

松花湖富营养化发生的阈值判定和概率分析

王 霞^{1,2}, 吕宪国², 白淑英³, 张竹青¹, 闫伯茹¹, 于 力¹, 张学林², 张丽娴¹

(1. 吉林省环境监测中心站, 长春 130011; 2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012;
3. 南京信息工程大学空间信息科学系, 南京 210044)

摘要:湖泊、水库富营养化是目前国内外环境科学领域关注的热点,也是我国面临严峻的水环境问题。选择松花湖为研究对象,以 2002~2004 年松花湖水体中与富营养化相关指标的特征为依据,运用多元相关分析和多元逐步回归分析以及室内藻类模拟实验和蒙特卡罗随机模拟的方法,围绕松花湖富营养化主要限制因子识别、富营养化发生的阈值判定和概率分析开展研究。结果指出:总磷和总氮是松花湖富营养化的主要限制因子,总磷是水体富营养化的第一限制因子;松花湖富营养化发生的阈值为:总磷含量 0.065mg L^{-1} 、总氮含量 0.843mg L^{-1} 和叶绿素 a 浓度 $11.90\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$;松花湖水体发生富营养化的概率为 0.69,其中,无风险的区域占 19.21%、一级的区域占 9.79%、二级占 20.31%、三级占 16.5%、四级占 25.8%、五级占 8.39%,可见,松花湖大部分区域处于轻度富营养化阶段,小部分区域处于中营养阶段。该结论对全面、合理地了解松花湖富营养化的现状以及有效地预防和控制松花湖富营养化的发生和保护湖泊水质具有重要的参考价值,也为水体富营养化的定量化和制定富营养化的标准提供了可行的途径和方法。

关键词:松花湖;富营养化;阈值;总磷;总氮

文章编号:1000-0933(2006)12-3989-09 中图分类号:X524 文献标识码:A

Probability and threshold values for recognizing eutrophication in Lake Songhua

WANG Xia^{1,2}, LÜ Xian-Guo², BAI Shu-Ying³, ZHANG Zhu-Qing¹, YAN Bai-Ru¹, YU Li¹, ZHANG Xue-Lin², ZHANG Li-Xian¹

(1. Environment Monitoring Center of Jilin Province, Changchun 130011, China; 2. The Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology of Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 3. Department of Spatial Information Science, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(12): 3989~3997.

Abstract: Eutrophication of lakes or reservoirs as a consequence of human activity is a world-wide problem. The process of eutrophication was investigated in Lake Songhua in the Northeast China. Chlorophyll a concentrations and 18 physico-chemical (Water depth, Water temperature, EC, pH, Transparency, DO, COD, TOC, TP, TN, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$, $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$, $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$, Organic nitrogen, TFe, SiO_2 , Chlorophyll a) parameters were monitored and analyzed during 2002-2004 in the lake water. At the same time, a predominant algal species (unialgal strain *Microcystis aeruginosa*) from the summer planktons of the lake was separated and purified. Multiple correlation and stepwise multiple regression analysis were applied to the monitoring data. The results indicated that the total phosphorus concentration was the first impact factor for eutrophication followed by total nitrogen.

The effects of available phosphorus and available nitrogen on algal growth were studied in the laboratory by a culture experiment. The relationships between maximum specific growth rate of algal and available phosphorus and available nitrogen concentrations in water were expressed graphically. An inflexion in each curve identified the threshold values of available phosphorus and nitrogen to initiate eutrophication in the lake: these values were $p = 0.025\text{ mg L}^{-1}$ and $N = 0.55\text{ mg L}^{-1}$. A relationship was established between the concentrations of total aqueous P and N and their available values and hence with

基金项目:吉林省环境保护局资助项目(吉环科学 00-02 号);中国科学院东北地理与农业生态研究所学科前沿领域资助项目(KZCX3-SW-NA-01)

收稿日期:2005-08-06;修订日期:2006-03-15

作者简介:王霞(1970~),女,吉林省长春人,博士,高级工程师,主要从事水生态学与环境生物学研究。E-mail:wangxia123@hotmail.com

Foundation item: The project was financially supported by Jilin Environment Protection Agency Project (No. 00-02) and NEIGAE CAS Project (No. KZCX3-SW-NA-01)

Received date: 2005-08-06; Accepted date: 2006-03-15

Biography: WANG XIA, Ph. D., Senior Engineering, mainly engaged in aquatic ecology and environmental biology. E-mail:wangxia123@hotmail.com

those of chlorophyll a. Finally, appropriate threshold eutrophication values were derived for Lake Songhua, namely, $TP = 0.065 \text{ mg L}^{-1}$, $TN = 0.843 \text{ mg L}^{-1}$ and chlorophyll $a = 11.9 \mu\text{g L}^{-1}$.

The frequency distribution and cumulative frequency distributions were computed for the three analytes. For chlorophyll a, 69% of values exceeded $11.9 \mu\text{g L}^{-1}$. Thus the probability of eutrophication in 2002–2004 for lake Songhua was 0.69. A Monte Carlo random simulation model yielded 6 classes. Using these as limits in a probability map derived from Arc/info 8.01 showed the risk-free area was 19.21%, first class area was 9.79%, second class area was 20.31%, 3rd class area was 16.5%, 4th class area was 25.8%, and 5th class area was 8.39%. Therefore, most of Lake Songhua water is probably at the slight eutrophication stage. In contrast, eutrophication at the mouths of rivers Huifafe and Jiaohe is serious only.

