

25-81

烱(Exergy)在湖泊生态系统
建模中的应用

Q178.513

张永泽¹刘玉生²郑丙辉²

1:四川联合大学水利工程系,成都 610065; 2:中国环境科学研究院水所,北京 100012)

摘要 基于达尔文“适者生存”理论的热力学表述,本文把热力学概念“烱(Exergy)”作为一些重要模型参数的目标函数引入湖泊生态动力学模型,应用烱控制下的参数组合模拟程序实现了参数随时间的变化,并通过变化的模型参数来反映湖泊生态系统中物种组成和生态结构随时间的变化。这一改进克服了以往模型刚性较强、适应性差和生态系统特性考虑少的缺陷,该改进的湖泊生态动力学模型被成功用于滇池生态系统的模拟。

关键词 烱,生态动力学模型,参数组合模拟,湖泊生态系统,滇池

生态模型把系统中的生态学概念和现象转化成数学语言进行运算和预测,充分考虑了系统中时空变化的生态地球化学过程,因而成为湖泊水库环境管理中的重要工具。生态动力学模型的研究始于70年代,Jorgensen^[1]于1976年提出的浅水型湖泊生态模型,是后续一系列浅水湖泊富营养化模型研究的基础。自问世至今,该模型已被广泛用于热带和温带地区不同类型的湖泊、水库和海湾的富营养化研究。我国也应用生态模型对滇池、巢湖等典型湖泊的富营养化问题进行了研究^[2]。

湖泊生态系统是一个动态系统,其环境因子、物种组成、生态结构总是不停地随着时间发生变化。在湖泊生态动力学模型中,湖泊生态系统的变化应表现为模型参数的可变性。但是,以往的湖泊生态动力学模型都是把浮游植物的最大生长率等重要的模型参数取为常数,这便无法考虑湖泊生态系统的变化,进而造成模拟和预测上的误差,并使模型难以考虑湖泊生态系统的特性。本文通过热力学概念烱在湖泊生态动力学模型中的引入,把达尔文理论按热力学术语重新表述后作为模型的一个生态约束条件,应用烱控制下的参数组合模拟程序来实现模型参数随时间的变化,并通过变化的参数和烱值来反映湖泊生态系统的变化。

1 烱(Exergy)

达尔文“适者生存”的理论表明:生存意味着生物量的维持,生长意味着生物量的增加^[3]。湖泊生态系统中生物量的形成要消耗能量。因此,拥有大量生物的湖泊生态系统本身就具有烱,且生态系统中生物的生存和生长可通过烱进行估量,烱可理解为系统对于环境的自由能,是系统从给定状态到周围介质平衡过程可做的最大功。

· “八五”科技攻关项目(85-908-02-02)的部分内容。

收稿日期:1995-02-27;收到修改稿日期:1996-03-27。

作者简介:张永泽,男,1969年生,四川联合大学水利系在读博士生,发表有“热力学理论在湖泊富营养化研究中的应用”等论文10余篇。

Evans 等^[4]把焓(Exergy, Ex)定义为:

$$Ex = T \times I \quad (1)$$

式中, T 为环境的温度, I 为热力学信息. 如果生态系统处于热力学平衡状态, 其熵 S_{eq} 将高于非平衡状态的熵 S , 这部分熵差即为 I :

$$I = S_{eq} - S \quad (2)$$

Evans 等从(2)式进一步导出:

$$I = (U + PV - TS - \sum X_i N_i) / T \quad (3)$$

$$Ex = U + PV + TS - \sum X_i N_i \quad (4)$$

式中, U 、 V 和 S 分别为系统的内能、体积和熵; P 和 T 为系统所处环境的压力和温度; $\sum X_i N_i$ 为除压力-体积功外所有的功.

在特定的环境下, 上式可简化为人们熟知的热力学势. 如果系统所处环境仅为储热体, 则上式可变为 $Ex = U - TS$, 即海姆霍兹(Helmholtz)自由能; 如果系统所处环境为热和功的储积体, 则 $Ex = U + PV - TS$, 为吉布斯(Gibbs)势; 如果系统仅有体积 V 与周围的环境进行交换, 则 $Ex = U + PV$, 为焓.

