

巢湖烔炀河水水质空间分布特征及其改善策略

黄 维^{1,2}, 王为东^{1*}

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 中国科学院饮用水科学与技术重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 研究巢湖入湖河流烔炀河营养物质 (N、P) 和化学需氧量 (COD_{Cr}) 的空间分布特征, 采用基于主成分分析 (PCA) 构造的多指标综合评价体系表征了河流水质空间变化趋势。烔炀河各段水质受到流域人类活动和河流自净功能的双重影响。上游烔炀河段污染最重, 其 *F* 因子均值为 1.03 (范围 0.05~1.64), 主要是由烔炀镇生活污水排放、沿河固体废弃物堆积、农业面源污染等人类活动所致。烔炀河段水质相对较好, 其 *F* 因子均值为 -0.03 (范围 -0.08~0.04)。烔河、炀河汇合后的烔炀河段水质自上游至下游总体上呈现先变差、后变好的趋势, 其 *F* 因子均值为 -0.30 (范围 -0.66~0.28), 沿途农业面源污染对河水水质产生了显著影响。采用 PCA 分析对河流各项水质因子载荷大小比较后得出 N、P 是烔炀河水质的主控因子, 第一主成分氮磷营养因子解释了河流水质空间变异的约 60%。提出了烔炀河水水质改善策略, 为烔炀河生态型小流域规划与建设提供可行方案, 为巢湖水环境治理决策提供科学依据。

关键词: 营养物质; 化学需氧量; 氮磷比 (N:P); 河湖作用; 主成分分析; 综合因子评价; *F* 因子

中图分类号: X522

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X (2015)03-0429-10

Spatial distribution characteristics of water quality and strategies for quality improvement in Tongyang River of Chaohu Lake

HUANG Wei^{1,2}, WANG Weidong¹

(1. Key Laboratory of Drinking Water Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049)

Abstract: This article reported the spatial distribution characteristics of major nutrients (N, P) and chemical oxygen demand (COD_{Cr}) in Tongyang River flowing into Chaohu Lake. We adopted a comprehensive evaluation system based on principal component analysis (PCA) of multiple indices to characterize the spatial variation trend of river water quality. The water quality of three sections of Tongyang River was influenced by both human activities in the river basin and the riverine self-purification function. The upper stream of Tonghe section suffered the heaviest pollution with an average *F* factor of 1.03 (ranging from 0.05 to 1.64), which was mainly caused by the decentralized domestic sewage discharge, cluttered wastes and litters along both sides of streams, and agricultural nonpoint source pollution. Yanghe section had relatively good water quality with an average *F* factor of -0.03 (ranging from -0.08 to 0.04). Water quality in Tongyang section where Tonghe and Yanghe sections joined together showed a trend of overall improvement from upstream to downstream with an average *F* factor of -0.30 (ranging from -0.66 to 0.28). Agricultural nonpoint source pollutions along the river play a major role in worsening the water quality in Tongyang section. PCA analysis used to compare the loading of water quality indices indicated that N and P were the key controlling factors. The first principal component named as nitrogen and phosphorus nutrients factor explained about 60% of the spatial variation of river water quality. The strategy for water quality improvement of Tongyang River was proposed, which can become the scientific and practical foundation for constructing an ecological Tongyang River basin. This research provides a framework for making management decisions on water environment protection of Chaohu Lake.

收稿日期: 2014-10-29

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2014ZX07405-003) 资助。

作者简介: 黄 维, 硕士研究生。E-mail: hw664809635@126.com

* 通信作者: 王为东, 副研究员。E-mail: wdwang@ceees.ac.cn

Key words: nutrients; chemical oxygen demand; N/P ratio; interaction between river and lake; principal component analysis (PCA); evaluation based on comprehensive factor; F factor

湖泊富营养化已成为一个世界性问题,在经济快速发展的发展中国家尤为严重^[1-2]。针对湖泊的富营养化,近年来我国投入了大量人力和物力,但局部区域水污染问题依然突出,湖泊富营养化趋势未得到根本改变^[3-5]。防治湖泊富营养化,首先要对入湖营养物质的来源做出分析,然后才能控制进入湖泊营养物质的负荷量^[6-7]。河流是污染物进入湖泊主要通道,入湖河流的水质直接影响湖泊水体水质^[8]。随着湖泊水环境治理工作的不断深入,对入湖河流水质改善和河道综合治理日益引起人们的重视。国外研究和实践表明:河流尤其是源头河流污染控制是流域污染治理的真正瓶颈问题^[9]。研究表明,通过入湖河流进入巢湖的 TN、TP 分别占 TN、TP 输入量的 76.9%和 68.5%^[10],而太湖 25 条主要入湖河流 2002 年 3 月—2003 年 2 月共向湖体输入 COD_{Cr} 19.28 万 t、总磷 1769.7 t、总氮 3.03 万 t^[11-12]。目前,巢湖大部分尤其是西半湖仍然处于富营养化状态,亟需对巢湖富营养化控制开展基础性研究工作,为从根本上治理巢湖污染寻求对策^[13]。以巢湖周边入湖河流为切入点,研究其水质空间分布特征,探索入湖河流水质改善策略,对于遏制巢湖富营养化趋势,维持巢湖流域生态安全具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

