

文章编号: 1672-3031(2005)02-0135-08

滇池水体富营养化及控制措施评价

毛战坡, 彭文启, 王世岩, 周怀东

(中国水利水电科学研究院 水环境研究所, 北京 100083)

摘要: 本文以叶绿素、总磷、总氮、高锰酸盐指数和透明度等表征富营养化的指标作为评价因子, 综合评价和分析了滇池水体富营养化变化特征。在此基础上, 总结了过去滇池水体富营养化的防治措施, 指出滇池污染治理应围绕水污染控制、水资源开发利用和生态恢复三大问题进行环境工程治理和生态环境治理。

关键词: 滇池; 富营养化; 控制对策; 评价

中图分类号: X524

文献标识码: A

滇池是云贵高原上的重要淡水湖泊, 具有供水、渔业、航运、景观、区域气候调节等多种功能^[1]。20世纪80年代起, 滇池水质开始恶化。近10年来, 尽管实施了一系列综合治理措施, 但滇池水质恶化趋势不减, 富营养化程度加剧。因此, 有必要结合滇池水体的富营养化评价对流域污染控制措施(工程措施、非工程措施)进行回顾和总结, 为后继的修复与控制措施提供参考。

1 滇池水质评价

滇池水质评价监测断面见图1。以2000年作为代表性年份进行水质评价, 分析滇池水质的空间变化特征。水质评价指标为高锰酸盐指数(COD_{Mn})、五日生化需氧量(BOD₅)、总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)等, 评价方法采用单因子评价法, 评价标准采用地表水环境质量标准(GB3838-2002)。同时, 利用外海、草海1991~2001年的水质资料, 分析水质变化趋势, 对控制措施作一对比研究。

1.1 滇池2000年水质评价 根据《云南省水功能区划》、《滇池流域水污染“十五”计划》(2001~2005)以及《滇池流域水污染防治“十五”计划及2030年规划简本》等, 滇池水质评价采用地表水环境质量标准(GB3838-2002)中的Ⅳ类水质类别作为评价基准。

监测断面中, 白鱼口、滇池南、罗家口在非汛期、汛期、全年水质类别均为Ⅴ类, 海口在非汛期、全年水质类别为Ⅴ类, 其余断面水质评价结果均为劣Ⅴ类(表1)。评价污染物中, 劣Ⅴ类主要超标指标是COM_{Mn}、BOD₅、NH₃-N、TN、TP, 其中TN、TP是最主要的超标污染物。

滇池水质呈现出明显的空间分布规律, TP、TN、BOD₅、COD_{Mn}总体上由北向南逐渐降低, 浓度梯度明显。由于草海接受流域污染严重的河流, 水质项目浓度值远高于外海, 2000年草海的TP、TN和COD_{Mn}浓度值分别是外海的3.93、6.07和1.88倍。

1.2 滇池水质年际变化 图2为外海、草海1991~2000年的COD_{Mn}变化过程, 从图2可以看出, COD_{Mn}总体呈下降趋势, 主要原因是滇池流域在“八五”、“九五”期间实施污染控制措施, 减少流域COD_{Mn}排放所致。TP和TN总体呈增加趋势(图3, 图4), 主要是流域内修建的污水处理厂可有效地削减水体中的COD_{Mn}, 但污水处理厂对氮、磷的处理效果并不十分有效, 导致大量存留的氮、磷污染物通过排水系统进入滇池水体。

图5和图6是滇池叶绿素a(Chla)和透明度(SD)1991~2000年的年际变化过程线。滇池SD在“八五”、“九五”期间总体呈增加趋势, 其中草海由“八五”期间的0.34m增加到“九五”期间的0.45m。Chla