热力学平衡的先决条件之一是熵可表达为 U 、 V 和 N_i 的形式

$$S = \frac{U}{T} + \frac{P}{T}V - \frac{1}{T} \sum X_i N_i \quad (5)$$

从(4)式和(5)式可得出热力学平衡态的焓为

$$Ex = 0 \quad (6)$$

对于仅为热、功储积体的充分混合湖泊, Ex 为吉布斯自由能. Jorgensen 和 Mejer^[5]从仅有一个独立状态变量的简单磷模型出发, 导出了具有 n 个状态变量的湖泊生态系统中焓的计算式

$$Ex = RT \sum_{i=1}^n C_i \ln \frac{C_i}{C_{i,eq}} \quad (7)$$

对于具有有机物净入流和惰性有机物出流的系统, 上式可写为:

$$Ex = RT \sum_{i=0}^n \left[C_i \ln \frac{C_i}{C_{i,eq}} - (C_i - C_{i,eq}) \right] \quad (8)$$

式中, C_i 为无机化合物的浓度, C_i 为第 i 个状态变量的浓度, $C_{i,eq}$ 为第 i 个状态变量的热力学平衡浓度, R 为气体常数, n 为状态变量的个数.

由于热力学平衡状态的焓值 $Ex = 0$, 那么 Ex 的大小可看作系统偏离热力学平衡状态的距离. 一旦生物量在系统中构成, 系统将远离平衡状态, 且有一个大于零的焓值. Ex 虽取决于环境, 但它和熵不一样, 它不是系统的状态变量, 这一特性决定了 Ex 可作为一个目标函数. 较之于其它热力学概念, 焓具有生态意义明确, 在模型中容易计算的优点.

2 焓在湖泊生态动力学模型的应用

2.1 湖泊生态动力学模型的基本微分方程

本文考虑了藻细胞中碳、氮、磷浓度(CC、NC、PC), 溶解态氮、磷浓度(NS、PS), 碎屑中氮、磷浓度(ND、PD), 底质中氮、磷浓度(NSED、PSED), 藻类生物量(PHYT)和浮游动物生物量(ZOO)等 11 个状态变量, 其相应的微分状态方程、符号意义及有关的速率方程和辅助方程详

见文献[1].

2.2 参数组合模拟程序

引入烟后, 达尔文理论可按热力学术语重新描述为: 生态系统的环境总是处在不停的变化之中, 系统将不停地选择那些对于维持或增加系统烟贡献最大的物种^[7]. 基于这一理论, 本文把烟作为模型参数的目标函数, 即作为湖泊生态动力学模型的一个生态约束条件, 应用如下参数组合模拟程序^[8]来实现模型参数随时间的变化, 并通过变化的参数来反映湖泊生态系统的变化.

[根据物种组成选择参数] → [选择最关键的参数 $P_1 = (P_{11}, P_{12}, \dots, P_{1m})$] →

→ [测试时间步 t_p 下的各种组合 $P_i = \left\{ \begin{matrix} P_{1i} \\ P_{1i}(1 \pm x) \end{matrix} \right. \quad i=1, 2, \dots, m$] →

→ [挑出烟最高的组合用于 $t_p \rightarrow 2t_p$, $P_2 = (P_{21}, P_{22}, \dots, P_{2m})$] → …… →

→ [测试 nt_p 步下的各种组合 $P_i = \left\{ \begin{matrix} P_{ni} \\ P_{ni}(1 \pm x) \end{matrix} \right. \quad i=1, 2, \dots, m$] →

→ [挑出烟最高的组合用于 $nt_p \rightarrow (n+1)t_p$, $P_{n+1} = (P_{n+1,1}, P_{n+1,2}, \dots, P_{n+1,m})$]

从上述程序中可看出, 如果考虑的模型参数为 n 个, 则在每一时间步长下都要进行 3^n 组参数的组合, 然后从中挑出烟最大的一组参数作为该时段的参数值, 并把相应的状态变量值作为该时段的计算值.