巢湖位于安徽省中部,江淮丘陵之间,属长江下游左岸水系,是我国五大淡水湖泊之一。其地理位置为 E 116°24'30"~117°51'46", N 30°58'00"~32°06'28",流域面积为 13486 km²,在流域社会经济发展中起到至关重要的作用。巢湖属北亚热带湿润季风气候区,气候特征是:气候温和,雨量适中,光照充足,热量条件好,无霜期长,季风气候显著,冬寒夏热,四季分明。全湖多年平均降雨量为 1067.4 mm,由于受季风影响等,降水量年际、年内变化较大。最大年降水量 1865.9 mm (1991 年),最小年降水量 473.3 mm (1978 年),旱涝灾害频繁。季节分配不均,梅雨天气明显,历年平均梅雨期长达 24 d,梅雨量最高达 629 mm,且多为暴雨,日雨量最高达 193 mm (1984 年);主汛期 6~9 月份降水量占全年的 50%~60%,致使河湖水位陡涨,溃堤破坏,洪涝成灾。蒸发量为 957.3 mm,平均相对湿度为 75%,年均日照时数为 2110 h,年际变化不大;

年均气温 16℃,极端最高气温 39.6℃,极端最低气温 -13.2℃,全年无霜期 232~247 d。气候条件适宜粮油棉等多种农作物的生长。巢湖为半封闭型湖泊,有 33 条河流呈放射性汇入,总容量 48.1 亿 m³,最高达 52.8 亿 m³,是合肥市水源之一。近年来,随着两岸人口的急剧增长和经济的迅速发展,使得入湖污染物特别是氮、磷等营养物质迅速增加,导致水质急剧恶化,严重威胁用水安全^[14-15]。此外,巢湖流域处于特殊的地质构造部位,天然磷背景值很高^[16]。巢湖流域北部西至肥西县东部,东至巢湖市半汤 1000 多 km²,是巢湖流域磷本底较高地区^[17]。巢湖是巢湖流域 30 多条汇水河流的最终受纳水体,在特殊的地质构造和地形地势的影响下,有些汇水河流流经已经开采的磷矿区和含磷地层,导致大量的磷素随河流一起进入巢湖^[16]。

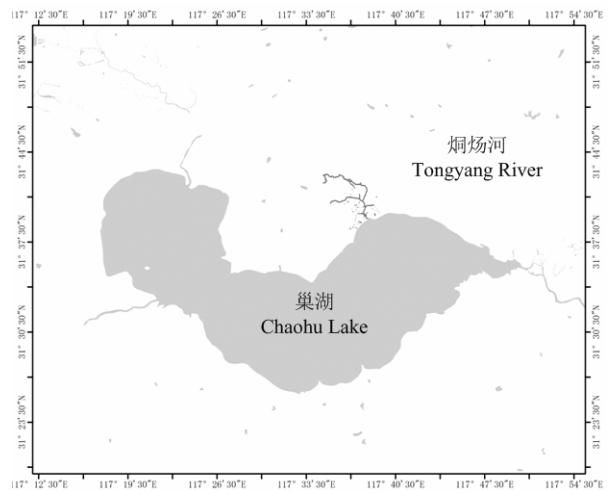


图 1 巢湖和桐杨河位置图

Figure 1 Map of Chaohu Lake and Tongyang River

桐杨河是巢湖流域入湖的一条典型中小河流(图 1)。位于巢湖北岸富磷地区、忠庙东侧,总长度约为 10 km^[18]。上游分为桐河、杨河两支,二者于桐杨镇汇合后称桐杨河,汇入巢湖前的河口段长度约 3 km。为避免表述上的混淆,在本文中特指分段时,将上游的桐河、杨河两支分别称为桐河段、杨河段,将二者汇合后的桐杨河称为桐杨河段,而当指整条桐杨河时则笼统地称为桐杨河。桐杨河流域面积 87 km²,多年平均径流量为 305 万 m³,河道宽度约为 20~30 m,平均水深 1.4 m,流经 6 个自然村,最后汇入巢湖,入湖北岸约有 300 m²的人工鱼塘。桐杨河的补给来源主要是通过含磷岩层出露

区的地表径流, 大量来自含磷岩层的流域自然本底磷(简称岩源磷)通过物理、化学和生物过程的途径流入巢湖, 特别是近几十年来由于人类对磷矿大规模开采, 导致流入巢湖流域的磷素不断增加^[16]。烱烱河河道及两岸主要土地利用现状实景照片如图 2(a)~(f)所示。河道两侧主要种植水稻、棉花、油菜等作物, 在部分河段河道中心分布有季节性菱角,