收稿日期: 2005-01-10

作者简介: 毛战坡(1974-), 男, 河南洛阳人, 博士, 工程师, 主要从事湖泊富营养化及河流生态研究。E-mail: maozp@iwhr.com

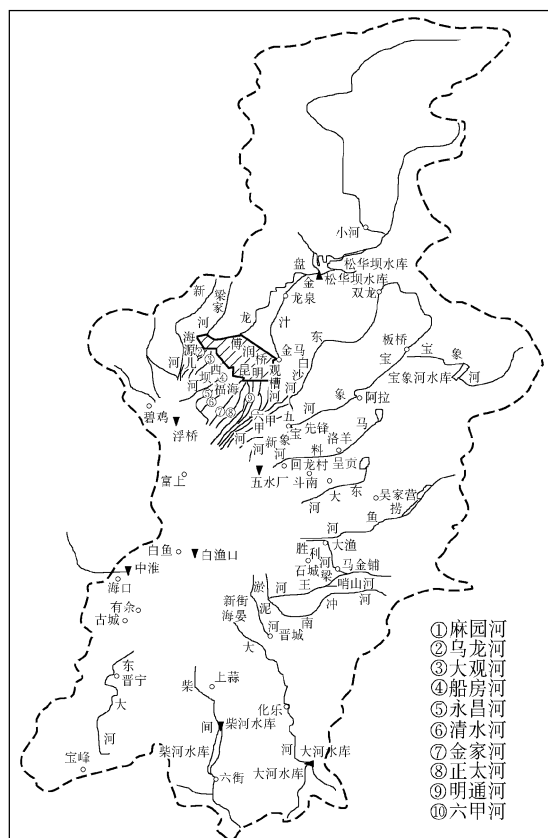


图 1 滇池水质监测断面分布

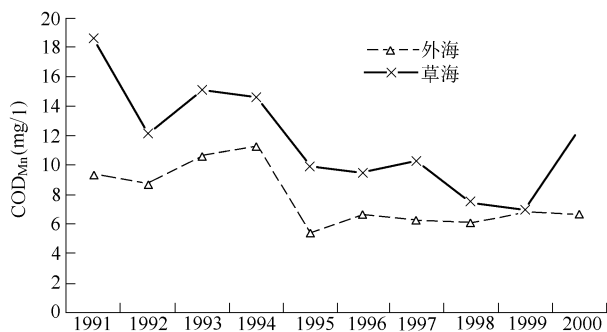


图 2 滇池高锰酸盐指数年际变化

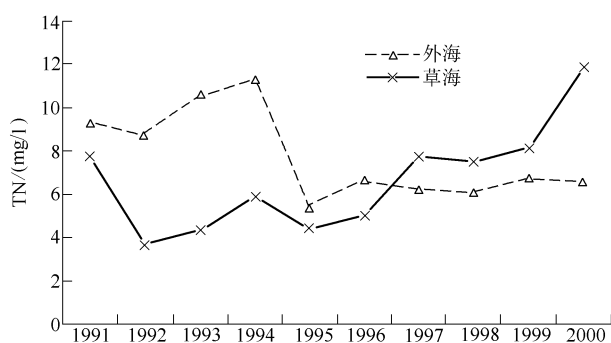


图3 滇池总氮年际变化

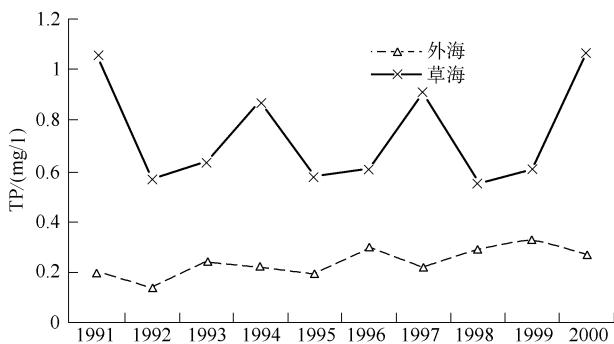


图 4 滇池总磷年际变化

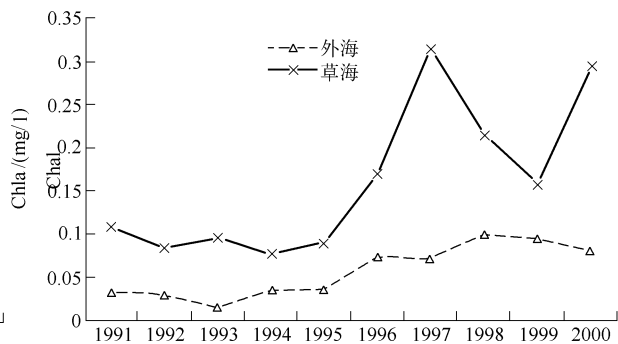


图 5 滇池叶绿素 a 年际变化

表 1 滇池 2000 年水质评价

监测点	评价时间	NH ₃ -N	COD _{Mn}	BOD ₅	TN	TP	综合水质类别
中滩	汛期	I	II	I		劣V类	劣V类
	非汛期	I	II	I		劣V类	劣V类
	全年	I	II	I		劣V类	劣V类
浮桥	汛期	IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	非汛期	IV	V	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	全年	IV	V	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
断桥	汛期		IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	非汛期	劣V类	IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	全年	劣V类	IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
草海中心	汛期		V	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	非汛期	劣V类	IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
