

湖泊水、沉积物氮磷的空间分析及其耦合特征研究——以大通湖为例*

毛亮 罗丛强 石彭灵 杨品红^① 刘飞 王文彬 罗玉双

(湖南文理学院生命与环境科学学院 水产高效健康生产湖南省协同创新中心 环洞庭湖水产健康养殖与加工湖南省重点实验室 动物学湖南省高校重点实验室 常德 415000)

摘要 大通湖是湖南省面积最大的淡水养殖湖泊,冬季作为捕鱼的旺季并且水位较低,水体和表面沉积物中氮、磷容易受到渔业生产的影响。本文从地统计学出发,通过研究冬季大通湖水体和沉积物中有机质(OM)、氮(N)和磷(P)的空间结构特征及其耦合关系,探讨大通湖富营养化程度及其影响因素,为可持续水产养殖和生态修复提供科学依据。结果表明:冬季大通湖水体中总氮(TN)、总磷(TP)浓度较高,平均值分别达到了3.78mg/L和0.29mg/L,为劣V类。水体中 NH_4^+ 含量相对较低,平均为0.17mg/L,属于地表水Ⅱ类。与2011年数据比较,沉积物中TP浓度较高,平均升高到了1469mg/kg;而沉积物TN基本持平,平均为1224mg/kg;沉积物TP和水 NO_3^- 的“块金值/基台值”分别为43.4%和34.5%,表现为中等空间相关性(spatial dependence),其他N、P指标的“块金值/基台值”均低于25%,表现为强烈空间相关性。冬季大通湖沉积物OM、TN和TP在空间上呈现出有规律的带状分布,而水体N、P大体上呈现出“品”字形的斑块分布;水体中的氮磷比平均为13.03,比较适合浮游植物生长;沉积物OM只与沉积物TN和TP呈极显著正相关($P<0.01$),而沉积物中TN和TP与水体中的TN和TP相关性不显著。因此,大通湖水体修复在控制外源输入的情况下,还应考虑综合的生态系统工程措施。

关键词 氮;磷;有机质;大通湖;空间特征;相关分析

中图分类号 S932 doi: 10.11693/hyhz20170400104

为控制农业面源污染和保护湖泊资源,近年来许多养殖湖泊实行了禁用化肥的规定。在外源污染得到有效控制的情况下,内源污染将成为影响湖泊富营养化的主导因素(钟继承等,2007)。碳、氮、磷作为生命体最基本的几种元素,其含量、分布和循环影响着湖泊生态系统的生物地球化学过程。湖泊沉积物对水体富营养化具有重要的影响,它既是氮、磷等元素的汇,同时也发挥着营养源的作用。研究沉积物中氮、磷含量和分布对评估水体富营养化潜在风险和生源要素的动态循环具有重要意义(岳维忠等,2003)。

大通湖位于洞庭湖西部,是湖南省面积最大的淡水养殖湖泊(82.67km²),在渔业生产和生态环境方面发挥着重要作用。随着地理信息技术的发展,遥感和地统计技术被广泛运用于环境领域,为健康生产和污染物预警提供了直观的科学依据(Lark, 2001)。因此,研究水体和沉积物氮、磷的空间分布及其耦合特点对指导养殖湖泊的污染控制,解决生态环境与经济发展冲突具有指导意义。

关于大通湖的生态环境已有相关研究。卢奋英等(1964)对大通湖生物和环境因子进行了全面的报道。

* “2011计划”湖南省水产健康生产协同创新中心项目,2014—2018;湖南省水产院士工作站项目,2013;国家淡水渔业工程技术研究中心湖南中心项目,2013;教育部农科教合作人才培养基地项目,2014;湖南省高校科技创新团队项目,2011—2014;湖南省动物学重点建设学科项目资助,2011—2015;湖南省重点科技研发项目,2016NK2131号;湖南省教育厅重点项目,2016A148号。毛亮,博士, E-mail: lightxiaofang@163.com

通讯作者: 杨品红,教授, E-mail: yph588@163.com

收稿日期: 2017-04-28, 收修改稿日期: 2017-06-30

李德亮等(2012)研究大通湖浮游植物和群落结构和环境因子关系时发现透明度、总磷、水深、水温、氧化还原电位以及电导率是影响大通湖浮游植物群落结构的主要因子。此外,大通湖沉积物的研究还主要集中在有机污染物和重金属污染方面(祝云龙等, 2008; 张光贵, 2014)。近年来,大通湖已开始禁止投施化肥,并对湖泊底泥进行清淤。目前,关于大通湖表面沉积物氮、磷的空间分布特性及其相关性的研究较少。冬季作为捕鱼的旺季,加之大通湖正值枯水期,水体和表面沉积物中氮、磷容易受到渔业生产的影响。因此本文从地统计学出发,通过研究冬季大通湖水体-沉积物中氮、磷形态的空间分布和耦合特征,探讨大通湖富营养化程度及其影响因素,为可持续水产养殖和湖泊生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验区域选择及采样点的布设

