

能效渔业状态下津市西湖生态因子与浮游植物密度的灰关联模型{GM(I, N)}*

杨品红^{1, 2, 3} 王志陶^{1, 4} 徐黎明²

(1. 湖南文理学院生命科学学院 常德 415000; 2. 湖南省水产工程技术研究中心 常德 415000;
3. 大湖水殖股份有限公司 常德 415000; 4. 中国科学院水生生物研究所 武汉 430072)

提要 利用灰色系统理论, 于 2004—2008 年 5—8 月份对能效渔业状态下津市西湖水质状况进行了实时采样研究, 并计算了浮游植物密度与透明度、水温、水深、溶解氧、pH、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、PO₄-P、TP、TN、NH₄-N/PO₄-P、TN/TP 和浮游动物共 14 个生态因子的关联度、关联序。结果表明, 透明度、水温、水深、溶解氧、pH 和浮游动物(毛里湖)或 TN(西湖)是影响浮游植物增殖态势的最重要的环境变量。提取如上变量和浮游植物密度作为建模要素, 构建了津市西湖生态因子与浮游植物密度的灰关联模型{GM(I, N)}, 经作图分析表明, 模型值和实测值具有较好的对应峰, 表明模型的有效性以及在预测上有较高的参考价值。P 元素在西湖的营养限制性基本得到消除, 水体 N/P 比被调控到了较好状态。

关键词 灰关联模型{GM(I, N)}, 灰关联, 生态因子, 浮游植物密度, 津市西湖, 能效渔业
中图分类号 Q141

湖泊的天然鱼产力是有限的, 处于“生物金字塔”基部的浮游植物从水体中吸收营养盐类后经光合作用而大量繁殖, 水产动物通过摄食这些天然饵料生物而生长, 生产 1kg 鲢、鳙大约需要 8kg 藻类(干物质)(谢平, 2003)。随着水产品的捕捞或收获, 水体中大量的无机盐类也相应离开了湖泊生态系统, 这些营养物质若得不到及时补充, 将直接影响养殖水体的物质循环和饵料生物的生长发育, 造成湖泊等大水体利用率低下, 巨大的潜力和优势得不到开发(杨品红等, 2006)。

能效渔业(Energy-efficient Fishery)是以现代生态学理论为依据, 以水域环境生态现有能量为基础, 根据水域中能量特色及生态系统中特定食物网结构和功能特点而设计的一种旨在保护水生态环境, 充分利用水域渔产潜力与生态系统抗干扰能力的能量-生

态控制(Energy-cybernetics)技术, 或能量-食物网操纵(Energy-food web biomanipulation)技术。它以保护水生态环境(改善水质), 充分利用水域(湖泊、水库)中的现有能量为目标进行渔业活动, 通过能效渔业可调控水体的 N、P 含量, 改善 N、P 的比例关系, 使浮游植物获得必要的营养元素, 扩大“生物金字塔”的基部, 大幅度提高适口优质高营养的浮游生物量和种群, 对以滤食性水产动物(鱼、虾、蟹、蚌、贝等)为主体养殖对象的水体成效显著(桑明强等, 1995; 珊瑚湖养殖增殖技术研究课题组, 1989¹⁾), 对大水面养殖由粗放型转向集约型意义重大。

西湖(29°29'—29°17'N, 111°52'—112°00'E)系湖南省津市市区以南一浅水草型湖泊, 东邻珊瑚湖, 北靠七里湖, 南距白芷湖, 集水产养殖、气候调节、调蓄灌溉等综合功能于一体, 常年水域面积为 4010hm²,

* 国家重点星火计划项目, 2003EA770038 号; 湖南省重点攻关项目, 01NKY2004-1 号; 湖南省“十一五”重点建设学科“动物学”项目, 07-A-2 号; 湖南省高校产学研示范基地——水生生物资源与利用, 2008—2010。杨品红, 博士, 教授, E-mail: ypkjng@263.net

1) 珊瑚湖养殖增殖技术研究课题组, 1989. 珊瑚湖养殖增殖技术研究报告. 湖南省水产局, 1—132

收稿日期: 2009-08-22, 收修改稿日期: 2009-12-15

为湖南省内第二大湖。自 2001 对该湖实施人工氮磷添加养鱼以来,在保护增殖天然资源的基础上,积极发展人工养殖,实行养殖增殖结合,使湖泊逐步成为人工控制的生态系统,湖泊资源和生态两个优势得到了充分发挥,并取得较好经济、社会和生态效益。