2.3 关键模型参数的选择

在湖泊生态系统中, 藻类是主要的初级生产者, 由于氮、磷等营养物在湖中的过量累积, 会使得藻类异常繁殖, 产生“水华”现象, 进而造成水体的富营养化. 因此, 在湖泊富营养化的研究中, 重点应是藻类的生长模拟和以其为中心的水质状况的研究.

$$d\text{PHYT}/dt = (\text{CDR} - \text{SA} - \text{GZ}/Y - Q/V) \times \text{PHYT} \quad (9)$$

式中, PHYT 为浮游植物浓度; CDR, SA 为浮游植物的生长率和沉降率; GZ 为浮游动物对浮游植物的捕食率; Y 为浮游动物的产量因子; Q 和 V 为湖泊的出流量和体积. CDR, SA 和 GZ 按下式进行计算:

$$\text{CDR} = \mu_{\max} \times F(T) \times \left(1 - \frac{\text{CC}_{\min}}{\text{CC}}\right) \times \left(1 - \frac{\text{NC}_{\min}}{\text{NC}}\right) \times \left(1 - \frac{\text{PC}_{\min}}{\text{PC}}\right) \quad (10)$$

$$\text{SA} = F(T) \times \frac{\text{SVS}}{D} \quad (11)$$

$$\text{GZ} = \mu Z_{\max} \times F(T) \times \frac{\text{CA} - 0.5}{\text{KA} + \text{CA}} \times \frac{\text{ZOO}}{\text{PHYT}} \quad (12)$$

式中, μ_{\max} 为浮游植物的最大生长率; μZ_{\max} 为浮游动物的最大生长率; $F(T)$ 为温度限制因子, $F(T)$ 、光照和辐射函数的表达式详见文献[1]; SVS 为浮游植物的沉降率; KA 为浮游动物捕食浮游植物的 Michaelis 常数; D 为湖水深度; CC、NC、PC 分别为藻细胞中磷、氮、磷的浓度, 下标“min”表示其相应的最小浓度, 其值分别为 0.15PHYT 、 0.015PHYT 和 $0.001\text{PHYT}(\text{mg/L})$.

可见, 模拟浮游植物的生长过程, 正确给出 μ_{\max} 、SVS 和 μZ_{\max} 的值非常关键. 本文把 μ_{\max} 、SVS 和 μZ_{\max} 作为重点研究参数, 应用上述烟控制下的参数组合模拟程序来实现它们随时间的变化.

3 滇池生态模拟

“七五”期间,刘玉生等^[6]在研究了滇池碳、氮、磷时空分布及藻类生长动力学、浮游动物生长动力学和营养物沉积释放的基础上,建立了滇池生态动力学模型.本文以该模型为基础,应用焯控制下的参数组合模拟程序对滇池生态系统进行模拟.

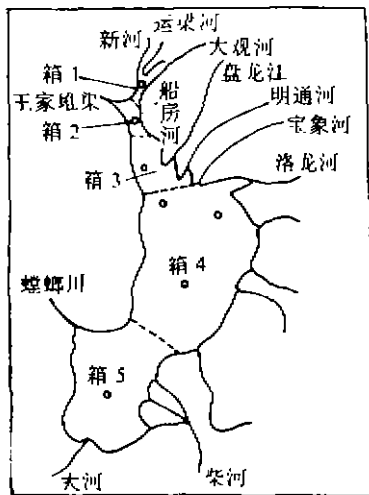


图1 滇池分箱示意图
(*为水质、生物采样点)

Fig. 1 Box-dividing of Dianchi Lake

3.1 滇池生态概况

滇池是提供昆明市生活用水、工农业用水和水产养殖等多种功能的重要水源,位于东经 $102^{\circ}36'$ — $102^{\circ}47'$,北纬 $24^{\circ}40'$ — $25^{\circ}02'$ 之间,北邻昆明市区,呈南北分布;海埂将其分为南北水域,北部称为草海(内湖),南部称为外海(外湖)(图1).滇池历年平均水位为1886.6m,水面面积 298.4km^2 ,容积 $12 \times 10^8\text{m}^3$,平均水深4.02m,为典型的浅水湖泊.