大通湖(29°09'—29°15'N, 112°26'—112°33'E)位于长江中游南岸,湖南省益阳市境内,面积 82.67km²。南北宽 13.70km,东西长 15.75km,呈三角形,湖底高程为 23.8—26.0m (吴淞高程基准),是洞庭湖区典型的浅水型养殖湖泊,也是湖南省面积最大的淡水养殖湖泊。研究区域属大陆性季风湿润气候,冬季枯水期平均水深为 0.8—1.5m。大通湖周边生态环境优良,无工业污染源,面源和养殖物化产品是主要的潜在污染源。湖泊渔业利用以人工养殖为主,主要包括鳊鱼、草鱼和鲢鱼等。依据湖泊轮廓形态特点,在湖区均匀布设 18 个采样点(图 1),采集水体和表面沉积物样品。

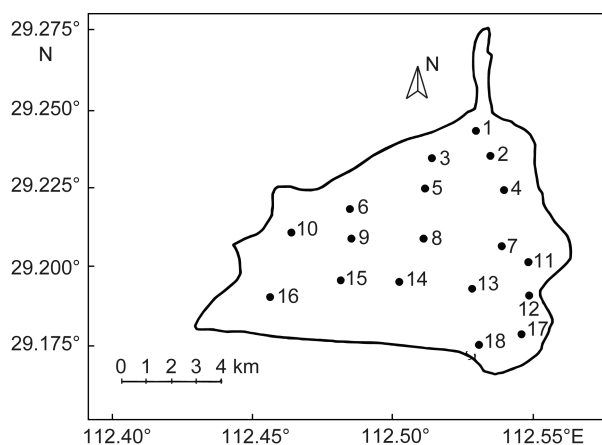


图 1 大通湖地理位置及采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Datong Lake

1.2 样品采集与处理

样品于 2016 年 12 月 15 日一次采集获得,用手持 GPS 记录采样点的经纬度坐标。采样时,湖水平均深度约 1m,使用 2.5L 采水器采集距水面 0.5m 处水样,用于总氮(TN)、总磷(TP)、磷酸盐(PO₄³⁻)、硝态氮(NO₃⁻)、铵态氮(NH₄⁺)的测定。用 1/16 彼得逊抓斗式底泥采样器采集沉积物表层样品。水样立即送回实验室分析化验,沉积物经风干过筛后测定有机质、总氮、总磷含量,每个样品重复三次。

水体中氮、磷的测定采用 Skalar 流动注射仪(荷兰)分析。沉积物有机质采用重铬酸钾容量法-外加热法测定(杨剑虹等, 2008)。沉积物总氮和总磷经高氯酸-硫酸消化后使用 Skalar 流动注射仪分析检测。

1.3 地统计模型

克里格插值法和半方差函数法分别用来估测土壤有机质、氮和磷的空间分布和变异特征。通过已知采样点的理化性质的空间结构来预测未采样点,是地统计学在环境科学的主要应用。克里格方法(Kriging)是以变异函数理论和结构分析为基础的一种空间局部插值法,对有限区域内的区域化变量进行无偏最优估计的一种方法(Woodard, 2000),计算公式如下:

$$z(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (1)$$

其中, $z(x)$ 是在位置 x_i 的估测值; $z(x_i)$ 是在 x_i 点的观测值; λ_i 是权重系数; n 是研究区用来估算的临近样本数。如果数据具有空间连续性,靠近被估算点的样本将比远离的样本具有更高的权重。

半方差函数 $\gamma(h)$ 用来描述水体和沉积物氮磷的空间连续变异特征。其计算公式如下:

$$\gamma(h) = 1/(2N(h)) \sum_{n=1}^{N(h)} (Z(x_i) - Z(x_i + h))^2 \quad (2)$$

其中, $z(x_i)$ 和 $z(x_{i+h})$ 是空间位置点 x_i 和 x_{i+h} 给定的氮磷参数值, $N(h)$ 是对应距离 h 的数据对数目。

半方差本质上是给定距离的数据对的平均方差。理论上,半方差随着分隔距离的增加而增加,最后到达一个定值,这个常数叫做基台值。基台值代表了不再具有空间相关性时的分隔距离上的最大样本方差。当半方差达到基台值时的滞后距称为变程。变程代表着最大的空间相关距离。当滞后距为 0 时的半方差称为块金值。块金值表示在现有采样尺度下的随机性变化。