灰色模型(grey model)是灰色系统理论的基本模型(邓聚龙, 1993; 易德生等, 1992),它以灰色模块为基础,以微分拟合法构建模型,相关理论在海洋赤潮的研究中应用较多(黄贯虹等, 1999; 黄伟建等, 1999; Huang *et al.*, 2001),但在人工干预状态下的淡水生态系统中的应用还未见报道。本研究采用灰色系统理论对能效渔业状态下影响西湖浮游植物密度的生态因子进行定量描述,建立了西湖生态因子与浮游植物量的灰关联模型{GM(I, N)},为进一步研究大水面渔业提供依据。

1 材料与方法

1.1 样品的采集与检测方法

1.1.1 采样点及数据分布 西湖湖区由毛里湖、西湖、杨坝塘和哑河组成(杨品红等, 2010),自 2001 年开始在浮游植物繁殖的高峰期(6—9 月)进行人工定点、定时、定量、分批施化肥,并对此期间湖区水质进行了每月两次(月初和月末)的实时跟踪调查,每次于施肥后 5 天内检测,按采样方案设计技术要求(GB 12997-91)在毛里湖和西湖各设一采样点,具体坐标分别为 29°24'7"N, 111°57'12"E 和 29°22'2"N, 111°55'13"E,本次建模分析的数据分布为 2004—2008 年,每年 5—8 月每月两次共计 40 组的水质检测结果(满足建模分析数据覆盖施肥与非施肥期)。

1.1.2 检测项目 透明度(SD)、水深(WD)、水温(WT)、溶解氧(DO)、酸碱度(pH)、氨氮(NH₄-N)、硝酸盐氮(NO₃-N)、亚硝酸盐氮(NO₂-N)、正磷酸盐(PO₄-P)、总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮/正磷酸盐(NH₄-N/PO₄-P, n/p)、氮磷比(TN/TP, N/P)、浮游动物密度(zooplankton, ZP)和浮游植物密度(phytoplankton, PP)。

1.1.3 水质检测方法 DO、pH、WD、SD 和 WT 现场测定,用有机玻璃采水器分表层(水表以下 0.5m)、中层(中间水深)和底层(距水底 0.5m 处)3 层采水混匀装瓶带回实验室进行其它指标的检测,用于浮游生物计数的水样需加适量 lugol's 碘液予以固定(章宗涉等, 1991)。DO 和水温用 HI9141 型溶氧测定仪测定, pH 用 HI9224 型酸度测定仪测定, NH₄-N、

NO₃-N、NO₂-N、PO₄-P、TP 和 TN 采用 C200 系列多参数台式离子浓度分析仪测定,上述仪器均为意大利哈纳 9804 系列产品。浮游动物和浮游植物的分类统计在 NOVEL XSZ-N107 型显微镜下用浮游生物框计数,结果以每毫升水中浮游生物细胞数表示。

1.2 灰关联模型{GM(I, N)}的建立(邓聚龙, 1993; 易德生等, 1992)

GM(I, N)是 1 阶 N 个变量的灰色模型,选定浮游植物为参考系列,将 SD、WD、WT、DO、pH、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、PO₄-P、TP、TN、NH₄-N/PO₄-P、TN/TP、浮游动物 14 个指标作为比较系列,计算关联度及关联序(详见杨品红等, 2010),通过灰关联分析,提取建模所需变量,模型因子 *i* 的原始数据均值化处理后经 *j* 次累加生产后用于建模分析,即 { $\bar{X}_i^j(k) | k=1, 2, \dots, M$ }, *M* = 数据个数。

$$\text{由 } Y_n = B\hat{a} \quad (1)$$

可得模型参数估计值

$$\hat{a} = [a, b_2, \dots, b_n] = (B^T B)^{-1} B^T Y_n \quad (2)$$

式中,

$$\frac{d\hat{X}_{\text{浮}}^{(m)}}{dt} + a\bar{X}_1^{(m)} = \sum_{i=2}^N b_i \bar{X}_i^{(m)} \quad (3)$$

$$B = \begin{bmatrix} -Z_1^{(m)}(2) & \bar{X}_2^{(m)}(2) & \dots & \bar{X}_N^{(m)}(2) \\ -Z_1^{(m)}(3) & \bar{X}_2^{(m)}(3) & \dots & \bar{X}_N^{(m)}(3) \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ -Z_1^{(m)}(n) & \bar{X}_2^{(m)}(n) & \dots & \bar{X}_N^{(m)}(n) \end{bmatrix} \quad (4)$$

$$\bar{X}_i^{(m-1)} = (\bar{X}_i^{(m-1)}(2), \bar{X}_i^{(m-1)}(3), \dots, \bar{X}_i^{(m-1)}(n)) \quad (5)$$