成熟季节常有渔民划船采摘。入湖河口处常年有渔民泊船于此, 渔民生活用水直接排入河口^[19]。烱烱河流域没有污染严重的工业企业, 河流污染物主要来自城镇生活污水和农业排水。烱烱河作为巢湖众多入湖河流的一条, 研究它的污染情况和水质空间分布特征及水污染控制与水生态修复策略对整个巢湖的生态整治起着积极作用。



(a) 烱烱河段河道中垃圾
Waste in water course of Tonghe section



(b) 烱烱河段水塘和村庄
Pond and village along Yanghe section



(c) 烱烱河段与烱烱河段交汇处农田和村庄
Farmland and village at the confluence area



(d) 烱烱河段河道水生植物
Hydrophytes in water course of Tongyang section



(e) 烱烱河段支流与干流交汇
Interchange of tributary and main stream



(f) 烱烱河段河口船只和人为活动
Ships and anthropogenic influence at the river mouth

图 2 烱烱河河道及两岸主要土地利用现状 (王为东摄于 2013 年 3 月)

Figure 2 Present situation of watercourses and land uses along riparian zones of Tongyang River

1.2 样品采集与分析

在洪天求研究团队对炯炆河的科研工作^[19-20]基础上,结合巢湖市规划局2012年11月对炯炆河上游、中游、下游的委托检测结果,设计了本研究。从炯河段、炆河段、炯炆河段的上游至下游沿程包括炯炆河段支流关键位置共设16个采样点(图3)。炯河段、炆河段各设3个采样点,炯炆河段(包括支流)设10个采样点。其中T1为炯河段上游的第一个点,T2为流经炯炆镇之后一点,Y1为炆河段上游的第一个点,TY8为炯炆河段与巢湖交汇处,该河口左岸有一大片芦苇湿地,右侧由于近几年开荒、放牧等原因变成了浅滩草地,TYZ1和TYZ2分别为流入炯炆河段的两条支流上的样点。其余采样点均分布在整个炯炆河的关键节点位置。河水样品采集时间为2013年2月17日,按照《水和废水监测分析方法》(第4版)的相关要求和规定进行采样。因河水较浅,采集河流表层水,主要分析指标包括总氮(TN)、氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、总磷(TP)、溶解性活性磷(SRP)和化学需氧量(COD_{Cr})。在每个采样点,利用水质采样器采集水样2000 mL,其中1000 mL采用聚乙烯塑料瓶盛满,加1:1 H_2SO_4 10 mL,使 $\text{pH}<2.0$,4 °C保存,测定 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 COD_{Cr} 和TN。另外1000 mL用聚乙烯塑料瓶盛装,4 °C保存,以测定SRP和TP。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 用双波长法测定,水样加酸后分别在220 nm和275 nm下比色。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 用靛酚蓝比色法测定,加显色剂后在625 nm波长下比色可得。SRP用钼酸盐显色法,水样加抗坏血酸和钼酸盐溶液显色后在700 nm波长下比色得到。TN、TP样品分别加碱性过硫酸钾煮沸后,按照水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SRP的测定方法进行测定^[21]。

1.3 统计分析

采用国际标准统计分析软件SAS for Windows 9.2软件(SAS Institute, Inc., Cary, NC, USA)进行数据处理和统计分析^[22-23]。若无特别说明,所有统计学显著性水平指 $\alpha=0.05$ 。在对数据平均数进行显著性检验时,由于处理的样本容量较小(如 $n=3$),无法推断它们呈正态分布,故采取直接计算其概率给出 p 值,即所谓的Fisher非参数小样本随机化检验^[24],该检验采用SAS的PROC NPAR1WAY过程完成。为同时考虑多个反应变量的相互作用和消除变量之间一定程度的相关性,采用多元统计分析(多变量分析)中的主成分分析对多变量数据进行降维,该过程采用SAS的PROC PRINCOMP过程步完成,对参与主成分分析的所有变量的数值首先进行标准