	全年	劣V类	IV	劣V类	劣V类	劣V类	劣V类
晖湾中	汛期		IV	IV	劣V类	劣V类	劣V类
	非汛期	II	III	IV	劣V类	V	劣V类
	全年	II	III	IV	劣V类	劣V类	劣V类
白鱼口	汛期	I	IV	IV	V	V	V
	非汛期	I	III	IV	V	V	V
	全年	I	III	IV	V	V	V
观音山西	汛期		IV	V	V	劣V类	劣V类
	非汛期	II	II	V	劣V类	劣V类	劣V类
	全年	II	III	V	劣V类	劣V类	劣V类
观音山中	汛期		IV	V	劣V类	V	劣V类
	非汛期	II	III	IV	V	V	V
	全年	II	III	IV	劣V类	V	劣V类
观音山东	汛期		IV	IV	劣V类	V	劣V类
	非汛期	I	III	III	V	V	V
	全年	I	III	IV	V	V	V
海口西	汛期		IV	IV	V	劣V类	劣V类
	非汛期	II	III	IV	V	V	V
	全年	II	III	IV	V	V	V
滇池南	汛期		III	IV	V	V	V
	非汛期	II	III	IV	V	V	V
	全年	II	III	IV	V	V	V
罗家营	汛期	I	IV	IV	V	V	V
	非汛期	I	III	IV	V	V	V
	全年	I	III	IV	V	V	V

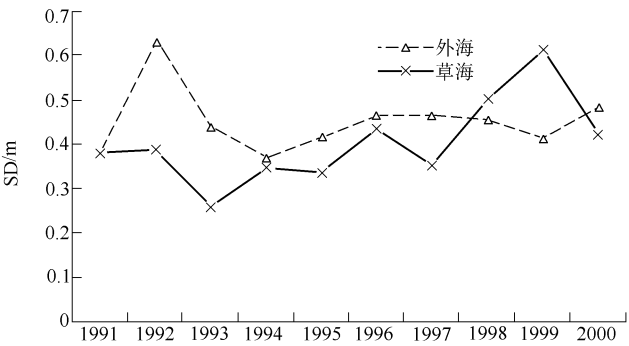


图 6 滇池透明度年际变化

在外海、草海中均呈增加趋势,其中“九五”期间浓度增加幅度大于“八五”期间,外海由“八五”期间的 0.030mg/L 增加到“九五”期间的 0.087mg/L,草海由 0.092mg/L 增加到 0.235mg/L。Chla 和 SD 是水体富营养化的主要表征因子,Chla 和 SD 的年季变化说明滇池水体富营养化趋势并没得到有效控制。

1.3 富营养化限制因子分析 鉴于湖泊水体中的氮、磷等营养元素是藻类生长的限制因子^[2], 根据外海、草海在“八五”、“九五”期间的TN、TP和Chla浓度, 得到TP、TN与Chla的相关曲线(图7、图8)。从图7、图8可见, 草海和外海具有明显的差异, 草海的TN与Chla呈线性相关, Chla浓度随着TN浓度增加而增加, 而TP与Chla浓度之间并没有明显的相关关系; 外海TP浓度与Chla浓度呈线性相关, 但TN与Chla之间没有明显的相关关系。