(*i* = 1, 2, ..., *N*)

$$\bar{X}_i^{(m)} = (\bar{X}_i^{(m)}(2), \bar{X}_i^{(m)}(3), \dots, \bar{X}_i^{(m)}(n)) \quad (i = 1, 2, \dots, N) \quad (6)$$

$$Z_1^{(m)} = (Z_1^{(m)}(2), Z_1^{(m)}(3), \dots, Z_1^{(m)}(n)) \quad (7)$$

$$Z_1^{(m)}(k) = 0.5\bar{X}_1^{(m)}(k) + 0.5\bar{X}_1^{(m)}(k-1) \quad (8)$$

根据模型参数估计值 \hat{a} 可得 GM(1, *N*) 灰差分方程:

$$\hat{X}_{\text{浮}}^{(m-1)}(k) + aZ_1^{(m)}(k) = \sum_{i=2}^N b_i \bar{X}_i^{(m)}(k) \quad (9)$$

$$\text{其影子方程为: } \frac{d\hat{X}_{\text{浮}}^{(m)}}{dt} + a\bar{X}_1^{(m)} = \sum_{i=2}^N b_i \bar{X}_i^{(m)} \quad (10)$$

通过上式计算出浮游植物量模型原始值 $\hat{X}_{\text{浮}}^{(m-1)}(k)$ (带上标 \wedge 示模型计算值), 计算结果经相应的 *m*-1 次累减生成[inverse-accumulated generating operation (IAGO)]:

$$a^{(0)}(\hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k)) = \hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k) \quad (11)$$

$$a^{(m-1)}(\hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k)) = a^{(m-2)}(\hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k)) - a^{(m-2)}(\hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k-1)) \quad (12)$$

再回乘浮游植物密度实测原始数据均值便得浮游植物密度的模型值($\hat{X}_{浮}$), 即

$$\hat{X}_{浮}(k) = a^{(m-1)}(\hat{X}_{浮}^{(m-1)}(k))\bar{X}_1 \quad (13)$$

2 结果与分析

2.1 西湖水体生态因子检测结果

西湖水体生态因子检测结果见表 1, 水体溶解氧含量充沛, 毛里湖和西湖溶解氧分别达到 10.63 和 10.47mg/L(表 1), 远远超过一类水标准的 7.5mg/L [地表水环境质量标准(GB3838-2002)], 最低值: 西湖 =

4.76mg/L, 毛里湖 = 5.54mg/L (均出现于浮游植物密度最高时)也接近或超过三类水标准的 5mg/L, NH₄-N 含量被控制在二类水标准(0.5mg/L)以内, 毛里湖和西湖 TN 含量为 1.251 和 1.388mg/L, 处于三类水(1.0mg/L)和四类水(1.5mg/L)的居间位置, TP 含量为 0.07 和 0.111mg/L 分别略高于三类水(0.05mg/L)和四类水(0.1mg/L), 但这并不意味着西湖水体已变坏, 因为采样时段通常为氮磷添加后的肥效高峰期, 高营养将促进浮游生物的大量繁殖, 并进一步经食物链传递到水产品中, 随水产品的收获而离开水体。

2.2 灰关联分析结果

毛里湖生态因子关联度在 0.7076—0.8356 之间(表 2), 具有较好的区分度, 关联序顺序: WD、pH、

表 1 西湖水质检测结果
Tab.1 Water quality of Xihu Lake

检测项目	毛里湖			西湖		
	平均值	最小值	最大值	平均值	最小值	最大值
SD(m)	70.2	38	105	64.8	35	100
WD()	4.4	2	8	4.9	3	7
WT()	28.3	20.5	34.2	28.2	20.5	34.1
DO(mg/L)	10.63	4.76	13.35	10.47	5.54	14.49
pH	8.94	6.79	10.71	9.01	6.93	10.80
NH ₄ -N(mg/L)	0.191	0	1.145	0.200	0	0.750
NO ₃ -N(mg/L)	1.084	0	4.08	1.224	0.075	3.150
NO ₂ -N(mg/L)	0.0001	0	0.0024	0.001	0	0.024
PO ₄ -P(mg/L)	0.013	0.001	0.039	0.015	0.001	0.039
TP(mg/L)	0.070	0.007	0.199	0.111	0.01	0.285
TN(mg/L)	1.251	0.125	4.215	1.388	0.230	3.390
n/p	11.9	0	31.3	11.9	0	33.3
N/P	38.2	2.1	151.5	30.1	0.9	138.4
ZP(ind/L)	12229	680	27700	14727	418	45600
PP(10 ⁴ ind/L)	2116.18	287.28	10527	2543.65	490.32	16247