1.4 数据分析

运用 SPSS19.0 软件对数据进行统计性描述分析

和皮尔逊相关分析(Pearson, 双尾), 用 K-S 法检验数据是否符合正态分布。

半方差函数由 GS+软件计算。根据残差平方和(RSS)和决定系数(R^2)选择最优拟合模型。水体和沉积物氮磷指标的预测图用克里格(Kriging)插值法, 由 ArcGIS10.0 软件完成运算。

2 结果与分析

2.1 大通湖水体和沉积物氮磷含量的统计分析

冬季大通湖水体和沉积物氮、磷和有机质的统计分析见表 1。采样点沉积物中有机质含量在 31.1—59.3g/kg, 平均值为 43.3g/kg。沉积物 TN 含量在 829—1687mg/kg, 平均值为 1224mg/kg。沉积物 TP 含量较高, 平均值为 1469mg/kg, 最高达到了 1785mg/kg。水体中 TN 和 TP 平均值分别为 3.78mg/L 和 0.29mg/L, 均为劣 V 类。而水体中无机氮主要以

NO_3^- 为主, 约为水体总氮的 41.8%。 NH_4^+ 含量相对较低, 平均为 0.17mg/L, 属于地表水 II 类。水体中的氮磷比平均为 13.03, 而表面沉积物中的氮磷比平均为 0.833。数据的分散度可以用变异系数 CV 来表示。水 NH_4^+ 的变异系数最大(58.8%), 说明各采样点 NH_4^+ 离散程度较高。沉积物和水体中的 TN、TP、 PO_4^- 变异系数在 15.6—24.9 之间。水 NO_3^- 的变异系数最低(8.2%), 说明各采样点的离散程度较小。单样本 K-S 检验表明所有数据均符合正态分布($P>0.05$)。

水体和沉积物 N、P 的相关系数矩阵见表 2。本研究中沉积物 OM 与沉积物 TN 和 TP 呈极显著($P<0.01$)正相关, 相关系数分别为 0.608 和 0.670。除沉积物 TN 与水 NH_4^+ 达到了显著水平($P<0.05$)外, 沉积物与水体中的其他 N、P 均未呈现出显著的相关关系。水体中 TN 与 TP 呈现出极显著负相关($P<0.01$), 水 PO_4^- 与水 TP 呈现极显著正相关($P<0.01$)。

表 1 水体和沉积物各指标描述性统计
Tab.1 Statistical description of the water and sediment properties

项目/	最小值	最大值	平均值	变异系数 CV(%)	One-Sample K-S test (2-tailed)		
					偏度	峰度	P 值
沉积物 OM (g/kg)	31.1	59.3	43.3±9.0	20.9	0.46	-0.85	0.76
沉积物 TP (mg/kg)	1008	1785	1469±229	15.6	-0.48	-0.56	0.98
沉积物 TN (mg/kg)	829	1687	1224±215	17.6	0.14	0.21	0.95
水 TP (mg/L)	0.17	0.38	0.29±0.05	17.2	-0.68	1.13	0.82
水 TN (mg/L)	2.57	6.09	3.78±0.94	24.9	1.33	1.53	0.51
水 NH_4^+ (mg/L)	0.08	0.44	0.17±0.10	58.8	1.62	1.92	0.28
水 NO_3^- (mg/L)	1.43	2.02	1.58±0.13	8.2	2.29	6.68	0.13
水 PO_4^- (mg/L)	0.04	0.14	0.09±0.02	22.2	0.34	1.42	0.88

表 2 水体和沉积物各指标的皮尔逊相关矩阵
Tab.2 Matrix of the Pearson correlation coefficients of water and sediment properties

项目	沉积物 TP	沉积物 TN	沉积物 OM	水 TN	水 TP	水 NH_4^+	水 NO_3^-	水 PO_4^-
沉积物 TP	1	0.215	0.670**	0.026	-0.064	0.088	-0.041	-0.140
沉积物 TN	0.215	1	0.608**	0.094	-0.354	0.499*	0.311	-0.373
沉积物 OM	0.670**	0.608**	1	0.173	-0.354	0.314	0.128	-0.398
水 TN	0.026	0.094	0.173	1	-0.703**	0.299	0.297	-0.509*
水 TP	-0.064	-0.354	-0.354	-0.703**	1	-0.270	-0.434	0.659**
水 NH_4^+	0.088	0.499*	0.314	0.299	-0.270	1	0.114	-0.175
水 NO_3^-	-0.041	0.311	0.128	0.297	-0.434	0.114	1	-0.573*
水 PO_4^-	-0.140	-0.373	-0.398	-0.509*	0.659**	-0.175	-0.573*	1