Key words: Songhua Lake; eutrophication; threshold; TP; TN

湖泊、水库富营养化及其“水华”灾害是当今国际上重大的水环境问题,已引起了世界各国的关注。近年来,许多学者对水体富营养化的形成、危害、模型及治理等进行了大量的研究^[1~7],由于对富营养化发生机理的研究还不充分,因此富营养化的量化、定义尚不明了;另外,我国的水体富营养化标准不能简单地套用欧洲等其它国家的标准^[8],所以研究湖泊、水库富营养化发生的机理,明确不同水体富营养化发生的限制因子及其阈值尤为重要。由于影响富营养化的环境因子众多,难以根据环境因子的监测数据建立确定性的富营养化评价和预测模型,所以利用研究不确定性的主要方法——随机性方法来研究富营养化就显得非常必要^[9]。本研究通过多元相关分析和多元逐步回归分析以及室内藻类培养和蒙特卡罗随机模拟来确定松花湖富营养化发生的主要限制因子、判定富营养化发生的阈值和分析富营养化发生的概率,从而为有效地预防和控制松花湖富营养化的发生提供科学依据,并且对同类湖泊和水库的富营养化研究起到借鉴作用。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

松花湖即丰满水库,位于北纬 $43^{\circ}07' \sim 43^{\circ}50'$,东经 $126^{\circ}45' \sim 127^{\circ}38'$,是在松花江小丰满处建水坝而形成的大型人工湖泊。流域面积 43370.8 km^2 ,回水全长 180 km ,湖面最宽约 5 km ,最大水面 550 km^2 ,平均水深 $30 \sim 40 \text{ m}$;年入库径流量约 137 亿 m^3 。松花湖最大补给水源为松花江上游,入湖支流 40 余条。松花湖是长春市和吉林市民众生活和生产用水的水源地,此外还有发电、防洪、养鱼、航运、旅游等功能。由于水土流失严重以及工业和旅游业的发展等为湖区的生态环境带来了一定的破坏和污染,有些区域已呈轻度富营养化,近几年,在夏季以铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 为优势种的条带状水华在局部区域时有发生。

1.2 野外调查、采样和分析

2002~2004 年的 5~10 月(11 月下旬~4 月中旬处于冰封期)的每月上旬在松花湖中的 14 个断面(图 1) 采样检测。除卧龙潭外,每个断面设置左、中、右 3 个采样点位,每个点位设置上(距水面 0.5 m 处)、中(1/2 水深处)、下(距湖底 0.5 m 处)3 个采样层次,采样方法和湖水理化性质的测定以及浮游植物的定性、定量测定均按照规范和标准方法^[10,11]进行。选取的理化指标为:水深、水温、电导率、pH、Sd、DO、COD、TOC、总磷、总氮、 PO_4^{3-} -P、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、有机氮、总铁、 SiO_2 、叶绿素 a 共 18 项指标。

1.3 富营养化发生的阈值判定

1.3.1 磷和氮的剂量-效应关系试验 用毛细滴管洗净法^[12]从松花湖分离纯化出夏季的绝对优势浮游藻类——铜绿微囊藻的单藻株,保存在 M-11^[12]培养基中。预培养:在试验前期,将处于对数生长期的微囊藻转移到无磷和无氮的 M-11 培养基中,在温度 25°C ,照度 2000 lx ,光暗比为 12/12 下静止培养(每天摇动 4 次)3d,使藻细胞处于磷、氮的饥饿状态。

磷以 K_2HPO_4 的形态添加,将其配成不同的浓度梯度(0、0.005、0.01、0.015、0.02、0.025、0.04、0.06、0.07、0.08、0.1、0.2、0.3、0.4、0.5、0.6、0.7、0.8、0.9、1.0 mg L^{-1} 的 PO_4^{3-} -P),其它物质的浓度与 M-11 培养基相同。将经过预培养达到对数生长期的铜绿微囊藻藻体移进浮游植物网,用去离子水洗净,再用 50W 的超声波处理

30s,把群体打碎后接种于各种培养液中,使叶绿素 a 大约为 $1.0\mu\text{g L}^{-1}$ 。在温度 25℃,照度 2000lx,光暗比为 12/12 下静止培养(每天摇动 4 次)。氮以 NaNO_3 的形态添加,将其配成不同的浓度梯度(0、0.03、0.1、0.3、0.55、1.0、1.2、1.5、2.0、3.0、4.0、5.0、6.0、7.0、8.0、9.0、10.0 mg L^{-1} 的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$),其它过程与磷影响试验相同。

从接种当天起,每天在同一时间计数铜绿囊藻的个数,当藻类增长小于 5% 时,结束培养,其现存量(每升藻液中所含的藻类干重)减去接种时的生物量就是最大增长量 X_{max} 。每种培养液作 5 个平行样。另外,计数前用超声波将微囊藻群体打碎后再计数,每次计数有 3 个重复。

比增长率(μ)是指在某一时间间隔内藻类生长的速率,对数生长期的计算公式为:

$$\mu = \frac{\ln X_2 - \ln X_1}{t_2 - t_1}$$

式中, μ 为比增长率(d^{-1}); X 为藻体浓度(mg L^{-1}); t 为时间(d)。最大比增长率 μ_{max} 是逐日计算比增长率所得的最大值。

1.3.2 富营养化发生的阈值判定 根据磷、氮浓度(生物可利用磷和氮浓度)与铜绿微囊藻生长的定量关系,建立其关系曲线,从以上曲线中找到拐点即为松花湖富营养化发生的阈值。以 2002~2004 年松花湖水体中各种形态磷和氮的特征为依据,再结合各种形态磷和氮被藻类利用的分析,得出水体中生物可利用磷和氮与总磷、总氮的定量关系,从而得到松花湖水体富营养化发生的总磷和总氮阈值,再根据叶绿素 a 与总磷和总氮的回归模型,计算出富营养化发生的叶绿素 a 的阈值。