化转换处理。

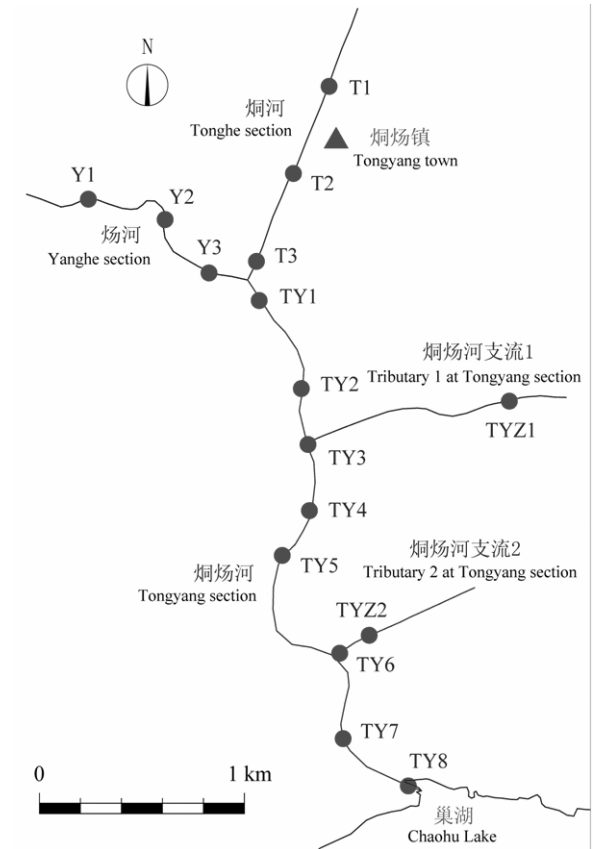


图3 炯炆河采样点分布

Figure 3 Sampling sites in Tongyang River

2 结果与分析

2.1 炯炆河营养物质空间分布特征

炯炆河营养物质表现出明显的空间分布特征(表1)。炯河段、炆河段、炯炆河段三者相比,炯河段水质最差,炆河段水质相对较好。采用小样本均值差异Fisher非参数检验的结果显示:炯河段与炆河段相比,炯河段TN、TP、SRP显著地差;炯河段与炯炆河段相比,炯河段TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 显著地差,TP、SRP极显著地差($P\leq 0.01$),炯炆河段的N:P比显著性更高;炆河段与炯炆河段相比,水质没有显著性差异。由于炯河段流经炯炆镇,炯炆镇存在大量的生活污水和部分涉水企业废水排放以及沿河堆积的固体废弃物等,致使炯河段TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP、SRP和 COD_{Cr} 浓度在T2样点发生急剧升高,与上游T1点相比分别升高了81.4%(TN)、796.3% ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、89.0% (TP)、105.7% (SRP)和17.6% (COD_{Cr})。与炯河段相比,炆河段水质相对较好,尤其是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP、SRP,炆河段平均浓度仅为炯河段的26.5%、37.1%、13.7%。然而,值得注意的是,与炆河段上游Y1点相比,经过村庄之后的炆河段中游Y2点其水质仍总体上呈变差趋

势, Y2 点 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD_{Cr} 浓度较 Y1 点分别升高了 25.4%、101.1%和 17.6%, 而 TP 和 SRP 则分别降低了 60.7%和 40.0%。在镇区和村庄的中游点位之后, 烱烱河段、烱烱河段下游方向, 由于河水自身的稀释和自净功能, 部分水质指标变好, 表现在 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SRP 均有不同程度的降低。主要是由于河流自身的净化作用去除了一部分营养物质。在烱烱河段、烱烱河段两者汇合之后不远处, 烱烱河段的水体混合, 但不难发现, 在汇合点附近的 TY1 点其水质仍由污染较重的烱烱河段水质特征主导, 特别是 TN 高达 2.802 mg/L。汇合后的烱烱河段自上游 TY1 点至下游 TY8 点, 水质整体上逐步变好(表 1)。靠近烱烱河段、烱烱河段出口的 TY1、TY2 点位水质较

差, 主要水质指标的平均浓度分别是随后 8 个点位 (TY3-TY8, TYZ1-TYZ2) 相应平均值的 1.98 倍 (TN)、16.77 倍 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、2.09 倍 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、2.39 倍 (TP)、4.70 倍 (SRP)。由此可见, 烱烱河段对烱烱河段初始部分水质的影响是具有主导性的。本研究中发现烱烱河段的支流污染较轻, 未对烱烱河水水质产生显著性影响, 这些支流在一定程度上可以成为农田径流和排水的“消纳器”。及至烱烱河段入巢湖河口处, TP 浓度轻微反弹, 笔者以为, 这可能是由于入湖河口处常年有渔民居住, 渔民生活用水以及渔船活动产物在湖水的顶托作用下影响了河口水质。

表 1 烱烱河水水质监测数据
Table 1 Water quality monitoring results of Tongyang River

河流 River	采样点 Sampling site	TN	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TP	SRP	COD_{Cr}	N:P 摩尔比 Molar ratio of N to P
烱烱河 Tong River	T1	2.201	0.271	1.280	0.154	0.105	17	31.56
烱烱河 Tong River	T2	3.993	2.429	0.924	0.291	0.216	20	30.40
烱烱河 Tong River	T3	2.745	1.640	0.232	0.298	0.133	26	20.35
烱烱河 Yang River	Y1	1.628	0.378	0.518	0.135	0.030	17	26.73
烱烱河 Yang River	Y2	2.041	0.760	0.736	0.053	0.018	20	85.24
烱烱河 Yang River	Y3	1.197	0.014	0.261	0.088	0.014	29	30.07
烱烱河 Tongyang River	TY1	2.802	0.649	1.330	0.143	0.097	11	43.47
烱烱河 Tongyang River	TY2	3.205	0.399	1.903	0.154	0.105	16	45.96
烱烱河 Tongyang River	TYZ1	0.906	0.021	0.202	0.053	0.030	14	37.82
烱烱河 Tongyang River	TY3	2.145	0.008	0.212	0.100	0.018	31	47.57
烱烱河 Tongyang River	TY4	1.563	0.063	0.518	0.072	0.038	23	47.71
烱烱河 Tongyang River	TY5	1.319	0.021	0.914	0.053	0.014	12	55.06
烱烱河 Tongyang River	TYZ2	1.431	0.048	0.884	0.045	0.018	17	70.07
烱烱河 Tongyang River	TY6	2.013	0.025	1.478	0.041	0.018	18	107.86
烱烱河 Tongyang River	TY7	1.675	0.031	1.191	0.049	0.014	13	75.51
烱烱河 Tongyang River	TY8	1.075	0.033	0.786	0.084	0.022	17	28.25