* 表示在 0.05 水平上显著相关; ** 表示在 0.01 水平上显著相关

2.2 大通湖水体和沉积物氮、磷半方差函数

半方差函数(Semivariance)可以用球面模型、指数模型、线性模型和高斯模型来拟合(Ouyang *et al.*,

2013)。根据残差平方和 RSS 和决定系数 R^2 , 除沉积物 TN 使用球面模型拟合外, 其余指标均用高斯模型拟合。8 个指标的最佳拟合模型和参数见表 3 和图 2。

表 3 大通湖水体和沉积物氮磷半方差函数的特征参数
Tab.3 Semivariance model parameters of water and sediment properties

项目	基台值	块金值	基台值/块金值(%)	变程(km)	R^2	RRS
沉积物 TP	3.75×10^4	8.65×10^4	43.4	8.73	0.614	8.57×10^8
沉积物 TN	3.70×10^3	6.83×10^4	5.41	12.0	0.943	1.04×10^8
沉积物 OM	1.73×10^1	1.67×10^2	10.4	6.80	0.946	5.96×10^2
水 TN	1.00×10^{-3}	9.49×10^1	0.11	1.38	0.471	4.28×10^{-1}
水 TP	1.60×10^{-4}	2.70×10^{-3}	5.93	1.60	0.818	1.14×10^{-6}
水 NH_4^+	7.70×10^{-3}	5.10×10^{-2}	15.1	21.1	0.773	1.35×10^{-5}
水 NO_3^-	7.80×10^{-3}	2.26×10^{-2}	34.5	4.60	0.572	1.50×10^{-4}
水 PO_4^{3-}	1.00×10^{-5}	5.40×10^{-4}	1.85	1.28	0.496	8.79×10^{-8}