1.4 富营养化发生的概率分析

利用 SPSS12.0^[13]对松花湖水体中 2002~2004 年实测的叶绿素 a 含量进行统计分析,从其频数分布图和累积频率分布表中可知叶绿素 a 含量大于其阈值的累积频率,即松花湖 2002~2004 年富营养化发生的概率。运用松花湖水体中总磷和总氮含量以及叶绿素 a 与总磷和总氮的回归模型和蒙特卡罗随机模拟方法^[14,15],预测松花湖各采样点在 2002~2004 年叶绿素 a 的含量,然后对其进行统计分析,在 arc/info8.01 平台下,通过克里格插值和面积计算,可得到松花湖水体发生富营养化的概率分布情况。

2 结果和讨论

2.1 松花湖富营养化的主要限制因子的识别

2.1.1 松花湖富营养化主要指标的多元相关分析 在不同营养类型的湖泊中,根据水体中初级生产者生物的种类,分为藻型、草型和藻-草混合型 3 种类型。根据调查,松花湖属于浮游植物响应型(藻型)湖泊,这类湖泊是富营养化湖泊的代表型。其富营养化的本质是由于过量的营养物质进入湖泊水体,引起某几种藻类大量繁殖,而其它藻类减少甚至消失,从而使水体生态系统和水体功能受到损害和破坏。叶绿素 a 是该类水体中浮游植物生物量的综合指标,它的含量和动态既受到各种理化因子和生物因子的制约,同时又反过来影响和改变着这些因子^[10],所以本研究以叶绿素 a 浓度来判断富营养化的程度。

分别对各种指标和叶绿素 a 的相关拟合分析得出,叶绿素 a 和各指标呈较好的幂函数关系,即叶绿素 a 和各指标取自然对数后呈较好的线性相关。对所测 40 个采样点的叶绿素 a 与各理化指标共 17 项的年均值(5~10 月份均值)取自然对数后进行 Pearson 相关分析,得到相关系数矩阵,从中可知,取自然对数后的叶绿素



图 1 松花湖水水质监测布点示意图

Fig. 1 Distribution of water sampling sites in the Songhua Lake

a 与总磷、TOC、COD、总氮、Sd、电导率、 NH_4^+-N 、pH、 NO_2^--N 、 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 、 NO_3^--N 、水温、有机氮、水深、总铁呈 0.01 水平下显著相关,其相关系数分别 0.915、0.887、0.867、0.794、0.709、0.700、0.570、0.514、0.479、0.463、0.370、0.348、0.336、0.321、0.304;二氧化硅和溶解氧与叶绿素 a 的相关性不好。

2.1.2 松花湖富营养化主要指标的多元逐步回归分析 对以上相关性较好的各种指标取自然对数后进行线性多元逐步回归分析,得到的回归模型为:

$$\ln Y = 2.055 + 0.467\ln X_1 + 0.613\ln X_2 - 0.052\ln X_3 + 0.421\ln X_4 + 0.517\ln X_5 \quad (n = 120) \quad (1)$$

式中, Y 为水体中叶绿素 a 含量 $\mu\text{g L}^{-1}$; X_1 为水体中总磷浓度 mg L^{-1} ; X_2 为水体中 TOC 浓度 mg L^{-1} ; X_3 为水深 m; X_4 为总氮浓度 mg L^{-1} ; X_5 为 COD 含量 mg L^{-1} 。复相关系数 $R = 0.960$, 修正的 R^2 即 $\bar{R}^2 = 0.917$ 。

回归方程(1)中, t 分布的双尾显著性概率 Sig. 分别为 0.000、0.000、0.002、0.003、0.008, 皆小于 0.01, 可以认为回归系数是显著的; 标准化回归系数分别为: 0.384、0.339、0.109、0.172、0.183, 标准化回归系数(Beta)的大小可以直接用来比较各自变量对因变量的影响程度, 从(1)中可知, 松花湖水体中总磷含量与叶绿素 a 含量关系最为密切, 所以总磷是影响松花湖富营养化的主要因子之一。TOC 和 COD 与叶绿素 a 的相关性也非常好, 通常营养物浓度与有机污染物的含量变化有同步特点, 在浮游植物生物量高的水体中, 可以被氧化的有机物也高。因此叶绿素 a 和 TOC、COD 之间显著的相关关系仅能表明数量上的协同趋势, 并不能说明松花湖中有机物直接成为藻类生长的制约因素。水深也是影响松花湖叶绿素 a 浓度的主要因子之一, 这是因为水体越深, 水的容量越大, 水体的自净能力也越强, 因此对营养盐的“净化”能力也越强。从模型中可知, 水深对叶绿素 a 含量的影响程度不是太大, 总氮也是影响松花湖叶绿素 a 含量的一个重要因素。

对松花湖水体中叶绿素 a 和营养盐指标总磷、总氮、 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 、 NO_3^--N 、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、有机氮、总铁取自然对数后, 进行多元逐步回归分析, 得到的回归模型为:

$$\ln Y = 5.152 + 0.954\ln X_1 + 0.396\ln X_2 \quad (n = 120) \quad (2)$$

式中, Y 为水体中叶绿素 a 含量 $\mu\text{g L}^{-1}$; X_1 为水体中总磷浓度 mg L^{-1} ; X_2 为水体中总氮浓度 mg L^{-1} ; 复相关系数为 $R = 0.943$, $R^2 = 0.889$, 修正的 R^2 即 \bar{R}^2 为 0.882。回归方程(2)中, 标准化回归系数分别为: 0.785、0.161。这证明, 总磷和总氮是松花湖富营养化的主要影响因子, 与氮相比较, 总磷的影响作用大一些。