河水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的空间变化趋势在整个烱烱河不统一。在烱烱河段 TY3 点之后反而出现升高趋势(表 1), 主要是一部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在河流复氧之后通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 以及河流周围农田的硝酸盐淋溶作用从而使河水硝态氮浓度一直维持在高位^[9]。 COD_{Cr} 同样未表现出明显的空间变化规律, 它主要反映的是有机污染的污染水平, 总体水平不是很高, 对河水水质影响不大, 绝大部分点位的浓度符合国家《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中的 III 类水体标准 $\text{COD}_{\text{Cr}} \leq 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

水体 N:P 元素比是流域重要生源要素氮、磷的生物地球化学循环特征的重要指示, 该比值与流域物质输入来源和输出去向、天然岩石风化、天然水

体氧化还原平衡和沉淀溶解平衡、水生生物的生理、生化活动等自然和/或人为的物理、化学、生物过程密切相关。通常认为, 水体 N:P 物质的量比值(摩尔比)小于 10, 则水体呈氮限制状态, 大于 20, 则水体呈磷限制状态, 介于二者之间(10~20), 则水体呈氮、磷平衡状态^[25-26]。N:P 比对藻类的爆发性生长具有重要意义, 是水生浮游植物营养结构特点的重要反映^[27]。通常当 N:P 比 < 64 (文献取质量比 29) 时, 可以形成水华的蓝藻会占优势, 但当溶解性磷浓度 > 0.01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 磷浓度的降低不会导致藻类的减少^[28]。数据显示, 烱烱河 N:P 比平均值为 48.98, 范围为 20.35~107.86, 尽管各点 N:P > 20, 但烱烱河各监测站点溶解性磷浓度均 > 0.01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,

此时炯炆河水体中 N、P 含量都远远超标, 远远高于限制藻类生长的阈值, 满足藻类的生长。从炯炆河各段 N:P 比变化趋势上看, 在炆河段, 由于周围村庄生活污水输入氮、磷负荷的显著差异, 农业废水中氮素的输入远大于磷素的输入, 导致 Y2 点位的 N:P 比突然升高, 高达 85.24。炯炆河段自 TY1 至 TY6, 其 N:P 比整体上稳步攀升, 从 43.47 陡升至 107.86 (表 1)。这很可能是由于水体生物消耗大量氮磷, 生物活动对磷素消耗加剧, 加上周围农田地地表径流和附近排污泵站对河水氮素的补充, 而自然界磷素迁移速率远远低于氮素并主要以颗粒形式流失, 且迁移过程易被截留, 故氮素补充强度远远高于磷素, 因此氮磷比急剧升高。之后由于河流本身的稀释、自净以及吸收作用, 还有巢湖水对河口区河段的反向回补和交换作用, 由于巢湖 N:P 比为 18~33 (文献取质量比 8~15) 之间^[29], 因此混合之后 N:P 比从 107.86 陡降至 28.25 (表 1)。

2.2 炯炆河水质特征主成分分析

主成分分析法 (或称主分量分析, principal component analysis, 简记 PCA) 是设法将原来众多具有一定相关性的指标重新组合成一组新的相互无关的综合指标代替原来的指标, 在保证数据信息损失最小的情况下, 经线性变形和舍弃一部分信息, 以少数新的综合变量取代原来的多维变量^[30]。PCA 分析正是一种通过降维技术, 把多个变量化为少数几个互不相关的综合变量的统计分析方法, 而且这

些综合变量能够反映原始变量的绝大部分信息^[31]。最经典的做法就是采用第一个线性组合 Prin1 (即第一个综合指标) 的方差来表达, $Var(Prin1)$ 越大, 表明 Prin1 包含的信息量越多, 在评价时所占的权重也越大, 故称 Prin1 为第一主成分。如果第一主成分不足以代表原来 p 个指标的信息, 接着考虑 Prin2, 即第二个线性组合, 为了有效地反映原来的信息, Prin1 已有的信息就不需要出现在 Prin2 中。以此类推构造 Prin3、Prin4 等多个主成分, 直到累计贡献率达到 85% 以上为宜, 即认为主成分具有足够的解释率了^[32]。