DO、WT、SD、浮游动物、TN、NO₃-N、N/P、TP、n/p、PO₄-P、NH₄-N、NO₂-N; 西湖生态因子关联度在 0.7176—0.8315 之间(表 2), 关联序顺序: WD、WT、DO、SD、pH、TN、NO₃-N、浮游动物、TP、N/P、n/p、PO₄-P、NO₂-N、NH₄-N, 结果表明, 透明度、水温、水深、溶解氧、pH 和浮游动物(毛里湖)或 TN(西湖)是影响浮游植物增殖态势的最重要的环境变量。

2.3 GM(I, N)建模

提取建模要素: SD、WD、WT、DO 和 pH 五个因子为毛里湖和西湖共用, 外加浮游动物(毛里湖)或 TN(西湖), 模型参数值见表 3。

根据模型参数值构建 GM(I, N)模型如下: 其中毛里湖和西湖分别为

$$\hat{X}_{毛}^1(k) = 0.0157 \bar{Z}_1^2(k) + 0.5639 \bar{X}_2^2(k) - 0.1454 \bar{X}_3^2(k) - 0.3763 \bar{X}_4^2(k) + 1.5883 \bar{X}_5^2(k) - 1.3546 \bar{X}_6^2(k) - 0.3173 \bar{X}_7^2(k) \quad (14)$$

$$\hat{X}_{西}^1(k) = -0.0347 \bar{Z}_1^2(k) + 0.6339 \bar{X}_2^2(k) - 0.3773 \bar{X}_3^2(k) - 0.7413 \bar{X}_4^2(k) + 0.6368 \bar{X}_5^2(k) - 0.4597 \bar{X}_6^2(k) + 0.3695 \bar{X}_7^2(k) \quad (15)$$

式中, \hat{X} 表示浮游动物模型计算值; $\bar{Z}_1^2(k) = 0.5(\bar{X}_1^2(k) + \bar{X}_1^2(k-1))$; \bar{X}_i^j 表示 i 模型因子原始数据均值化后的 j 次累加生成数列, $i = 1, 2, \dots, 7$, 分别代表浮游植物、SD、WD、WT、DO、pH 和浮游动物(毛里湖)或 TN(西湖)。将 GM 模型的模型值经 1 次累减生成等变换后与实测值进行作图比较, 结果见图 1。

表 2 西湖浮游植物与生态因子初值化关联度及关联序
Tab.2 Relation degree and orders between original valued phytoplankton and ecology factors in Xihu Lake

生态因子	毛里湖		西湖	
	关联度	关联序	关联度	关联序
SD	0.8320	5	0.8278	4
WD	0.8356	1	0.8315	1
WT	0.8327	4	0.8302	2
DO	0.8328	3	0.8297	3
pH	0.8330	2	0.8258	5
NH ₄ -N	0.7245	13	0.7176	14
NO ₃ -N	0.7960	8	0.8189	7
NO ₂ -N	0.7076	14	0.7177	13
PO ₄ -P	0.7276	12	0.7351	12
TP	0.7767	10	0.7995	9
TN	0.7965	7	0.8217	6
n/p	0.7543	11	0.7488	11
N/T	0.7823	9	0.7867	10
ZP	0.8031	6	0.8117	8

表 3 毛里湖和西湖模型参数值
Tab.2 The model parameters of Maolihu Lake and Xihu Lake

湖区	a	b_2	b_3	b_4	b_5	b_6	b_7
毛里湖	-0.0157	0.5639	-0.1454	-0.3763	1.5883	-1.3546	-0.3173
西湖	0.0347	0.6339	-0.3773	-0.7413	0.6368	-0.4597	0.3695