根据 Redfield 的假设^[16], 典型藻类的分子式为 $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)$, 这就是说, 临界的氮磷比按元素计应为 16:1, 按重量计应为 7.2:1, 从理论上讲, 如果氮磷比小于该比值, 氮将限制藻类的增长; 如果氮磷比大于该比值, 则可认为磷是藻类增殖的限制因素。在实际应用中, 藻类增长所需的氮磷均为可溶性的 NO_3^- 、 NH_4^+ 和 PO_4^{3--} , 按 Redfield 分子式计算出来的比值并不实际。一般认为, 当氮磷重量比大于 10 时, 磷可以考虑为藻类增长的限制因素^[17]。松花湖的年平均 TN/TP 为 23.51, 大大超过磷限制的界限值, 因此, 总磷是限制松花湖富营养化的主要因子, 这一点, 从以上多元逐步回归分析以及 AGP 试验的结论中^[18]都可以得到证实。

2.2 松花湖富营养化阈值的判定

2.2.1 磷和氮的剂量-效应关系 从磷浓度对铜绿微囊藻生长的影响结果(图 2)可知, $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度 0.005 ~ 0.025 mg L^{-1} 时, 铜绿微囊藻的最大比增长率随着磷浓度升高而迅速增加, $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度 0.025 ~ 0.06 mg L^{-1} 时, 最大比增长率随着磷浓度升高而增加得比较缓慢, 即铜绿微囊藻的最大比增长率在 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度 0.025 mg L^{-1} 时出现了一个拐点, 此时, 铜绿微囊藻的最大比增长率很大, 为 0.61 d^{-1} , 达到了最高的 μ_{max} 的 95%, 即松花湖水体在 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度 0.025 mg L^{-1} 以上时, 进入富营养化阶段。在 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度 0.06 ~ 0.6 mg L^{-1} 时, 藻类一直以最高的最大比增长率增长, 在 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 浓度达到 0.6 mg L^{-1} 以上后, 铜绿微囊藻的增长速率减缓, 生长量持平或呈下降的趋势, 也就是湖泊处于非响应阶段。因此, 为防止松花湖富营养化的发生, 应使湖水中可利用磷的含量控制在 0.025 mg L^{-1} 以下。美国 EPA 建议总磷浓度 0.05 mg L^{-1} 和正磷酸盐浓度 0.025 mg L^{-1} 是湖泊和水库磷浓度的上限^[19], 这与本研究的结论基本相符。

从氮浓度对铜绿微囊藻生长的影响结果(图 3)可知,铜绿微囊藻的最大比增长率在 NO_3^- -N 浓度 $0.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时出现了一个拐点,此时,铜绿微囊藻的最大比增长率很大,为 0.60 d^{-1} ,达到了最高的 μ_{\max} 的 95%,即松花湖水体在 NO_3^- -N 浓度 $0.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上时,进入富营养化阶段。因此,为安全和防止松花湖富营养化的发生,应使湖水中藻类可利用氮的含量控制在 $0.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下。

2.2.2 松花湖水体中各种形态磷和氮的特征 天然水体中磷的物理状态主要分为溶解态、悬浮态及胶体 3 种。从 2002~2004 年松花湖水体中各种形态的磷含量(5~10 月份的平均值)及比率中(表 1)可知,松花湖中颗粒态磷和可溶性有机磷占总磷的大部分。一般说来,溶解态无机磷被认为是藻类最重要的磷源,但是近来的研究表明,藻类也可以利用溶解的有机磷,特别是在磷限制的湖泊和某些海域,溶解态有机磷的生物可利用性显得更为重要,在对溶解态有机磷的利用中,碱性磷酸酶的活性都有所变化^[20~23]。

在许多湖泊中,溶解性有机磷(DOP)的浓度要比溶解性的反应磷高 1 倍以上,其中大约 60%左右的 DOP 可以被碱性磷酸酶水解后,用于藻类的生长^[24]。松花湖中 PO_4^{3-} -P 含量为 $0.014 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,低于太湖水体中碱性磷酸酶作用的浓度阈值^[25],所以在松花湖的夏季,藻类和细菌中的酶被诱导后大量产生,水体中的有机磷化合物被水解,使水体中藻类的生长和繁殖得以持续。根据松花湖水体中 PO_4^{3-} -P 的含量和 DOP 与 TP 的比例(表 1),可以计算出藻类可利用磷占总磷的比例,得出松花湖水体中总磷的 38.46%为藻类可利用磷。

表 1 松花湖水体各种形态的磷含量及比率

Table 1 The content and ratio of P various forms in Songhua Lake

时间 Time	TP($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DTP($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	PO_4^{3-} -P($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DTP/TP (%)	DOP/TP (%)	PO_4^{3-} -P/TP (%)
2002	0.067	0.034	0.013	51.38	31.98	19.40
2003	0.075	0.038	0.014	51.29	32.62	18.67
2004	0.080	0.042	0.015	51.86	33.11	18.75
平均值 Average	0.074	0.038	0.014	51.51	32.57	18.94

天然水体中的氮,主要以溶解的氮气(N_2)、氨态氮(NH_4^+)、亚硝酸盐氮(NO_2^-)、硝酸盐氮(NO_3^-)以及有机氮等形式存在。其中溶解的无机氮(氨态氮、硝酸盐氮和亚硝酸盐氮)是可被植物直接吸收的最主要形式。松花湖水体中,溶解的无机氮占总氮的 65.26%,有机氮含量占总氮的 34.74%(表 2 和表 3)。虽然有报道说,藻类也可利用有机氮,但是对于像松花湖这样以磷为第一限制因子的湖泊来说,由于相对于磷来说,氮的含量是充分的,即藻类可直接吸收的氮也是充分的,所以藻类以利用溶解的无机氮为主,即松花湖水体中的藻类可利用氮占总氮的 65.26%。