滇池海拔较高,日照时间长,水温年变差小,太阳辐射对整个滇池生态系统的影响非常大,水温也是水生生物生长的重要限制因子,滇池浮游植物中的优势藻为绿藻、硅藻和蓝藻,三个藻门共占了全湖总数的89.6%,不论在种类上还是在数量上都占绝对优势.浮游动物以轮虫和原生动物为优势.在数量上,轮虫和原生动物在内、外湖都占90%以上的比例.

3.2 滇池生态模拟

3.2.1 滇池的划分 通过对水质变量的系统聚类分析,并考虑滇池的水动力学条件、入湖河流情况以及水质功能分区的要求,将全湖分为5箱:草海2箱,外海3箱(图1).在分箱的基础上,把箱模型与改进的生态动力学模型耦合起来,建立了改进的生态动力箱模型,并分别对每一箱进行模拟.

3.2.2 生态动力学箱模型的求解 求解生态动力学箱模型,需要的数据有:各状态变量的初值;箱结构参数、生态动力学模型参数和水量平衡参数;辐射、水温及逐日的污染物输入等.

各箱状态变量一阶常微分方程的求解采用四阶龙格—库塔法,时间步长 t_p 取为24h.对于滇池生态系统,磷是浮游植物生长的主要营养物限制因子,因此本文按系统中的磷循环来计算焯,状态变量取为藻细胞中磷(PC)、溶解态磷(PS)、动物中磷(PZOO)和碎屑中磷(PD),它们在热力学平衡状态下的值分别为 10^{-50} 、 P_{in} (入流浓度)、 10^{-50} 、 10^{-10}mg/L 并取 $r=5\%$.

3.2.3 生态动力学模型参数的率定 经参数的灵敏度分析和率定,得出了模型主要参数的值(表1),符号意义详见文献[6],其中的 μ_{max} 、SVS和 μZ_{max} 仅为第一时段的价值,在以后

表1 第一箱主要的模型参数值¹⁾

Tab. 1 Values of the main model parameters of Box 1

参数	μ_{max}	μZ_{max}	RZ_{max}	MZ	SVS	KDP_{10}	KDN_{10}	UP_{max}	UN_{max}	UC_{max}	KREL
数值	2.50	0.28	0.015	0.025	0.15	0.001	0.0005	0.003	0.04	0.65	0.001

1) 除 SVS 的单位为 $\text{m}^3/24\text{h}$ 外,其余参数的单位均为 $1/24\text{h}$.

的模拟中将通过烟控制下的参数组合模拟程序实现其变化。

3.2.4 滇池生态模拟 利用所率定的模型参数及有关的输入资料,对 1988 年环境条件下浮游植物、浮游动物的生长情况和 TP 等水质指标进行了模拟,结果见图 2。图 3 为参数组合模拟程序优化的参数变化过程,图 4 为不同外负荷削减率下烟的变化过程线,限于篇幅,本文仅列举了第一箱浮游植物及 TP 的模拟情况。为了比较,本文还把模拟结果与刘玉生等^[6]的模拟结果进行了比较(图 2)。

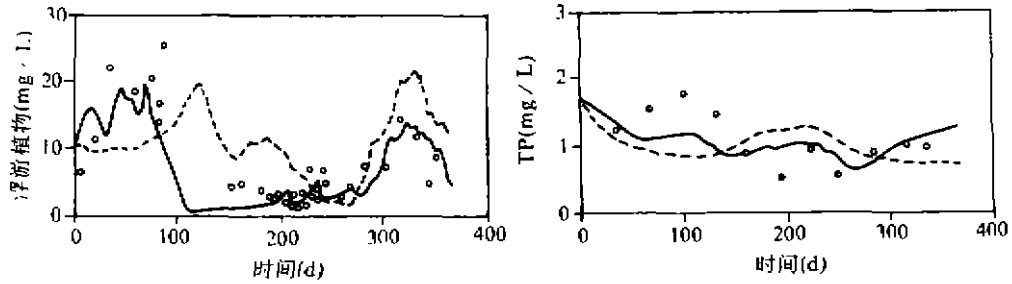


图 2 第一箱浮游植物和 TP 浓度的模拟结果

(○为实测值,-----为模型改进前的模拟值,——为模型改进后的模拟值)