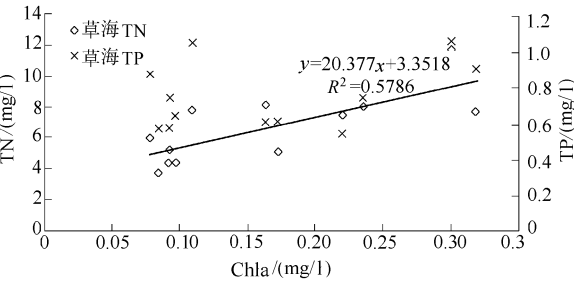


图7 “八五”、“九五”期间草海总氮、总磷与叶绿素 a 关系

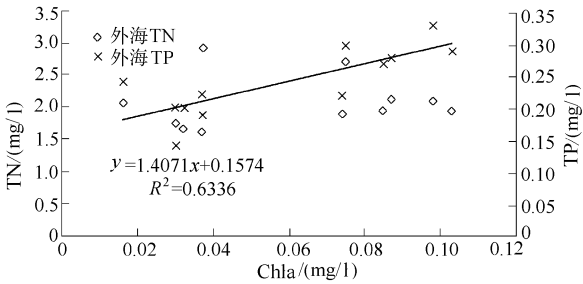


图8 “八五”、“九五”期间外海总氮、总磷与叶绿素 a 关系

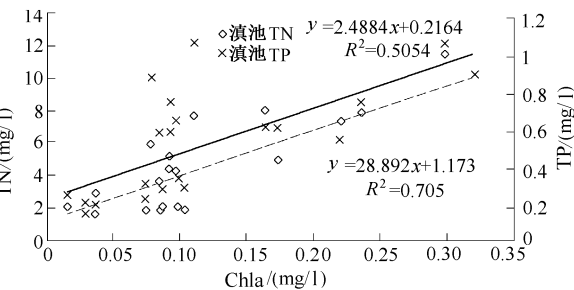


图9 “八五”、“九五”期间滇池总氮、总磷与叶绿素 a 关系

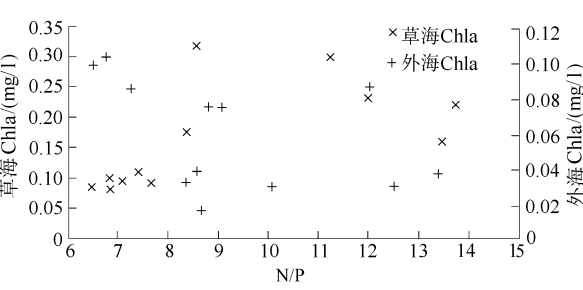


图10 “八五”、“九五”期间草海、外海 N/P 与叶绿素 a 关系

在综合考虑草海、外海水质的基础上, 滇池的TN、TP均与Chla呈线性相关, Chla浓度随着TN、TP浓度的增加而增加, 但TP浓度增加所引起的Chla增加量要高于TN(图9)。

图10为N/P(TN/TP)与Chla浓度变化趋势。从图10可见, 在N/P<9时, 水体中的Chla浓度随着N/P比值的增加而增加, 说明N是限制因子, 而当N/P>9时, 水体中的Chla浓度随着N/P比值增加而降低, 说明P是水体藻类生长的限制因子; 外海呈现出当N/P<9时, Chla浓度随N/P比值的增加而降低, 说明P是藻类生长的限制因子, 当N/P>9时, Chla浓度随着N/P比值的增加而增加, 表明氮是主要的限制因子。

图11为滇池N/P与叶绿素a关系。从图11可以看出, 在综合考虑草海、外海水质资料的基础上, 不考虑个别特殊点, Chla浓度与N/P比值呈现出逆相关, Chla浓度随着N/P比值增加而逐渐降低, 表明磷是水体中藻类生长的限制因子; 在N/P比值为10左右时, Chla浓度不再随着N/P比值的变化而变化, 此时氮、磷均不是藻类生长的限制因子。