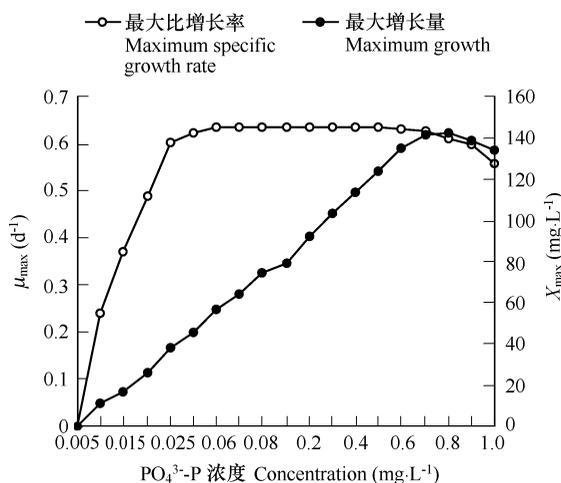


图 2 磷对铜绿微囊藻最大比增长率和最大增长量的影响

Fig. 2 Effect of phosphorus concentration on the maximum specific growth rate and the maximum growth of the *Microcystis aeruginosa*

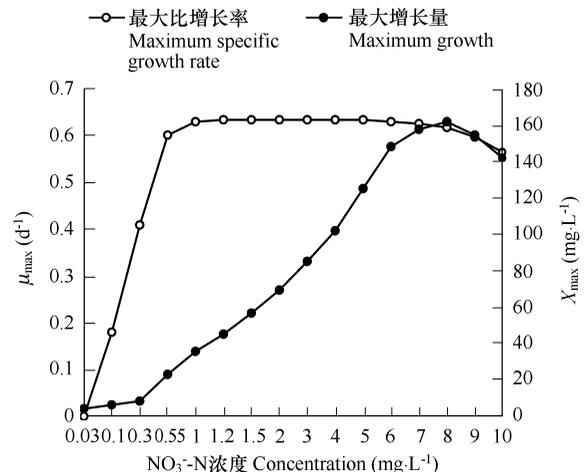


图 3 氮对铜绿微囊藻最大比增长率和最大增长量的影响

Fig. 3 Effect of nitrogen concentration on the maximum specific growth rate and the maximum growth of the *Microcystis aeruginosa*

2.2.3 松花湖富营养化阈值的判定 从 2.2.1 中可知,为了防止松花湖富营养化的发生,应使湖水中藻类可利用磷和可利用氮的含量分别控制在 0.025mg L^{-1} 和 0.55mg L^{-1} 以下。又根据 2.2.2 中松花湖水体中藻类可利用磷和可利用氮占总磷和总氮的比例,可以计算出松花湖富营养化发生的阈值为:总磷含量 0.065mg L^{-1} ,总氮含量 0.843mg L^{-1} 。再根据 2.1.2 得到的回归模型 2 可以计算出松花湖富营养化发生的叶绿素 a 阈值为 $11.90\mu\text{g L}^{-1}$,这与国内外富营养化标准叶绿素 a 浓度大于 $10.0\mu\text{g L}^{-1}$ 相差不多^[26]。

表 2 松花湖水体各种形态的氮含量

Table 2 The contents of N various forms in Songhua Lake

年份 Year	TN(mg L^{-1})	DTN(mg L^{-1})	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg L^{-1})	$\text{NO}_2^- \text{-N}$ (mg L^{-1})	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg L^{-1})	有机氮 Organic nitrogen (mg L^{-1})
2002	1.65	1.21	0.624	0.030	0.452	0.544
2003	1.74	1.26	0.635	0.035	0.457	0.613
2004	1.82	1.31	0.652	0.035	0.478	0.656
平均值 Average	1.74	1.26	0.637	0.033	0.462	0.604

表 3 松花湖水体各种形态氮的比率(%)

Table 3 The ratio of N various forms in Songhua Lake

年份 Year	DTN/TN	IN/TN	有机氮 Organic nitrogen/TN	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ /TN	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ /TN	$\text{NO}_2^- \text{-N}$ /TN
2002	73.33	67.03	32.97	56.42	40.87	2.71
2003	72.41	64.77	35.23	56.34	40.55	3.11
2004	71.98	63.98	36.02	55.96	41.03	3.01
平均值 Average	72.57	65.26	34.74	56.24	40.82	2.94

2.3 松花湖富营养化发生的概率分析

从 2002~2004 年松花湖水体中叶绿素 a 含量的频数分布图(图 4)和累积频率分布表中可知,叶绿素 a 含量大于 $11.90\mu\text{g L}^{-1}$ 的累积频率为 69.0%,即松花湖 2002~2004 年富营养化发生的概率为 0.69,可见松花湖大部分区域已进入富营养化状态。

将松花湖水体中的总磷浓度和总氮浓度两个变量的范围值输入回归模型 2,经过蒙特卡罗随机模拟得到松花湖叶绿素 a 含量的一般情况(图 5)。从中可以看出,叶绿素 a 含量服从正态分布,与实测的松花湖中叶绿素 a 含量的频数分布图相比,两者具有相同的分布类型。两者的 P-P 正态分布检验图也显示出相同的结论。表 4 列出了松花湖预测叶绿素 a 和实测叶绿素 a 含量对比分析结果。从统计结果看,实测叶绿素 a 值均在预测值范围之内,因而预测叶绿素 a 能够反映松花湖水体内叶绿素 a 含量的一般水平。方差检验和均值检验的