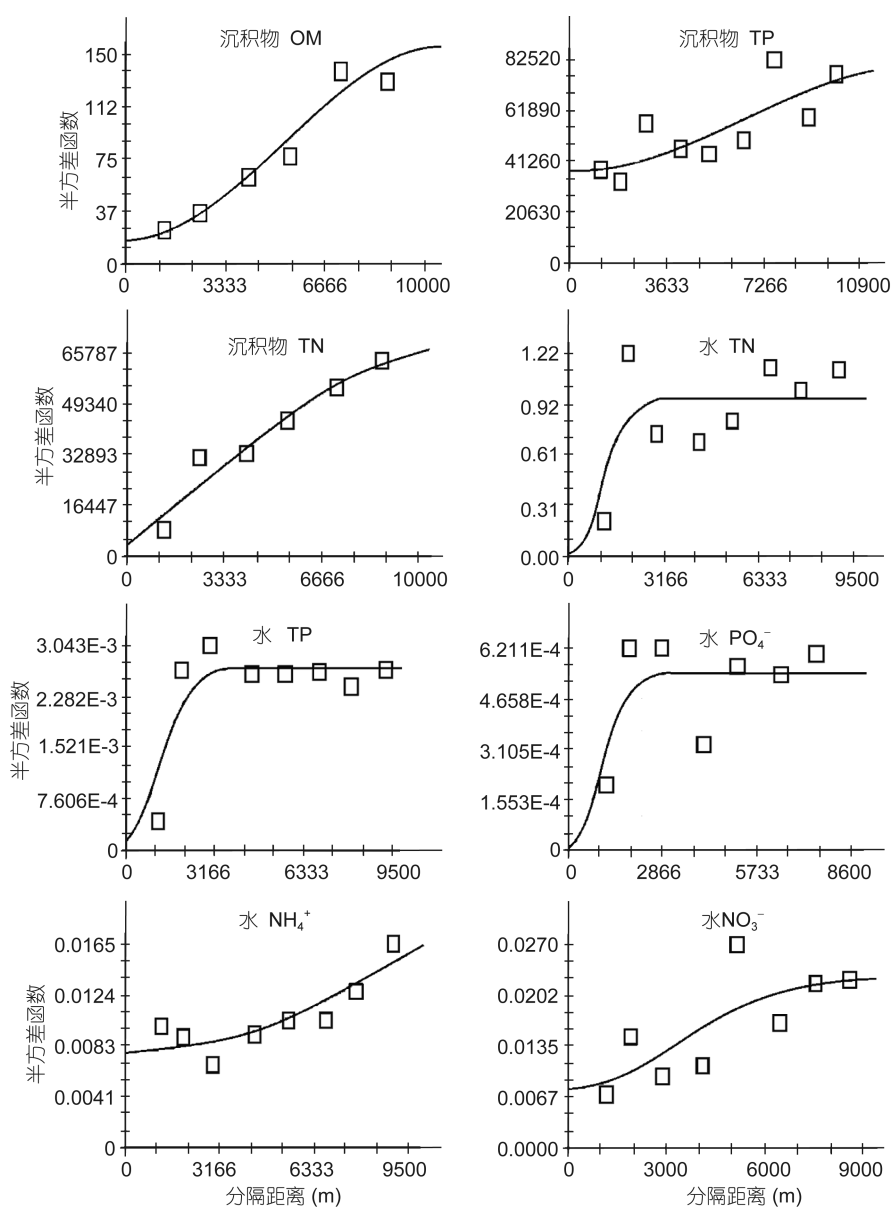


图 2 有机质和各形态氮、磷的半方差函数图
Fig.2 Semivariance models of water and sediment properties

半方差函数的特征可以通过“变程”、“基台值”和“块金值”来反映。变程可以用来指示最大空间相关距离。本研究中各指标的变程呈现不同变化, 沉积物 OM、TN 和 TP 的变程较为接近, 在 6.8—12.0km 之间, 这个距离刚好覆盖大半个大通湖。水 TN、TP、 PO_4 的变程较接近, 在 1.28—1.60km。说明水体 TN、TP 的空间变异比沉积物 N、P 要剧烈。而 NH_4 的变程达到了 21km, 说明其在整个大通湖区域具有空间相关性, 因此受到外界因素的影响较小。“块金值/基台值”可以作为判断水体和沉积物氮、磷指标空间相关性强弱的依据。当“块金值/基台值”超过 75%, 采样点的该指标被认为具有弱空间相关性, 可以认为受随机因素影响较大; 如果在 25%—75% 之间, 具有中等空间相关性, 受随机因素和自然因素的共同影响; 小于 25% 则认为具有强烈空间相关性, 随机因素的影响较小 (Cambardella *et al.*, 1994)。本研究中, 沉积物 TP 和水 NO_3 的“块金值/基台值”分别为 43.4% 和 34.5%, 表现为中度空间相关性。其他 N、P 指标均低于 25%, 表现为强烈空间相关性。因此从半方差函数来看, 在当前采样尺度下的沉积物 TP 和水 NO_3 受外界随机因素影响较大。

2.3 大通湖水体和沉积物氮、磷空间分布

Arcgis 软件中进行克里格插值, 得到沉积物和水体的空间分布图(图 3)。总体来看, 水体和沉积物氮、磷呈现出不同的变化规律。沉积物中 OM、TN 和 TP 的空间分布比较相似, 大体上表现为从北往南、从东往西逐渐增加的趋势。沉积物 OM 的最大值(59g/kg)出现在大通湖的正南方和西南方, 而沉积物 TN 和 TP 的最大值均出现在西南方。水体 N、P 空间变化较为复杂, 总体上呈现出从中部往四周减小或增大的斑块变化。其中水体 TN 和 NH_4 呈现出中部低, 四周高的趋势, 而 TP 和 TN 的变化趋势相反, 呈现出中间高、四周低的趋势。这些结果表明沉积物中 N、P 空间分布相对比较稳定, 而水体中 TN、TP、 NO_3 、 PO_4 相对来说容易受到外界因素的影响。