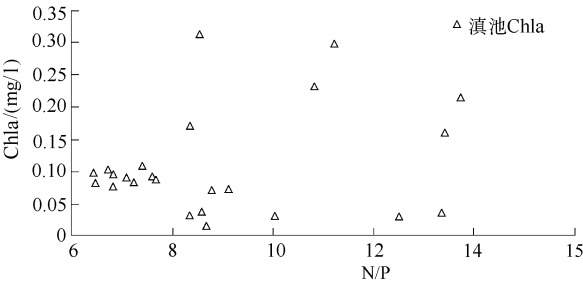


图11 “八五”、“九五”期间滇池 N/P 与叶绿素 a 关系分析

氮、磷是滇池富营养化的限制因子, SD是表征因子, 同时, 水体中TP、TN、Chla、COD_{Mn}、BOD₅之间存

在相关关系,因而有必要研究 Chla 与 TN、TP、COD_{Mn}、SD 等多因子的相关关系 (单因素方差分析表明上述因素间存在显著性差异),分析不同因素的贡献。选择 TP、TN、COD_{Mn}、BOD₅、SD、Chla 等指标,利用线性逐步回归法得到 Chla 与 TP、TN、COD_{Mn}、BOD₅、SD 的方程。

草海: $Chla = 0.01551TP + 0.1673TN - 0.02299COD_{Mn} + 0.00849BOD_5 - 0.2839SD \quad p \leq 0.03$

外海: $Chla = 0.0081TP + 0.1085TN - 0.0099COD_{Mn} + 0.01331BOD_5 - 0.209SD \quad p \leq 0.07$

滇池: $Chla = 0.016TP + 0.037TN - 0.0156COD_{Mn} + 0.0093BOD_5 - 0.0992SD \quad p \leq 0.01$

从回归方程可以看出, Chla 主要受控于水体中的 TN、TP 以及 BOD₅, 而 COD_{Mn} 和 SD 能够降低 Chla, 主要是由于氮、磷是藻类生长的限制因子, 而 BOD₅ 主要是耗氧有机物的表征 (水体中部分有机碳源), 其提供易于藻类吸收的有机碳; 水体透明度增加能够促进大型水生植物的生长, 从而抑制藻类的生长。上述结果表明, 滇池水体的富营养化控制应侧重于流域氮、磷污染, 同时也要继续控制有机污染。

2 滇池富营养化评价

富营养化的实质是营养元素在水环境中大量累积, 使水体发生一系列物理、化学和生物学的复杂变化过程。在富营养化过程中, 氮、磷等营养盐为湖泊水生生物 (特别是藻类) 的生长繁殖提供物质基础, 而藻类的大量生长又影响水环境状况。本文采用修正卡森指数作为湖泊营养化评价标准, 选择 SD、TN、TP、COD_{Mn}、BOD₅、Chla 作为评价指标^[2, 3]。

滇池草海、外海水体的富营养化评价结果见表 2。由表 2 可以看出, 草海和外海 1992~ 2000 年富营养化程度呈上升趋势, 经历了从中营养化、中- 富营养化、富营养化、重富营养化的进程。

表 2 滇池富营养化程度历年变化

区域	年份	透明度	高锰酸盐指数	总氮	总磷	叶绿素 a	总评分	营养级
草海	1992	81. 11	83. 52	100. 00	97. 33	0. 56	73	富营养化
	1993	80. 56	77. 32	86. 04	90. 22	0. 00	67	富营养化
	1994	87. 78	80. 88	89. 09	91. 26	0. 00	70	富营养化
	1995	82. 78	80. 56	95. 40	94. 67	0. 00	71	富营养化
	1996	83. 33	74. 20	89. 26	90. 37	0. 00	67	富营养化
	1997	78. 79	73. 52	92. 00	90. 81	4. 50	68	富营养化
	1998	82. 22	74. 65	100. 00	95. 26	11. 45	73	富营养化
	1999	76. 67	70. 59	100. 00	89. 93	7. 50	69	富营养化
	2000	73. 33	69. 77	100. 00	90. 81	3. 94	68	富营养化
外海	1992	81. 11	73. 14	74. 27	76. 43	0. 00	61	富营养化
	1993	73. 03	72. 33	75. 00	72. 14	0. 00	59	富营养化
	1994	78. 79	74. 43	78. 00	79. 29	0. 00	62	富营养化
	1995	81. 67	76. 10	82. 78	77. 86	0. 00	64	富营养化
	1996	79. 39	65. 11	73. 91	75. 71	0. 00	59	富营养化
	1997	77. 88	68. 94	81. 91	81. 67	0. 00	62	富营养化
	1998	77. 88	67. 49	76. 64	77. 86	0. 00	60	富营养化
	1999	78. 18	67. 14	76. 91	81. 33	0. 00	61	富营养化
	2000	79. 39	69. 00	78. 45	82. 67	0. 00	62	富营养化