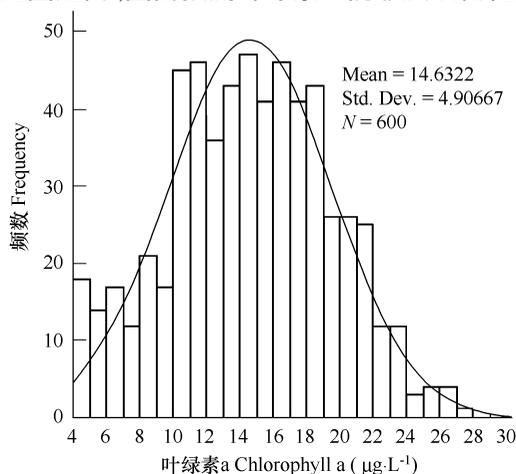


图 4 松花湖叶绿素 a 含量频数分布图

Fig. 4 Frequency distribution of chlorophyll a in the Songhua Lake

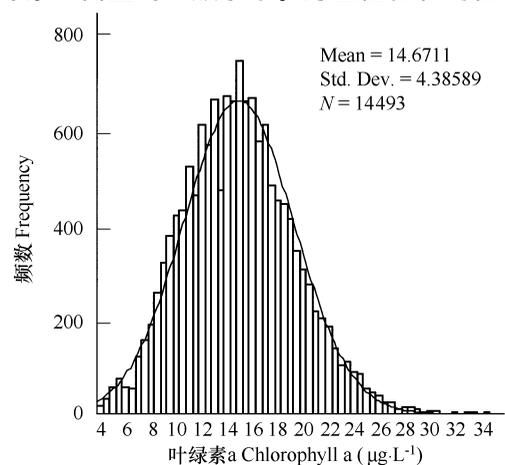


图 5 预测松花湖叶绿素 a 含量频数分布图

Fig. 5 Frequency distribution of chlorophyll a predicted in the Songhua Lake

结果表明,预测叶绿素 a 和实测叶绿素 a 均值之间无明显差异 ($p < 0.01$)。因此,松花湖中叶绿素 a 与总氮和总磷的回归模型 2 能够用于松花湖叶绿素 a 含量的预测预报。

表 4 预测和实测松花湖叶绿素 a 含量值比较

Table 4 Comparison of chlorophyll a content in the prediction and determination value in the Songhua Lake

项目 Item	最小值 Minimum	最大值 Maximum	算术平均 值 Mean	中位数 Median	标准差 Std Deviation	均值的标准 误差 S. E. mean	方差 Variance	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis
预测值 Prediction value ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.71	35.67	14.67	14.55	4.39	0.036	19.24	0.321	0.194
实测值 Determination value ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4.26	28.49	14.63	14.80	4.91	0.200	24.23	-0.027	-0.455

运用松花湖水体中总磷和总氮含量以及回归模型 2 和蒙特卡罗随机模拟方法,预测松花湖各采样点在 2002~2004 年叶绿素 a 的含量,然后进行统计分析,从而可知松花湖发生富营养化的概率分布情况(图 6)。从中可以看出,大丰满和墙缝发生富营养化的概率很低,接近 0,所以大丰满和墙缝处于中营养阶段(参照 OECD 标准,叶绿素 a $> 3 \mu\text{g L}^{-1}$),其它各采样点发生富营养化的概率顺序为:五股山 $<$ 爱林 $<$ 沙石浒 $<$ 卧龙潭 $<$ 蚂蚁河口 $<$ 小荒地 $<$ 鹰嘴砬子 $<$ 桦树林子 $<$ 漂河口 $<$ 蛟河 $<$ 山东屯 $<$ 辉发河口。山东屯和辉发河口发生富营养化的概率基本为 1,即这些区域已处于富营养化状态,但未进入严重富营养化阶段(参照 OECD 标准,叶绿素 a $> 78 \mu\text{g L}^{-1}$)。

将松花湖富营养化发生的概率(叶绿素 a $> 11.90 \mu\text{g L}^{-1}$ 的累积频率)按照从小到大顺序进行等级划分,分为 6 个等级,0~0.10 无风险;0.11~0.40、0.41~0.60、0.61~0.80、0.81~0.90、0.91~1.00,分别为一级、二级、三级、四级、五级,等级越高,发生富营养化的可能性越大,即发生富营养化的概率越大。在 arc/info8.01 平台下,通过克里格插值和面积计算得到:无风险的区域占 19.21%、一级的区域占 9.79%、二级占 20.31%、三级占 16.5%、四级占 25.8%、五级占 8.39%;可见,松花湖大部分区域处于轻度富营养化阶段,小部分区域处于中营养阶段。

2.4 不确定性分析

在以上松花湖富营养化的评价标准及其概率分析模型的确定过程中,有很多不确定性因素影响其可靠性,首先是利用实验室模拟试验来确定松花湖富营养化发生的磷和氮的阈值时,由于湖泊中的叶绿素 a 含量与其中浮游植物的生物量有很好的相关性,而浮游植物的生物量又与浮游植物优势种的含量有很好的相关性(特别是在富营养化的水体中),所以采用夏季松花湖中的绝对优势种铜绿微囊藻进行室内培养,但铜绿微囊藻的增殖不仅和温度^[27]、光强^[28]、氮^[29]、磷^[30]、铁各种营养物有关,还与湖水中的 pH^[31]、氧化还原电位、锰等微量元素、维生素类以及风扰动^[32]、附着细菌含量^[33,34] 等很多因素有关,所以在室内模拟时,尽量与松花湖水体中的自然因素相近,如在培养时,选取温度为 25 (松花湖水体在夏季时温度为 25 左右)光照为 2000lx,由于松花湖是一个深水湖泊,风扰动等对其影响比较小,所以,在培养时选择了静止培养。

在概率分析模型的确定过程中,使用松花湖水体中的 600 个样本(自然条件下测得的值)进行多元逐步回归分析得到回归模型,并进行统计检验;在模型使用时,用蒙特卡罗随机模拟方法进行验证;另外,将其所得到的结果与目前比较常用的 OECD 的富营养化评价标准和富营养化评价方法——综合营养状态指数法所得到的结论进行比较,结果比较接近,所以以上松花湖富营养化的评价标准及其评价结果是可靠的。