主成分分析主要步骤如下:

- 1) 指标数据标准化 (SAS 软件执行);
- 2) 指标之间的相关性判定;
- 3) 确定主成分个数 k ;
- 4) 主成分 $Prin(k)$ 表达式;
- 5) 主成分 $Prin(k)$ 命名。

利用炯炆河水质实测数据 (表 1) 开展主成分分析, 选取 TN、 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、TP、SRP 和 COD_{Cr} 6 项指标, 由于 N:P 比系经由 TN 和 TP 换算而得的间接指标, 故不参与主成分分析。由主成分分析结果输出中相关矩阵的特征值 (表 2) 可以看出, 第一、二主成分的贡献率分别为 59.85%、28.12%, 且前两个主成分的累计贡献率已达 87.96%。因此, 只需要用前两个主成分就能很好地概括这一组数据。

表 2 主成分分析统计结果
Table 2 Statistical results of principal component analysis

主成分 Principal component	特征值 Eigenvalues	差值 Difference	贡献率 Proportion	累计贡献率 Cumulative
Prin1	3.5908	1.9039	0.5985	0.5985
Prin2	1.6870	1.2033	0.2812	0.8796
Prin3	0.4836	0.3392	0.0806	0.9602

表 3 炯炆河水质指标因子载荷矩阵
Table 3 Loading matrix of water quality indices

变量 Variable	特征向量 Eigenvectors	
	第一主成分 Prin1	第二主成分 Prin2
TN	0.4878	-0.1462
NH_4^+-N	0.4912	0.1056
$NO_3^- -N$	0.0980	-0.7008
TP	0.4952	0.1583
SRP	0.5118	-0.0639
COD_{Cr}	0.0634	0.6687

由最大的两个特征值对应的特征向量 (表 3) 可以写出第一、二主成分如下:

$$Prin1 = 0.4878 \times TN + 0.4912 \times NH_4^+-N + 0.0980 \times NO_3^- -N + 0.4952 \times TP + 0.5118 \times SRP + 0.0634 \times COD_{Cr}$$

$$Prin2 = -0.1462 \times TN + 0.1056 \times NH_4^+-N - 0.7008 \times NO_3^- -N + 0.1583 \times TP - 0.0639 \times SRP + 0.6687 \times COD_{Cr}$$

第一、二主成分都是经过标准化后变量 (TN、 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、TP、SRP 和 COD_{Cr}) 的线性组合, 且组合系数就是特征向量的分量。利用特征向量各分量的值可以对各主成分进行解释。第一特征值对应的第一个特征向量的第 1 (TN)、第 2 (NH_4^+-N)、第 4 (TP) 和第 5 个 (SRP) 分量值均在 0.50 附近,

且都是正值, 因此称第一主成分为氮磷营养因子, 说明烱烱河水水质主要受氮、磷营养物质的影响。根据实地调查发现, 位于烱烱河上游的烱烱镇有大量的富含氮、磷的生活污水排出, 直接影响河流的水质, 使水体氮、磷严重超标, 导致水体爆发富营养化的风险大大增加。同时河流中下游沿岸种植大片水稻、棉花和油菜等作物, 在种植过程中, 农民过度使用化肥, 化肥随农田排水或地表径流外流到河流, 进一步加大了水体爆发富营养化的可能性。第二大特征值对应的特征向量中第 3 个分量 (NO_3^- -N 的系数) 的值的绝对值较大 (-0.7008), 第 6 个分量 (COD_{Cr}) 的值较大 (0.6687) 为正值。此处 NO_3^- -N 系数为负, 笔者认为 NO_3^- -N 在此处不直接表征水体污染状况, 而是一种与氨氮转化 (如硝化作用) 以及水体溶解氧水平密切相关的相当于硝化潜势的度量。在整个烱烱河其 NO_3^- -N 范围为 0.202~1.903 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均占 TN 的 43.77% (范围 8.45%~73.42%), 绝大多数点位 NO_3^- -N 浓度超过了 NH_4^+ -N 浓度, 前者平均是后者的 16.29 倍 (范围 0.14~59.12), 在少数点位其浓度超过了 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 我们推测一定程度上反映了流域污染负荷 (如生活污水, 农业面源) 输入对河流水质的影响, 需要引起注意。 COD_{Cr} 则能够反映河流的有机污染水平, 不过在本研究中总体水平不是很高, 对河水水质未造成显著影响。通过分析, 尝试性地将第二主成分命名为硝化潜势与有机污染因子。