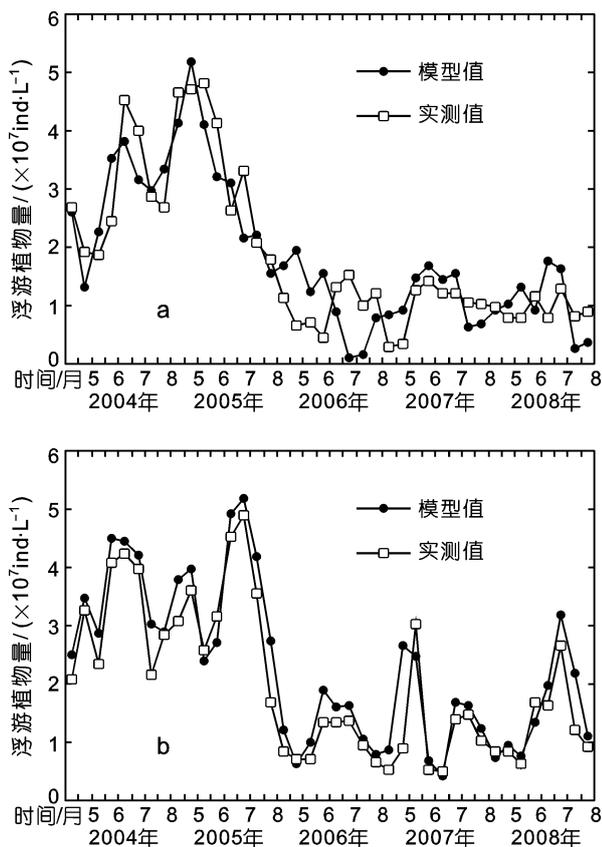


图 1 毛里湖(上)和西湖(下)浮游植物量实测值与模型值的比较

Fig.1 Comparison of observed and calculated values of phytoplankton biomass in Maolihu Lake (upper) and Xihu Lake (lower)

3 讨论

3.1 西湖能效渔业与其它生物操纵的关系

生物操纵(Biomanipulation)是通过对湖泊、水库中一系列的生物及其环境的操纵,促进一些对湖泊使用者有益的关系和结果的产生,譬如藻类(特别是蓝藻类)的生物量的下降。它最早由 Shapiro 等(1975)提出,广义上生物操纵类似于下行效应(Top-down-force)、营养级串联效应(trophic cascade interaction)或食物网操纵(food web manipulation) (Gophen, 1990)。

经典生物操纵(traditional biomanipulation) (Drenner *et al.*, 2002)是通过放养凶猛鱼类或通过直接捕杀或毒杀的方式来控制食浮游生物鱼类,以此来扩大浮游动物种群,并进一步通过浮游动物对浮游植物的牧食压力(Gophen, 1990)实现对浮游生物量的控制技术。但这种技术在那些营养盐富集不多、藻类由小型种类组成的湖泊中也许会生效,而在那些藻类趋于大型、有时浮游动物又为小型的超富营养湖泊中则可能难以奏效(Xie *et al.*, 2001)。

天津市西湖主养鱼种为鲢、鳙鱼,这些滤食性鱼类也被广泛的用于非经典生物操纵(non-traditional biomanipulation) (Xie *et al.*, 2001; 谢平, 2003),长期以来,作者以“能效渔业”理论为依据,在摸清西湖水域 N、P 现存量及来源量的基础上对水体的养殖容

量进行了正确估算, 采用磷平衡氮的方法(杨品红, 2006)¹⁾, 抑制蓝、绿藻的生长, 定向培养水产品的适口藻类, 进而实现营养盐的“上行效应”(Carpenter *et al.*, 1993), 并通过向水体放养适量的鲢、鳙鱼及细磷斜颌鲴等浮游生物食性鱼种, 浮游藻类经食物链被滤食性鱼类摄食而顺利完成“下行效应”(Carpenter *et al.*, 1993)并随水产品的收获而离开水域。由此来消除水体污染, 改善水质, 增加养鱼的产量, 提高湖泊、水库等大水面的综合效益, 为内源营养盐从水体的移出另辟新径, 实现水体营养盐经能效渔业达到“越加越少”的目标。