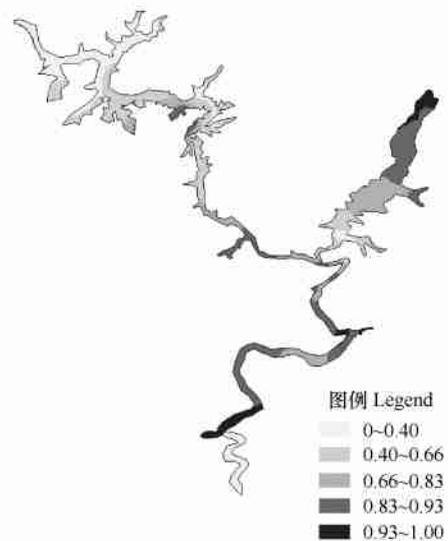


图 6 松花湖富营养化发生的概率分布示意图

Fig. 6 Probability distribution of eutrophication probability in the Songhua Lake

3 结论

(1) 通过主要限制因子识别得出:总磷和总氮是影响松花湖富营养化的主要因子,从相关关系和影响权重上看,总磷比总氮作用大。总磷是松花湖富营养化的第一限制营养盐,总氮是仅次于磷的影响因素。

(2) 松花湖水体中总磷的 38.46% 为藻类可利用磷;总氮的 65.26% 为藻类可利用氮。

(3) 松花湖富营养化发生的阈值为:总磷含量 0.065mg L^{-1} 、总氮含量 0.843mg L^{-1} 和叶绿素 a 浓度 $11.90\ \mu\text{g L}^{-1}$ 。概率分析结果证明:松花湖水体发生富营养化的概率为 0.69,其中:无风险的区域占 19.21%、一级的区域占 9.79%、二级占 20.31%、三级占 16.5%、四级占 25.8%、五级占 8.39%;松花湖大部分区域处于轻度富营养化阶段,小部分区域处于中营养阶段。

References:

- [1] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 1999, 100: 179 ~ 196.
- [2] Koelmans A A, Van der Heijde A, Knijff L M, *et al.* Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems. *Wat Res*, 2001, 35(15): 3517 ~ 3536.
- [3] Srinivasu P D N. Regime shifts in eutrophied lakes: a mathematical study. *Ecological Modelling*, 2004, 179: 115 ~ 130.
- [4] Bayraktaroglu E, Legovic T, Velasquez Z R, *et al.* Diatom thalassiosira weissflogii in oligotrophic versus eutrophic culture: models and ultrastructure. *Ecological Modelling*, 2003, 170: 237 ~ 243.
- [5] Hullebusch E V, Deluchat V, Chazal P M, *et al.* Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part Case of copper sulfate. *Environmental Pollution*, 2002, 120: 627 ~ 634.
- [6] Xu F L, Tao S, Dawson R W, *et al.* Lake ecosystem health assessment: Indicators and methods. *Wat Res*, 2001, 35(13): 3157 ~ 3167.
- [7] Joshua D, Woodruff Mille A. Trophic state evaluation for selected lakes in grand teton national park. *Journal of the American Water Resource Association*. 2001, 37(4): 45 ~ 50.
- [8] Zhao S C. The mechanism and control countermeasure for eutrophication of China's lakes. *Advance in Earth Sciences*, 2004, 19(1): 138 ~ 140.
- [9] Xie P, Li H Q, Ye A Z. A lake eutrophication stochastic assessment method by using empirical frequency curve and its verification. *Journal of Lake Sciences*, 2004, 16(4): 371 ~ 376.
- [10] Huang X F, Chen W M, Cai Q M, *et al.* The observation and analysis of ecological survey of lake. Beijing: China Standard Press, 1999. 27 ~ 62.
- [11] Liu H L, Jin X C, Tu Q Y. The investigation criterion of lake eutrophication. Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 142 ~ 172.
- [12] Nanjo Y, Hsoi Y, Kido Y, *et al.* Limiting nutrients of algal growth in lake Koyama-ike. *Journal of Water Environment Society*, 2000, 23(11): 690 ~ 696.
- [13] Hao L R, Fan Y, Hao Zh O, *et al.* Application analysis in SPSS statistics. Beijing: China Water Power & Water Resource Press, 2003. 255 ~ 265.
- [14] Song J L. Analysis of light-emitting diodes by Monte Carlo photon simulation. *Appl. Opt.*, 2001, 40(9): 1427 ~ 1437.
- [15] Yao H, Li G B, Zhang J C, *et al.* Application of Monte-Carlo method in water pollution control theory. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2004, 36(1): 129 ~ 131.
- [16] Vollenweider R A. Elemental and biochemical composition of plankton biomass: some comments and explorations. *Arch Hydrobiol*, 1985, 105: 11 ~ 29.
- [17] Horne A J, Goldman C R. *Limnology (Second Edition)*. New York: McGraw-Hill, Inc, 1994.
- [18] Wang X, Lu X G, Zhang X L, *et al.* Eutrophication aspects and effective factors analysis in Song hua Lake. *Wetland Science*, 2004, 2(4): 273 ~ 278.
- [19] Li X P. Lake eutrophication research and control in USA. *Natural Journal*, 2002, 24(2): 63 ~ 68.
- [20] Huang B Q, Hong H S, Xue X Z. Distribution and controlling factors of alkaline phosphatase activity in western Xiamen waters. *Acta Oceanologica Sinica*, 2000, 22(1): 62 ~ 68.
- [21] Gao G, Qin B Q, Zhu G W, *et al.* Seasonal variation of alkaline phosphatase activity in meiliang bay, Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2004, 16(3): 245 ~ 251.
- [22] Wynne D, Kaplan B, Berman T. Phosphatase activities in lake Kinneret phytoplankton. In: Chřt R J ed. *Microbial enzymes in aquatic environments*. New York: Springer-Verlag, 1991. 220 ~ 226.
- [23] Eckert W, Nishri A, Parparova R. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment water interface of a subtropical calcareous lake: A simulation study with intact sediment cores. *Water Air, Soil Pollut*, 1997, 99(1-4): 401 ~ 409.
- [24] Hantke B, Fleischer P, Domany I, *et al.* p release from DOP by phosphatase activity in comparison to P excretion by zooplankton. *Studies in hardwater lakes of different trophic level. Hydrobiologia*, 1996, 317: 151 ~ 162.