3 滇池水质变化趋势分析

选用草海、外海 1992~ 2000 年间的水质数据, 采用季节性肯达尔检验判断滇池水质的变化趋势。季节性肯达尔取显著性水平 α 为 0. 10 和 0. 01, 即当 α ≤ 0. 01 时, 说明检验具有高度显著性水平; 当 0. 01 < α ≤ 0. 10 时, 说明检验是显著的。趋势分析包括 COD_{Mn}、TN、TP。草海、外海水质趋势分析结果如表 3 所示。

表 3 趋势分析

断面	项目	显著水平	浓度变化率 (mg/L·a)	趋势
草海	COD _{Mn}	< 0.01	0.999	高度显著上升
	TP	< 0.01	0.023	高度显著上升
	TN	< 0.01		高度显著上升
草海	COD _{Mn}	< 0.01	0.360	高度显著上升
	TP	< 0.01	0.011	高度显著上升
	TN	< 0.01		高度显著上升

表 3 表明,滇池在 1992~ 2000 年水体中的 COD_{Mn}、TN、TP 上升趋势明显,其中草海 COD_{Mn} 变化率为 0.999mg/(L·a),外海 COD_{Mn} 为 0.36mg/(L·a)。

4 控制措施评价

控制水体营养盐浓度是传统的富营养化防治措施,基于限制因子原理,应对外源(点源、非点源)污染采取截污、污水改道、污水除磷,对于内源性污染采取清淤挖泥、营养盐钝化、底层曝气、稀释冲刷、调节湖水氮磷比、覆盖底部沉积物及絮凝沉降等措施^[4]。根据滇池流域的污染特征,以截污为代表的外源性营养盐及污染控制,尤其是城镇生活污染源,主要通过修建污水处理厂和环湖截污管道,降低进入水体的营养含量,同时进行底泥清淤,减少内源污染负荷,降低二次污染的风险。

4.1 点源污染控制 通过 1999 年实施“零点行动”,滇池流域工业污染源基本实现达标排放,工业废水年排放量减少 56%,化学需氧量、总氮及总磷年排放量分别减少 79%、79% 及 90%^[3]。有关研究指出滇池流域工业的行业结构不合理,传统工业比较高,污染物排放强度较高,工业与环境矛盾突出。流域内工业企业能耗高,同时耗水强度及排水强度大,水资源循环利用率较低,工业严重影响流域水资源需求,进而影响水环境状况。因此,滇池流域有必要调整流域工业结构以及分布区域,减少污染物排放量,以保护滇池水环境。

流域生活污染源主要通过修建污水收集管道和污水处理厂进行控制。目前,流域内共建有 6 座污水处理厂,污水处理量为 36.5 万 m³/d,其中昆明市城区污水处理能力已达污水总量的 60%。昆明市第一、第二、第三、第四污水处理厂均达到设计处理能力,处理水量稳定,出水水质达到国家污水排放标准,使滇池(草海、外海)化学需氧量在“八五”、“九五”期间呈现出逐渐下降趋势。目前,流域污水处理有三大缺陷:部分城市污水排入河道,没有得到有效处理;污水处理厂和排污干管建设跟不上城市人口、污水排放量的增加;雨污分流是一个难题,城市面积增加使降雨径流污染日益严重。