3.2 GM(I, N)模型对研究能效渔业湖泊水体的有效性

湖水透明度表示光线在湖水中的透射深度, 是反映湖泊富营养化程度的主要特征参数之一(Nöges *et al.*, 2003), 较低的透明度也是促使草型湖泊生态系统向藻型湖泊转化的主要原因(乐成峰等, 2007); 水深直接影响水体跃温层的形成、溶氧分配及内源营养成分的循环(史为良, 2005); 浮游生物的消长与水温密切相关, 山仔水库叶绿素 *a* 含量与水温显著相关(翁笑艳, 2006), 静态情况下, 营养盐通过浓度梯度扩散从沉积物进入上覆水, 其释放强度受控于沉积物-水界面的温度(秦伯强等, 2005); 叶绿素 *a* 含量越高, 浮游植物数量越多, 叶绿素 *a* 含量与溶解氧具有正相关的关系[如山仔水库(翁笑艳, 2006)], 藻类的产生量也可根据溶解氧的变化估算(张澎浪等, 2004); 鱼类最适宜在中性或微碱性的水体中生长, 其 pH 为 7.5—8.5。但在 pH 6—9 时, 也属于安全范围。毛里湖和西湖的水体 pH 分别为 8.94 和 9.01, 处于地表水环境质量标准基本项目标准限制: pH 6—9 (GB3838-2002)的边缘位置, 浮游动物是细菌、浮游植物等初级生产者的牧食者。灰关联分析结果表明, 透明度、水温、水深、溶解氧、pH 是影响西湖和毛里湖浮游植物增殖态势的最重要的环境变量, 提取以上变量作为建模因子可行且有效。

在长期的水环境监控过程中, 往往受到天气的影响或是仪器故障而导致某些检测指标的部分数据的精度低下或是数据缺失, 从而影响整个数据的准确性及完整性, 通过灰关联分析提取母序列(目标因子)建模所需变量而构建 GM(I, N)模型, 可对变异性

较大的检测值或是缺失的数据进行校正或补充, 操作上可省去对目标因子(对较复杂或较难检测的因子实用性更强)的检测, 可间接通过相关模型因子的检测结果对其进行预测。经作图分析表明虽然 GM 模型的模拟值还存在一定的误差, 但其模型值与实测值比较能出现很好的对应峰(图 1), 表明该模型对能效渔业湖泊水体有效及在预测上有较高的参考价值。

3.3 能效渔业对湖泊水体的作用效果

2002—2004 年在未对西湖进行大量人工投肥的情况下, 连续 3 年发生了大面积水华, 从 2005 年起, 借鉴安乡珊瑚湖(珊瑚湖养殖增殖技术研究课题组, 1989)²⁾和岳阳东湖(桑明强等, 1995)的成功经验, 在西湖进行能效渔业的理念实践, 直至今日没有再发生水华。总磷浓度是限制浮游藻类生长的最重要因素(黄文钰, 1997), 在“能效渔业”实践前津市西湖是 P 营养限制性湖泊, 本研究西湖和毛里湖关联序排序结果中水体 N、P 对浮游植物增殖态势的影响被调控到了较次要的位置, 表明通过“能效渔业”实践水体中 P 元素在西湖的营养限制性得到较好缓解。

浮游植物倾向吸收水体中 NH_4 、 NO_3 、 NO_2 三种氮源中的氮来合成细胞所需要的氨基酸等物质进行繁殖, 由于生物化学的原因, $\text{NH}_4\text{-N}$ 更容易被藻类吸收(刘建康, 1999; 杨旭光等, 2007), 水体的正磷酸盐 ($\text{PO}_4\text{-P}$)是生物体直接利用的磷形态(Smith, 1982), 黄文钰(1997)发现中国 50 个主要湖泊叶绿素与总磷具有显著相关性, 说明 P 元素为浮游植物的营养限制性因子, 王海军等(2009)对长江流域 40 多个湖泊多年比较研究的最新成果表明: 无论水体中总氮浓度是高还是低, 总磷浓度都是限制浮游藻类生长的最重要因素, 藻类总量决定于总磷而不是总氮, 并从多方面论证指出: 富营养化治理无需控氮、只需控磷。但也有学者认为通过减少外源磷负荷的措施可在一定程度上改善水质, 可结果却往往被沉积物中磷向水体的释放延缓或抵消(Lee-Hyung *et al.*, 2002, 2004), 水生态环境的保护问题悬而未决, 水域渔产潜力未能得到充分利用。

一些学者认为浮游植物适宜的 N:P 值应是(7—10): 1, 大于 10: 1 为 P 限制, 而小于 7: 1 为 N 限制(李德尚, 1988), 而 Reynolds(1984)的研究发现, 在淡

1) 杨品红, 2006. 一种无公害大水面投饵施肥方法. 中国专利号: CN200610032302.2. 杨品红, 2006. 一种处理微污染富营养化湖泊、水库水体的方法. 中国专利号: CN200610032301.8