- [25] Gao G, Gao X Y, Qin B Q. Experimental study on the PO_4^{3-} -P threshold of the alkaline phosphatase activity in Taihu Lake. *Journal of Lake Sciences*, 2000, 12(4): 353 ~ 358.
- [26] Shu J H, Huang W Y, Wu Y G. Studies on the classification of trophic types of China's lakes. *Journal of Lake Sciences*, 1996, 8(3): 193 ~ 200.
- [27] Shi X L, Wang F P, Qin B Q, et al. Effect of temperature on the translocation of exogenous ^{32}P in water column, *Microcystis aeruginosa* and sediments. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11): 1967 ~ 1970.
- [28] Havens K E, Thomas J R, East T L. N P ratios, light limitation and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environ Pollut*, 2003, 122: 379 ~ 390.
- [29] Bonnet M P, Bulin M. Numerical modelling of the planktonic succession in a nutrient-rich reservoir: environmental and physiological factors leading to *Microcystis aeruginosa* dominance. *Ecological Modelling*, 2002, 156(2-3): 93 ~ 112.
- [30] Willem S, Chatarina K, Per C, et al. Modeling the increase of nodularin content in Baltic Sea *Nodularia spumigena* during stationary phase in phosphorus-limited batch cultures. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 41(3): 211 ~ 220.
- [31] Richardson L L, Stolzenbach K D. Phytoplankton cell size and the development to microenvironments. *FEMS Microbiol Ecol*, 1995, 16: 185 ~ 192.
- [32] Shi X L, Wang F P, Jiang L J, et al. Effect of disturbance on the movement of exogenous phosphorus in simulative aquatic ecosystem. *Chinese Environmental Science*, 2002, 22(6): 537 ~ 541.
- [33] Jiang L J, Shi X L, Yang L Y, et al. Effect of free-living adhesive *Pseudomonas* on the release of ^{32}P from *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Environmental Science*, 2003, 23(4): 521 ~ 524.
- [34] Brunberg A. Contribution of bacteria in the mucilage of *Microcystis* spp. To benthic and pelagic bacterial production in a hypereutrophic lake. *FEMS Microbiology Ecology*, 1999, 29: 13 ~ 22.

参考文献:

- [8] 赵生才. 我国湖泊富营养化的发生机制与控制对策. *地球科学进展*, 2004, 19(1): 138 ~ 140.
- [9] 谢平, 黎红秋, 叶爱中. 基于经验频率曲线的湖泊富营养化随机评价方法及其验证. *湖泊科学*, 2004, 16(4): 371 ~ 376.
- [10] 黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭, 等. 湖泊生态调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1999. 27 ~ 62.
- [11] 刘鸿亮, 金相灿, 屠清瑛, 等. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 142 ~ 172.
- [12] 南條吉之, 細井由彦, 城野由能, 等. 湖山池における藻類増殖の制限物質について. *水环境学会誌*, 2000, 23(11): 690 ~ 696.
- [13] 郝黎仁, 樊元, 郝哲欧, 等. SPSS 实用统计分析. 北京: 中国水利水电出版社, 2003. 255 ~ 265.
- [15] 姚宏, 李圭白, 张景成, 等. 蒙特卡罗方法在水污染控制理论中的应用前景. *哈尔滨工业大学学报*, 2004, 36(1): 129 ~ 131.
- [18] 王霞, 吕宪国, 张学林, 等. 松花湖富营养化现状及其影响因素分析. *湿地科学*, 2004, 2(4): 273 ~ 278.
- [19] 李小平. 美国湖泊富营养化的研究和治理. *自然杂志*, 2002, 24(2): 63 ~ 68.
- [20] 黄邦钦, 洪华生, 薛雄志. 厦门西海域水体中碱性磷酸酶活力分布及其影响因子分析. *海洋学报*, 2000, 22(1): 62 ~ 68.
- [21] 高光, 秦伯强, 朱广伟, 等. 太湖梅梁湾中碱性磷酸酶的活性及其与藻类生长的关系. *湖泊科学*, 2004, 16(3): 245 ~ 251.
- [25] 高光, 高锡芸, 秦伯强. 太湖水体中碱性磷酸酶的作用阈值. *湖泊科学*, 2000, 12(4): 353 ~ 358.
- [26] 舒金华, 黄文钰, 吴延根. 中国湖泊营养类型的分类研究. *湖泊科学*, 1996, 8(3): 193 ~ 200.
- [27] 史小丽, 王凤平, 秦伯强, 等. 温度对外源性 ^{32}P 在水、铜绿微囊藻和底泥中迁移的影响. *应用生态学报*, 2003, 14(11): 1967 ~ 1970.
- [32] 史小丽, 王凤平, 蒋丽娟, 等. 扰动对外源性磷在模拟水生生态系统中迁移的影响. *中国环境科学*, 2002, 22(6): 537 ~ 541.
- [33] 蒋丽娟, 史小丽, 杨柳燕, 等. 游离附着假单胞菌对铜绿微囊蓝细菌中 ^{32}P 释放的影响. *环境科学学报*, 2003, 23(4): 521 ~ 524.