因此,根据滇池治理要求,应同时考虑城市生活污水的资源化,缓解流域水资源短缺问题,污水处理率和处理标准必须进一步合理提高,应进一步强化污水处理厂出水的综合利用以及后续的生态处理与处置,形成污水处理厂集中处理与后续生态处理相结合的综合治理模式,同时强化污水管网的建设 and 地表径流的单独处理处置工作。

4.2 面源控制 滇池流域面源污染因区域自然特征和社会经济状况不同有较大差异,根据流域地形可分为 3 个区域:山地区、台地区和湖滨区。在山地区,由于环湖水库的修建及农田较少,暴雨径流和面源污染大都为水库接纳而不直接进入滇池,对滇池污染影响较小。台地区地处主要入湖河流的中游地段,农田面积较多,特别是顺坡耕种的坡旱地和耕作强度较大的果园,区域水土流失严重,产生的面源污染物数量最多。湖滨区农业以水稻和蔬菜为主,同时乡镇企业和村庄分布集中。因此,滇池流域面源污染物量大且来源较多,并大都以散流的方式进入滇池,对滇池造成的污染严重^[9]。

针对面源污染问题流域进行了防护林带建设工程,包括柴河—大河防护林工程、滇池南岸磷矿区防护林工程、面山防护林工程以及松花坝防护林工程等。其中造林为 430km²,封山育林 320km²,退耕还林 27km²,种树 3 800 余万棵,整个流域森林覆盖率由 1987 年的 15.5% 上升至 1999 年的 32.9%。

针对农村面源污染问题,实施了湖滨农村面源污染控制示范工程,选取斗南、乌龙、小河、渠东里等

6个示范点进行面源控制计划,总面积达到21km²。滇池流域农村面源污染控制工作已得到重视,在控制技术研究和试验上开展了大量工作,但由于工程规模和覆盖面较小,以及工程组织实施和技术存在一定的问题,对农村面源污染控制的整体宏观效果十分有限。因此,农村面源污染控制工作重点应从控制技术研究和试验示范上,转向流域管理方法和技术规范要求、专项控制工程规划和建设示范。农业生态及农业清洁生产推广等方面,中长期的工程重点转向流域大面积、全方位启动和实施农村面源污染控制工程。

4.3 底泥疏浚 在进行外源控制的同时,必须重视对湖内营养盐,即内源负荷控制。底泥疏浚可减少湖内污染源,增加湖泊容量,并可控制水生植物的生长。滇池草海一期工程疏浚底泥400万m³,疏浚前草海水体发黑且臭,水质超过《地面水环境质量标准》V类指标,高锰酸盐指数为V类指标的3.8倍,总磷为7.6倍。工程实施后,疏浚区内水体不再黑臭,水质明显好转,水体透明度由原来小于0.37m提高到0.80m。共清除总磷1700t,总氮20000t,重金属5000t,草海水质部分重要指标在局部达到III~V类水质标准。与此同时,疏浚区部分水域已有水草滋生,部分水体发现荇菜、狐尾藻、马来眼子等沉水植物,但不久以后水体水质继续恶化^[7]。

研究表明,1995~1996年间进入草海的总磷、总氮和化学需氧量约有90%以上储存于湖底,真正进入水体的微乎其微,表明草海对水质的巨大净化作用,同时说明目前草海湖底不是污染源,而是汇源,是污染物的堆积库,在这种情况下,特别是当输入水质尚未明显改善时,倘若进行疏浚底泥后,湖底很快会被新的富营养沉积层覆盖。因此,底泥疏浚并不能从根本上解决水体的富营养化。

4.4 生态恢复 滇池水污染主要是流域生态系统平衡失调造成的,对流域生态系统进行修复,增强生态系统抵抗力和恢复力,减少污染物的流失量,可减轻水体富营养化。已在草海和外海部分水域实施了水生态修复项目,其中在草海6.0km²范围内实施大型水生生物恢复,减少水体内源污染和恢复水体生态景观;实施了滇池西岸生态恢复与建设工程,沿湖公路以东的湖滨土地逐步用于恢复湿地生态系统,减少滇池西岸污染,改善生态环境。同时,在滇池西岸建设生态环境水土流失控制工程,包括大河、柴河等流域水土流失整治,松华坝等重点水源区生态保护与建设工程等。