3 讨论

3.1 大通湖运营状况以及水体和沉积物中氮、磷历史对比

20 世纪 50 年代初, 由于围垦, 大通湖从洞庭湖隔离开。从 20 世纪 60 年代开始, 卢奋英等就对大通湖生物和环境因子进行了报道, 当时沉积物中有机碳含量很低, 平均为 0.1% (卢奋英等, 1964)。此后

的 50 年, 大通湖渔业生产方式经历了由自然增殖到人放天养再到人工养殖的发展历程(李德亮等, 2012)。由于水产品价格上升, 大通湖水产品的捕捞强度也呈逐年上升趋势。同时由于大量的人工施肥, 大通湖水体营养状态由中营养向富营养转变(金宏等, 2005; 李德亮等, 2011)。2016 年以来, 为控制湖泊水体富营养化已禁止向大通湖投施化肥, 以控制外源污染物的输入。尽管外源污染得到了有效控制, 但由于养殖历史长, 养殖强度大, 大通湖水体和表面沉积物中 N、P 含量均较高, 其中 P 的污染程度更令人堪忧。与黎睿等(2015)报道的长江中下游与云南高原湖泊沉积物磷含量相比, 大通湖表面沉积物 TP(平均 1469mg/kg)已经到了中度污染水平, 仅次于滇池(平均 2000mg/kg)。王健等(2014)研究东部浅水湖泊沉积物总氮总磷基准阈值也发现, 大通湖受磷污染程度高于氮。大通湖水体中 TN 和 TP 含量处于地表水劣 V 类。与大通湖 2011—2012 年数据相比(杨品红等, 2013), 本研究中沉积物 TN 基本持平, TP 升高了 2—3 倍, 而水体中同一季节的 TN 和 TP 也升高了 1—2 倍。这可能与 N、P 各自的生物地球循环特点有关, N 的循环途径比 P 复杂, 而 P 则容易发生积累, 特别是在水域相对封闭和大量施用化肥的情况下。水体中的氮磷比平均为 13.03, 根据氮磷限制假说, 当氮磷比位于 10—20 时, 比较适合浮游植物生长(杨品红等, 2016)。