2) 珊瑚湖养殖增殖技术研究课题组, 1989. 珊瑚湖养殖增殖技术研究报告. 湖南省水产局, 1—132

水水体中 $N/P > 30$ 时, 会出现 P 的抑制, $N/P < 8$ 的时候, 可能出现 N 的抑制, 而 N/P 在 8—30 之间是正常的波动, 在 15—16 之间时为浮游植物最佳生长需要。宋玉芝等(2007)认为 N/P 为 25 : 1 时最有利于浮游藻类的生长, 该结果与 Austin 等(1990)的研究, 当将水体中的氮浓度从($N/P=7$)提高到($N/P=28$)时, 以底栖硅藻为主的附生生物的总生物量有显著的增加相一致。但多数学者持 16 : 1 为浮游植物生长的最适氮、磷比例(邹迪等, 2005; 刘东艳等, 2002a, b)。毛里湖和西湖的水体 TN/TP 分别为 38.2 和 30.1(表 1), 造成如此高比值的原因在于, 2004 年水体 TN/TP 比值居高不下, 平均为 125.34 和 100.59, 波动范围为 100—151.5 和 68.6—138.4, 而 2005—2008 年水体 TN/TP 比值波动范围为 2.1—56.2 和 0.9—35, 均值为 16.48 和 12.74。此外, 在毛里湖和西湖, 以浮游植物能直接吸收利用形式存在的 NH_4-N 和 PO_4-P 的比值为 11.98 和 11.90, 分别从 2004 年的 4.42 和 8.55 调控到了 2005—2008 年的 13.87 和 12.74, 基本消除了 P 元素对西湖水体的营养限制性, 通过能效渔业, 水体 N/P 被调控到了较好状态。

参 考 文 献

- 王海军, 王洪铸, 2009. 富营养化治理应放宽控氮、集中控磷. 自然科学进展, 19(6): 599—604
- 邓聚龙, 1993. 灰色控制系统(第二版). 武汉: 华中科技大学出版社, 1—235
- 史为良, 2005. 水体温差与水产养殖的关系. 水利渔业, 25(6): 36—37
- 乐成峰, 李云梅, 张运林等, 2007. 太湖水色因子空间分布特征及其对水生植物光合作用的影响. 应用生态学报, 18(11): 2491—2496
- 刘东艳, 孙 军, 巩 晶, 2002a. 不同氮、磷比例对球等鞭金藻生长的影响. 海洋水产研究, 23(1): 29—32
- 刘东艳, 孙 军, 陈宗涛等, 2002b. 氮磷比对中肋骨条藻生长特性的影响. 海洋湖沼通报, 2: 39—44
- 刘建康, 1999. 高级水生生物学. 北京: 科学出版社, 12—38
- 李德尚, 1988. 大水域施肥中确定肥料种类和肥分配比的方法. 水利渔业, 3: 1—5
- 杨旭光, 李文奇, 周怀东等, 2007. 河北哑河水库不同季节中微囊藻毒素-LR 与 N、P 之间的关系. 湖泊科学, 19(2): 131—138
- 杨品红, 王志陶, 徐黎明, 2010. 人工控制条件下津市西湖生态因子的灰关联分析. 水生态学杂志, 3(1): 7—13
- 杨品红, 李梦军, 王晓艳等, 2006. 大水面施肥养鱼技术问答(一). 内陆水产, 10: 17—18
- 邹 迪, 肖 琳, 杨柳燕等, 2005. 不同氮磷比对铜绿微囊藻及附生假单胞菌磷代谢的影响. 环境化学, 24(6): 647—650
- 宋玉芝, 秦伯强, 高 光, 2007. 氮及氮磷比对附着藻类及浮游藻类的影响. 湖泊科学, 19(2): 125—130
- 张澎浪, 孙承军, 2004. 地表水体中藻类的生长对 pH 值及溶解氧含量的影响. 中国环境监测, 20(4): 49—50
- 易德生, 郭 萍, 1992. 灰色理论与方法. 北京: 石油工业出版社, 1—224
- 秦伯强, 朱广伟, 张 路等, 2005. 大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法——以太湖为例. 中国科学(D 辑), 35(增刊): 33—44
- 翁笑艳, 2006. 山仔水库叶绿素-a 与环境因子的相关分析及富营养化评价. 干旱环境监测, 20(2): 73—78
- 桑明强, 杨品红, 戴解林等, 1995. 东湖生态渔业技术研究文集. 内陆水产, 11(增刊), 1—125
- 黄文钰, 1997. 中国主要湖泊叶绿素与总磷的关系. 污染防治技术, 10(1): 11—12
- 黄伟建, 齐雨藻, 1999. 大鹏湾海水环境要素与反曲原甲藻增殖的灰关联模型. 海洋环境科学, 18(1): 45—49
- 黄贵虹, 黄伟建, 齐雨藻, 1999. 大鹏湾海水环境要素与夜光藻增殖的灰关联模型 {GM(1, n)}. 生态学杂志, 18(4): 10—13
- 章宗涉, 黄祥飞, 1991. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 64—66
- 谢 平, 2003. 鲢、鳙与藻类水华控制. 北京: 科学出版社, 1—134
- Austin A P, Ridley-Thomas C I, Lucey W P *et al*, 1990. Effects of nutrient enrichment on marine periphyton: implications for abalone culture. *Botanica Marina*, 33: 235—239
- Carpenter S R, Kitchell J F, 1993. The trophic cascade in lakes. Cambridge, Cambridge University Press, 17—28
- Drenner R, Hanbright K D, 2002. Piscivores, trophic cascades, and lake management. *Sci World Journal*, 2: 284—307
- Gophen M, 1990. Biomanipulation: retrospective and future development. *Hydrobiologia*, 200/201: 1—11
- Huang W J, Huang G H, Jiang T J *et al*, 2001. The relationships between chlorophyll-*b* concentration and related environmental factors of seawater in Dapeng bay based on grey model relative analysis. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 9(1): 7—13
- Lee-Hyung Kim, Euiso Choi, Kyung-IK Gil *et al*, 2004. Phosphorus release rates from sediments and pollutant characteristics in Han River, Seoul, Korea. *Science of the Total Environment*, 321: 115—125
- Lee-Hyung Kim, Euiso Choi, Michael K Stenstrom, 2002. Sediment characteristics, phosphorus type and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere*, 50: 53—61
- Nöges P, Nöges T, Tuvikene L *et al*, 2003. Factors controlling hydro-chemical and trophic state variables in 86 shallow lakes in Europe. *Hydrobiologia*, 506/509: 51—58
- Reynolds C S, 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. London: Cambridge University Press, 222—236