以第一、二主成分的得分作为坐标轴, 可以画出所有样本点的散点图 (图 4)。从图 4 中可以直观地看出, 按烱烱河水质的氮磷营养因子, 这 16 个采样点大致可以分成 4 组 (以第一主成分得分为 0、1 和 2 为分界点)。每一组包含哪几个样点由每个散点旁边的采样点编号可以得知, 更详细的信息可以从 SAS 输出结果 (限于篇幅, 未显示) 中得到: TYZ1, TY5, TYZ2, TY8, Y3, TY7, TY4, TY6, TY3, Y2, Y1 采样点为 1 组 (第一主成分得分值 < 0), 反映水质较好的采样点; T1, TY1, TY2 采样点为第 2 组 (第一主成分得分值介于 0 与 1 之间), 反映水质由较好向较差过渡的采样点; T3 采样点为第 3 组 (第一主成分得分值介于 1 与 2 之间), 反映水质较差的采样点; T2 采样点为第 4 组 (第一主成分得分值 > 2), 反映水质很差的采样点。

2.3 用主成分构造多指标综合评价体系

在多指标综合评价体系的研究中, 随着多元统计方法的推广和普及, 已有许多理论工作者和实际使用者主张采用主成分建立综合评价函数, 普遍认

为该方法优于目前任何综合评价方法^[31]。该方法的核心就是通过主成分分析, 选择 r 个主成分 y_1, y_2, \dots, y_r , 以每个主成分 y_i 的方差贡献率 a_i 作为权数来构造综合评价函数:

$$F = a_1 \hat{y}_1 + a_2 \hat{y}_2 + \dots + a_r \hat{y}_r$$

其中 \hat{y}_i ($i=1, 2, \dots, r$) 为第 i 个主成分的得分。当计算出每个样品的主成分得分后带入上式, 即可计算出每个样品的综合评价函数得分, 以这个得分的大小排队, 即可自然排列出每个样品的综合实力, 综合评价函数值越大, 综合实力越强。根据综合评价函数值排序, 可对样品的综合实力进行对比, 也可以对不同样品或同一样品的不同时期的综合实力进行横向对比和动态分析。

针对烱烱河水水质主成分分析结果, 以所选取的第一、二主成分的方差贡献率 a_1 和 a_2 作为权数, 构造综合评价模型:

$$F = a_1 \text{Prin1} + a_2 \text{Prin2}$$

$$\text{即 } F = 0.5985 \times \text{Prin1} + 0.2812 \times \text{Prin2}.$$

本模型的 F 因子可以对水质综合污染予以量化描述, 其得分越高表明污染越严重, 得分越低水质越好。由此可以对样点的污染程度进行分析^[33]。烱烱河各采样点 F 因子综合得分输出结果见图 5。

princomp Tongyang var=TN NH4 NO3 TP SRP COD

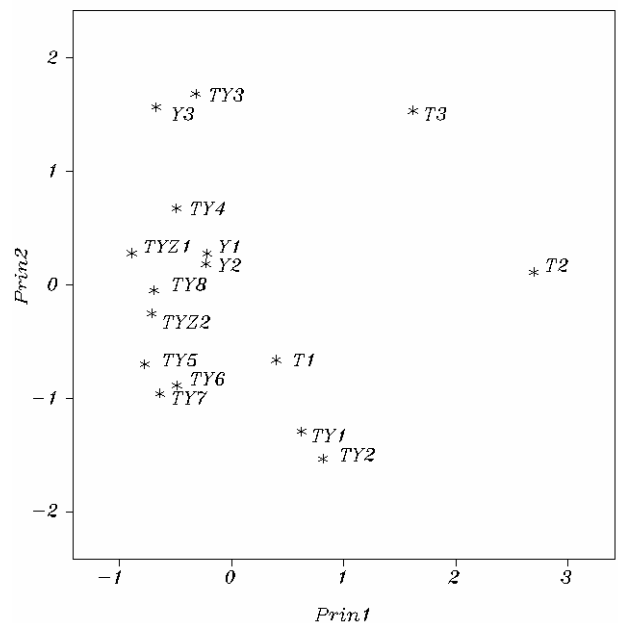


图 4 烱烱河样本点关于第一和第二主成分平面图
Figure 4 Scatter plot of the first two principal components

从中可以看出: 烱河段水质最差, 其 F 因子得分平均值为 1.03 (范围 0.05~1.64), 尤其是经过烱烱镇后中游 T2、下游 T3 点, 其 F 因子得分分别为 1.64、1.40; 烱河段整体水质相对较好, 其 F 因子

得分平均值为-0.03（范围-0.08~0.04），到了下游Y3水质轻微变差；炯炆河段整体水质最好，其F因子得分平均值为-0.30（范围-0.66~0.28），由于农业面源污染以及炯河段物质输入的影响，上游段水质有变差倾向，至TY3点F因子得分为0.28，之后水质一直较好和较为稳定，自TY3至TY7有较弱的逐渐变好的倾向，及至与巢湖交汇的河口区，因巢湖水文交换之故，水质呈现“反哺”现象，特别是TP、SRP。炯炆河段的支流污染整体较轻，两条支流的F因子得分分别为-0.45、-0.50，对炯炆河段水质未造成显著威胁。总而言之，炯炆河水质问题突出表现在炯河段，主要受炯炆镇人类活动（生活污水、农业面源、少部分涉水企业污水）带来的污染负荷输入的影响，这应该是炯炆河水环境治理和水生态修复工作的重点。