Fig. 2 Simulated results of phytoplankton and TP concentrations in Box 1

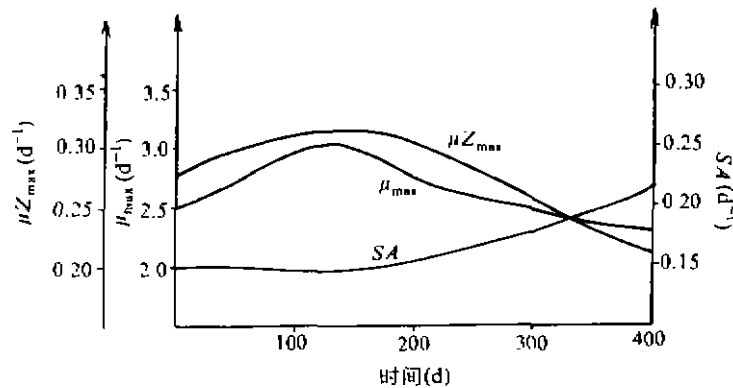


图 3 参数组合模拟程序优化的参数变化过程

Fig. 3 Optimized processes of parameters using the modelling procedure of parameter combinations

4 结果与讨论

4.1 模拟结果分析

从图 2 中模型改进前后的模拟结果可看出,改进后的湖泊生态动力学模型较之改进前的模型更能客观地模拟浮游植物的年内生长过程和 TP 等水质指标的时空分布状况,对湖泊富营化的中心过程——藻类生长变化的描述,在时间和空间上都与实际过程吻合得很好,体现了滇池藻类生长高峰的发生规律,TP 等水质指标也与实测数据拟合得较好。可见,模型的改进

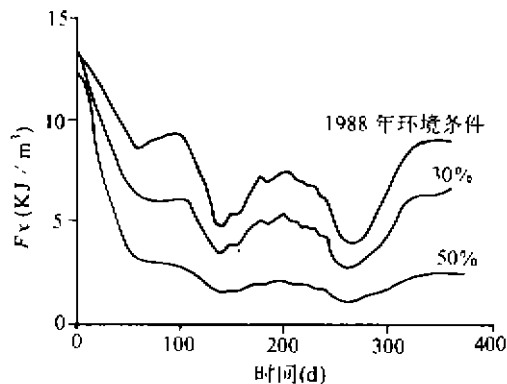


图 4 不同外负荷削减率下 Ex 的变化过程(箱 1)

Fig. 4 Varying processes of exergy at different external pollutant loads in Box1

研究是成功的。

4.2 参数变化过程分析

图 3 所示的参数变化情况与滇池生态系统中物种组成的变化是一致的。内湖的浮游植物以绿藻的单优势为突出,2—9 月,绿藻都占了较大的组成比例,由于绿藻的 μ_{max} 较大,SA 较小,故这一时期的 μ_{max} 都维持在一个比较高的数值上,并出现了 3—4 月的峰值。而 SA 则具有一个相对较低的值,10 月以后,随着水温的降低,适于在低温条件下生长的硅藻迅速生长起来,其在浮游植物中的组成比例不断增大,由于硅藻的 μ_{max} 相对较小,SA 相对较大,所以导致了浮游植物 μ_{max} 的逐渐减少和 SA 的缓慢增加。3—4 月藻类的大量生长,为浮游动物的迅速生长提供了丰富的食物条件,促成了 5—6 月以轮虫为优势的浮游动物的生长高峰, $\mu_{Z_{max}}$ 也相应出现了一个峰值。浮游动物

的迅速生长,对藻类进行大量捕食,加之藻类自身的代谢死亡,使藻类的生物量迅速降低。有些轮虫由于竞争不到食物而死亡,相反,一些竞争力强的原生动物和枝角类等浮游动物却获得了生长的机会,轮虫在浮游植物中组成比例的不断减小,使 $\mu_{Z_{max}}$ 在出现峰值后逐渐减少。