3.2 大通湖氮、磷空间分布特征及其成因

通常情况下, 沉积物分布受到湖泊形成方式、自然条件以及外营力作用的影响(王益民等, 2014)。大通湖是冲刷形成的湖泊, 沉积物分布容易沿冲刷方向形成带状分布。此外冬季湖水较浅(约 1m), 风力扰动的影响较大。大通湖沉积物 OM、TN 和 TP 在空间上呈现出有规律的带状分布。大体上表现为从东向西、从北往南逐级递增的趋势。这可能与冬季湖水较浅, 且刮东北风有关。大通湖被人为地用拦网成“品”字形分割为大西湖、蜜蜂夹湖和尼古湖。而水体 N、P 也大体上呈现出“品”字形的斑块分布, 加上冬季捕鱼活动剧烈, 水体比沉积物更容易受到扰动, 空间变异更大, 这一点也可以从沉积物氮磷各自半方差函数中的“变程”和“基台值/块金值”比较得出。因此冬季渔业生产活动对水体 N、P 的空间分布有着重要的影响。

3.3 沉积物与水体中氮、磷的相关性及其污染控制

通过皮尔逊相关分析发现, 大通湖冬季沉积物 OM 只与沉积物 TN 和 TP 呈极显著正相关, 说明沉积

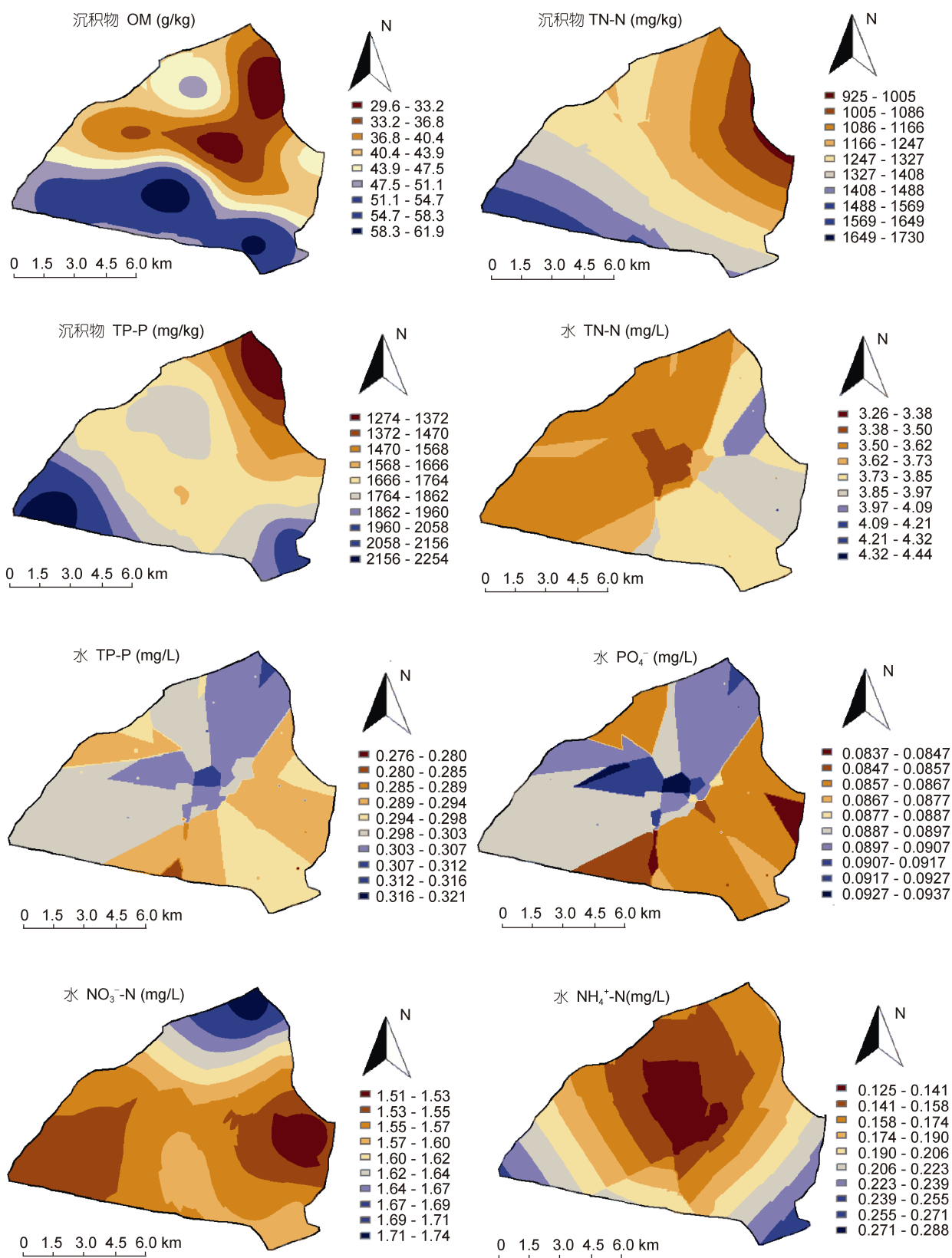


图 3 大通湖沉积物和水体中有机质、氮和磷的空间分布图

Fig.3 Spatial distribution of organic matter, nitrogen and phosphorus in Datong Lake

物中氮、磷可能主要来自湖泊沉积物有机质的矿化。而沉积物 TN 和 TP 之间并没有显著相关性,表明沉积物中 N、P 的来源由也存在一定差异。此外沉积物中 TN 和 TP 与水体中的 TN 和 TP 也没有显著相关性。说明内源沉积物 N、P 的释放并不是完全由初始浓度决定,还与其他环境因子密切相关。这也一定程度上说明了单纯依靠控制外源输入,并不一定能达到恢复生态环境的目的。由于大通湖与周边河流主要以闸控的方式隔绝,水体的交换较少,其污染物主要是通过各种途径汇入的氮、磷,以及沉积物中氮、磷的释放。所以,大气干湿沉降以及内源的释放是大通湖水体中氮、磷的主要来源。从国内外开展的富营养化水体的工程治理来看,以外源污染治理为主的措施对于浅水湖泊并不理想(秦伯强, 2002)。Smith(1982)的研究也表明富营养化水体中单纯削减污染负荷未必能控制水华的发生,而更多的氮磷的输入也并不一定引起相应藻类的更大增殖。李德亮等(2012)认为由于每年大规模放养滤食性鱼类,虽然大通湖水体 TN、TP 已具备微囊藻水华发生的营养条件,但大通湖藻类总细胞密度偏低,并且没有出现过典型的水华表征。因此,湖泊污染的治理应该运用生态学原理,使湖泊生态系统处于能量、物质相对平衡的状态,通过外源控制和生物控制等多种方法综合治理才能从根本上治理湖泊污染问题。

4 结论

(1) 冬季大通湖水体中 TN、TP 较高,为劣 V 类,而 NH_4^+ 含量相对较低,属于地表水 II 类。水体中氮磷比适中,适合浮游植物生长。与 2011 年数据比较,沉积物中 TP 含量上升明显;而沉积物 TN 基本持平。

(2) 沉积物 TP 和水 NO_3^- 的半变异函数表现为中等空间相关性。其他氮、磷指标均表现为强烈空间相关性。

(3) 沉积物 OM、TN 和 TP 在空间上呈现出从东向西、从北往南逐级递增的带状分布。水体 N、P 大体上呈现出“品”字形的斑块分布。

(4) 沉积物 OM 只与沉积物 TN 和 TP 呈极显著正相关,而沉积物中 TN 和 TP 与水体中的 TN 和 TP 相关性不显著,说明冬季大通湖内源氮磷浓度不能实时影

