用于水质评价并为分析污染物来源和治理方案的制定提供良好的依据。而对数据统计分析和异常值的剔除之后利用克里格插值法进行预测,结果的准确性得到了提高。

[参考文献]

- [1] 殷燕,张运林,时志强,等.太湖化学耗氧量和生化需氧量的时空分布特征[J].环境科学学报,2010,30(12):2545-2552.
- [2] 管逢宇,霍守亮,席北斗,等.巢湖近代沉积物及其间隙水中营养物的分布特征[J].环境科学学报,2010,30(10):2089-2095.
- [3] 郭怀成,孙延枫.滇池水体富营养化特征分析及控制对策探讨[J].地理科学进展,2002,22(5):501-506.
- [4] 卢升良.滇池的污染及其控制对策[J].重庆环境科学,1997(6):1-4.
- [5] 王明翠,刘雪芹,张建辉.湖泊富营养化评价方法及分级标准[J].中国环境监测,2002,18(5):47-49.
- [6] 黄少华,陈晓玲,王汉东,等. GIS环境下的流域水资源优化配置模型[J].人民长江,2009,40(4):66-67.
- [7] 王永杰,高骏,周振红.基于GIS环境分析评价[J].华北水利水电学院学报,2004,25(2):64-65.
- [8] 奚旦立,孙裕生,刘秀英.环境监测[M].高等教育出版社,2005.
- [9] 陈铁,鼓认灿,张立华,等.变异函数在水深场空间结构分析中的应用[J].海洋测绘,2011,31(6):64-65.
- [10] 王改改,魏朝富,吕家格,等.四川盆地丘陵区土壤水分空间变异及时间稳定性分析[J].山地学报,2009,27(2):212-215.
- [11] 刘永,郭怀成,黄凯,等.湖泊流域生态系统管理的内容与方法[J].生态学报,2007,27(12):5352-5360.
- [12] 郭慧光,闫自申.滇池富营养化及面源控制问题思考[J].环境科学研究,1999(5):43-44.
- [13] WANG J P, CHENG S T, JIA H F. Water quality changing trends of Miyun reservoir[J]. Journal of Southeast University: English Edition, 2005, 21(2): 215-219.
- [14] 吴甫成,邓学建,吕焕哲,等.洞庭湖退耕还湖区水质监测与分析[J].水土保持学报,2003,17(1):134-136.
- [15] 吴振斌,邱东茹,贺锋,等.沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响[J].应用生态学报,2003,14(8):1351-1353.
- [16] KEDDY P A, REZNICEK A A. Great lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds[J]. Journal of Great Lakes Research, 1986(12): 26-36.
- [17] 邓焕广,张菊.东昌湖水体富营养化评价及N、P平衡研究[J].环境科学与管理,2008,33(8):178-180.