- Shapiro J, Lamarra V, Lynch M, 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik P L, Fox J L ed. Proceedings of a symposium on water quality management through biological control. University of Florida, Gainesville, 85—89
- Smith V H, 1982. The nitrogen and phosphorus dependent of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. *Limnol Oceanogr*, 27: 1101—1111
- Xie P, Liu J K, 2001. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms: a synthesis of decades of research and application in a subtropical hypereutrophic lake. *Sci World*, 1: 337—356

ENERGY-EFFICIENT FISHERY AND GREY-MODELING OF ECOLOGICAL FACTORS WITH PHYTOPLANKTON DENSITY IN XIHU LAKE, HUNAN

YANG Pin-Hong^{1,2,3}, WANG Zhi-Tao^{1,4}, XU Li-Ming²

(1. College of Life Science, Hunan University of Arts and Science, Changde, 415000; 2. Hunan Province Marine Products Engineering Technique Research Center, Changde, 415000; 3. Dahu Aquaculture Co., Ltd., Changde, 415000; 4. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, 430072)

Abstract Energy-efficient fishery, which is aimed at protecting water ecology for the best use of fishery resource, is a branch of energy-cybernetics or energy-biomanipulation technology. In energy-efficient fishery, N and P contents can be manipulated, to meet the breeding equipments of phytoplankton, expand the base of the "bio-pyramid", and increase the plankton's density substantially. We applied grey models {GM(I, N)} to study the relation between ecological factors and phytoplankton density in the Xihu Lake (29°29'—29°17'N, 111°52'—112°00'E) in Jinshi City of Hunan Province in energy-efficient fishery manner. Fourteen ecological parameters of water environment were selected in the modeling, such as, water transparency, water depth, water temperature, dissolved oxygen, pH, ammonium nitrogen etc. Samples were collected bimonthly between May and August from 2004 to 2008. The results indicate that six factors influence phytoplankton density mostly, in descending order of importance: water depth, pH, dissolved oxygen, water temperature, etc. A grey relative model {GM (1, N)} was established to describe the relationships between the density of phytoplankton and each top six important parameters. The modeled values coincide with the measured values, indicating that this grey model is applicable for the estimation on phytoplankton biomass. The results show that phosphorus in Xihu Lake was no longer the limiting nutritional factor and the ratio of N/P had been turned to a good point under the regime of energy-efficient fishery.

Key words Grey model {GM(1, N)}, Grey relation, Ecological factor, Phytoplankton density, Xihu Lake in Hunan, Energy-efficient fishery