上述分析表明,应用熵控制下的参数组合模拟程序,可实现参数随时间的变化,并可通过变化的模型参数来反映湖泊生态系统的变化。

4.3 熵的变化分析

从图 4 中熵的变化过程线上可看出,熵总是随着外负荷的变化而发生变化。当外负荷减小时,熵减小,但在不同的负荷条件下,减小的幅度不一样。随着外负荷的削减,3—4 月、7—8 月和 11—12 月的熵峰不断坦化,以致外负荷削减 50% 后,高峰消失。上述现象说明,随着外负荷的削减,这些时期原负荷条件下的优势种因不适于环境的变化而衰退,更适于新出现的环境条件的物种获得了生长,可见,熵作为描述湖泊生态系统的—个指标,不仅要随着外负荷的变化而变化,还要随着生态系统中物种组成和生态结构的变化而变化。

5 结语

(1) 把热力学概念熵作为一些重要模型参数的目标函数引入湖泊生态动力学模型后,应用熵控制下的参数组合模拟程序可实现参数随时间的变化,并可通过变化的模型参数来反映湖泊生态系统中物种组成和生态结构随时间的变化。本文所作的改进,克服了以往模型刚性较强、适应性差和生态系统特性考虑少的缺陷,改进模型在滇池生态系统的模拟中获得了成功的应用。

(2) 熵虽取决于环境,但不是系统的状态变量。较之于熵等其它热力学概念,它具有生态意义明确、计算简单的优点,是湖泊生态动力学模型中—个很好的生态约束条件。

(3) 熵在湖泊生态动力学模型中的应用,本文作了初步的探讨。对于熵随着外负荷和内

部结构的变化而发生的变化, 本文仅把它作为一个整体进行分析. 事实上烟的变化应由外负荷变化引起的烟变化和内部结构变化引起的烟变化两部分组成. 总之, 许多工作都还有待于进一步的研究.

致谢 本文承蒙四川联合大学高速水力学国家重点实验室赵文谦教授审阅并提出宝贵意见, 在此表示衷心感谢.

参 考 文 献

- 1 Jorgensen S E. A eutrophication model for a lake. *Ecol Modelling*, 1976, 2: 147-165
- 2 屠清成等. 巢湖——富营养化研究. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1990
- 3 Jorgensen S E. Exergy and ecology. *Ecol Modelling*, 1992, 63: 185-214
- 4 Evans R B. *et al.* Principles of baselation. New York: Springer, 1966
- 5 Jorgensen S E and Mejer H F. Exergy as key function in ecological models. In: Mitsch W J and R W Bosserman, eds. Energy and ecological modelling. Amsterdam: Elsevier, 1982. 587-590
- 6 刘玉生等. 滇池富营养化生态动力学模型及其应用. 环境科学研究, 1991, 4(6): 1-8
- 7 Jorgensen S E and Nielsen S N. Models of structural dynamics in lakes and reservoirs. *Ecol Modelling*, 1994, 74: 39-46
- 8 Jorgensen S E. Fundamentals of ecological modelling. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier, 1994. 499

APPLICATION OF EXERGY TO THE MODELLING OF LAKE ECOSYSTEM

Zhang Yongze¹ Liu Yusheng² Zheng Binghui²

(1: Department of Hydraulic Engineering, Sichuan Union University, Chengdu 610065;

2: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012)

Abstract

Based on the thermodynamic formulation of Darwin's Theory of *Survival of the Fittest*, this paper introduces the thermodynamic concept *Exergy* into an ecodynamic model for lakes as a goal function of some important model parameters, then the ecological properties of lake ecosystem are considered extensively. The changes in model parameters with time are accomplished by using the modelling procedure of parameter combinations under exergy control, then the changes in the species composition and ecological structure of ecosystem are reflected by the varying parameters. This improvement overcomes the original ecodynamic model's defects of strong rigidity, poor adaptability and inadequate considerations of ecosystem properties. The modelled results of Dianchi Lake ecosystem have shown that the improved ecodynamic model is satisfactory and practicable.

Key Words Exergy, ecodynamic model, modelling of parameter combinations, lake ecosystem, Dianchi Lake