4.5 水资源调配 滇池流域水污染与水资源关系密切,水体污染的一个主要原因就是区域水资源缺乏,使污水重复使用率不断增加,导致污染物在水体中大量累积^[8]。就湖泊富营养化控制而言,引水冲刷和稀释已成为一种较为成熟的工程技术,在国内外得到大量运用^[9]。

外流域引水的直接作用是加快滇池水体交换,缩短污染物在滇池中的滞留时间,从而降低污染物浓度指标,使水体水质得到改善。水体流动性的加强对沉积物-水体界面物质交换也有一定影响,流动性加强一方面会增加湖下层溶解氧含量,从而对底泥污染物释放产生一定抑制作用。当然,将引水工程与底泥污染控制(释放抑制、悬移质清除、底泥疏浚等)工程相结合,引水工程效益将进一步提高。外流域调水具有明显的生态、经济效应,可增加环境容量,增大湖泊可供水量,加快水体流动,增加自净能力,改善水环境。但应认识到,利用水体动力特性改善水环境虽是重要措施,但污染源治理是根本。

5 结论

滇池污染主要是由污水排放、生态环境破坏以及补给水源不足引起的。因此,滇池污染治理必须围绕水污染控制、水资源开发利用和生态恢复三个方面进行环境工程治理和生态环境治理。首先应治理城市污水,控制污染物产生量,增大污染物去除量,减少入湖污染物负荷。二是应植树造林,防止水土流失,恢复流域生态;加强垃圾管理和无害化处置,防止对环境和水体的污染。三是实施跨流域调水,使城市不再饮用受污染的滇池水,同时用余水补充滇池水体,还应依法治水和搞好环境教育和环境管理。滇池治理必须综合治理、标本兼治,应把滇池治理作为系统工程,经济、工程、法律、行政、生态等各项措施协调实施,滇池湖泊生态才能根本改观。为此,需要采用污染源治理、生态恢复和外流域引水并举的滇池治理方针。

参 考 文 献:

[1] 郭慧光, 闫自申. 滇池富营养化及面源污染问题思考[J]. 环境科学研究, 1999, 12(5) : 43- 44.
[2] 金相灿. 中国湖泊环境[M]. 北京: 海洋出版社, 1999.
[3] 刘健康. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 2000.
[4] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探[J]. 湖泊科学, 2002, 14 (3) : 193- 202.
[5] 和丽萍, 赵祥华. “九五”期间滇池流域水污染综合治理工程措施及其效益分析[J]. 云南环境科学, 2003, 22 (3) : 40- 44.
[6] 杨文龙, 杨叔华. 滇池流域非点源污染控制区划研究[J]. 湖泊科学, 1998, 10(3) : 55- 60.
[7] 龚震, 夏峰, 吴学灿编著. 滇池大型水生植物群落恢复示范工程研究[M]. 昆明: 云南科技出版社, 2003.
[8] 段泽文, 龚涛. 滇池流域水资源与水污染问题[J]. 云南环境科学, 2002, 21(3) : 24- 26.
[9] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊藻型富营养化控制- 技术、理论与运用[J]. 湖泊科学, 2002, 14(3) : 273- 282.

Assessment and control measures for the eutrophication problems
of the Dianchi Lake

MAO Zhan-po, PENG Wen-qi, WANG Shi-yan, ZHOU Hua-dong
(Dept. of Water Environment, IWHR, Beijing 100038 China)

Abstract: The authors adopted the nutrient indexes, i. e., Chlorophyll-a (Chla), total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), chemical oxygen demand (COD_{Mn}) and transparency as the evaluating factors in order to synthetically evaluate and analyze the characteristics and causes of eutrophication phenomenon of the Dianchi Lake in Kunming City. The control measures, which have been applied in the past, were summarized in detail. The three key issues of Dianchi Lake problem including water pollution, water resource scarcity and ecology degradation were discussed. The suggestions about environmental control and ecological restoration measures should be formulated based on the three aspects.

Key words: Dianchi Lake; eutrophication; control measures; assessment

(责任编辑: 王冰伟)