响到水体浓度变化,氮、磷的释放是一个复杂的过程。

参 考 文 献

- 王 健, 张靖天, 曾逢宇等, 2014. 中国东部浅水湖泊沉积物总氮总磷基准阈值研究. 生态环境学报, 23(6): 992—999
- 王益民, 吴建政, 朱龙海等, 2014. 文登近岸海域表层沉积物分布特征及影响因素. 海洋地质前沿, 30(8): 23—28
- 卢奋英, 章宗涉, 丘昌强等, 1964. 大通湖的生物相及理化环境与近代沉积的初步报告. 海洋与湖沼, 6(4): 323—330
- 李德亮, 张 婷, 肖调义等, 2012. 大通湖浮游植物群落结构及其与环境因子关系. 应用生态学报, 23(8): 2107—2113
- 李德亮, 张 婷, 余建波等, 2011. 典型养殖湖泊大通湖软体动物的时空分布格局. 水生生物学报, 35(6): 946—954
- 杨品红, 陈红文, 于 杨等, 2013. 大通湖自然资源调查及综合利用开发战略思考. 湖南文理学院学报(自然科学版), 25(1): 21—27
- 杨品红, 徐黎明, 覃忠元等, 2016. 益阳大通湖生态因子的灰关联分析. 海洋与湖沼, 47(5): 1063—1067
- 杨剑虹, 王成林, 代亨林, 2008. 土壤农化分析与环境监测. 北京: 中国大地出版社, 27
- 张光贵, 2014. 大通湖表层沉积物中多环芳烃的含量、来源与生态风险评估. 水生态学杂志, 35(1): 46—49
- 岳维忠, 黄小平, 2003. 近海沉积物中氮磷的生物地球化学研究进展. 台湾海峡, 22(3): 407—414
- 金 宏, 向建国, 唐文熙, 2005. 大通湖渔场浮游生物及其鱼产力的调查. 内陆水产, (7): 22—24
- 钟继承, 范成新, 2007. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展. 湖泊科学, 19(1): 1—10
- 祝云龙, 姜加虎, 黄 群等, 2008. 东洞庭湖与大通湖水体沉积物和生物体中 Cd Pb Hg As 的含量分布及相互关系. 农业环境科学学报, 27(4): 1377—1384
- 秦伯强, 2002. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 14(3): 193—202
- 黎 睿, 王圣瑞, 肖尚斌等, 2015. 长江中下游与云南高原湖泊沉积物磷形态及内源磷负荷. 中国环境科学, 35(6): 1831—1839
- Cambardella C A, Moorman T B, Parkin T B *et al*, 1994. Field-scale variability of soil properties in central iowa soils. Soil Science Society of America Journal, 58(5): 1501—1511
- Lark R M, 2001. Geostatistics for environmental scientists. European Journal of Soil Science, 52(3): 526—526
- Ouyang W, Shan Y S, Hao F H *et al*, 2013. The effect on soil nutrients resulting from land use transformations in a freeze-thaw agricultural ecosystem. Soil and Tillage Research, 132: 30—38
- Smith V H, 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnology and Oceanography, 27(6): 1101—1111
- Woodard R, 2000. Interpolation of spatial data: some theory for Kriging. Technometrics, 42(4): 436—437

SPATIAL ANALYSIS AND COUPLING CHARACTERISTICS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN WATER AND SEDIMENT——A CASE STUDY IN DATONG LAKE

MAO Liang, LUO Cong-Qiang, SHI Peng-Ling, YANG Pin-Hong, LIU Fei,
WANG Wen-Bin, LUO Yu-Shuang

(Collaborative Innovation Center for Efficient and Health Production of Fisheries in Hunan Province, Key Laboratory of Health Aquaculture and Product Processing in Dongting Lake Area of Hunan Province, Zoology Key Laboratory of Hunan Higher Education, College of Life and Environment Sciences, Hunan University of Arts and Science, Changde 415000, China)

Abstract Datong lake is the largest freshwater lake for aquaculture in Hunan province. Nitrogen and phosphorus in water and surface sediment can be easily affected during the fishing season in winter because of lower water stage and more human activities. In order to explore the influence factors and eutrophication of Datong lake in winter, geostatistical analysis was carried out to study the spatial characteristics and coupling relationship of organic matter, nitrogen and phosphorus in water and sediment. The results showed that concentration of total N and total T in water reached very high levels (3.78mg/L and 0.29mg/L), which exceed the V class of surface water quality standard. The concentration of NH_4^+ was only about 0.17mg/L, which belonged to the II class of surface water quality standard. Compare with the data of 2011, TP in sediment reached a high level with 1469mg/kg, but TN was still maintained at a steady level with 1224mg/kg. The value of nugget/sill was 43.4% and 34.5% for sediment TN and water NO_3^- , which indicated a moderately spatial dependent. However, nugget/sill was less than 25% for the other N and P, which indicated a highly spatial dependent. OM, TN and TP in sediment showed an ascending tendency from northeast to southwest. Furthermore, N and P in water showed a patchy distribution. The average value of nitrogen/phosphorus ratio in water was 13.03, which was suitable for phytoplankton growth. OM was significantly correlated with TN and TP in sediment ($P<0.01$). But TN and TP in sediment had no significant correlation with them in water. Therefore, aim to restore the lake environment, we should not only control the input of pollutant but also apply ecological measures.

Key words nitrogen; phosphorus; organic matter; Datong lake; spatial characteristics; correlation analysis