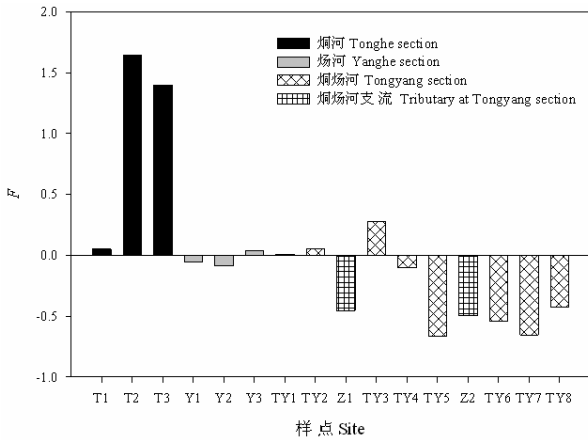


图5 综合评价模型趋势变化

Figure 5 Trend of comprehensive assessment model

需要提醒的是，本研究考察的是炯炆河非汛期水质特征，多处河段水流缓滞，上游溶解性和颗粒性污染物、固体废弃物等处于在河道中壅塞的状态，尚来不及被冲刷至中下游，但部分河段N、P等已经处于水环境容量的饱和状态。随着流域社会经济发展和人类活动增强，输入炯炆河的污染负荷量仍会呈增加趋势。可以预见，当发生降雨事件时，这些藏污纳垢之所就会成为对炯炆河中下游甚至巢湖的强有力冲击和污染负荷威胁，必须引起有关部门的重视。

3 炯炆河水污染控制和水生态修复策略

依据炯炆河小流域规划，为使炯炆河氮、磷等水质指标常年稳定达到地表水III类水质标准（ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TN $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TP $0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ），特提出炯炆河水污染控制和水生态修复策略（图

6）。该策略的总体治理思路为：针对炯炆河污染现状，依据炯炆河小流域规划及巢湖入湖水水质要求，以水质改善和水生态修复为核心，在流域污染诊断与污染负荷削减量分配基础上，建立以污染源控制、过程拦截、大型河口仿自然生态湿地拦降的小流域污染多级治理模式，为炯炆河生态型小流域规划与建设提供科学依据与可行的方案。该策略对于巢湖诸多入湖河流的综合整治具有一定指导意义。

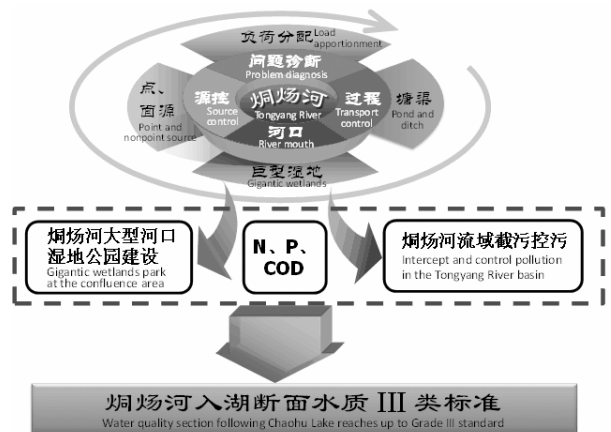


图6 炯炆河水环境质量改善综合策略

Figure 6 Comprehensive strategy for water quality improvement of Tongyang River

据前所述，干流特别是上游段是炯炆河污染的主要输入来源，炯炆镇镇区生活污水对河流水质的影响相较农业面源污染更加严重。炯炆河具有一定的自净能力，但如果不采取措施，随着该区域人口的增长和工农业的进一步发展，水质可能会持续恶化。因此提出以下建议：

(1) 在炯炆镇建立生活污水处理厂，收集城镇生活污水，经过多级处理之后再排放，削减输入炯炆河的氮、磷、COD负荷等。

(2) 对于沿河和河道中丢弃和堆积的垃圾必须清走，而且以后不允许再在河边堆放和倾倒垃圾，建立垃圾集中收集、转运和处置机制，建立县域村镇垃圾收集运转处理制度。

(3) 对于局部污染较重河段采取底泥疏浚方式进行污染治理，疏浚深度根据具体情况而定，其深度范围在30~100 cm，一般以清到生土层为宜。具体疏浚设备可以考虑采用挖泥机或疏浚船。部分河段水草过于密集的进行适当收割或移除。清除河道中间的罾网捕鱼、河道养殖等。

(4) 构建岸边带、多水塘系统和暴雨滞留塘等，形成多屏障的截污系统。按照水生植物筛选原则，筛选出适合河道氮、磷的生态截留示范工程物种，

其中芦苇和香蒲是在湿地淡水水生植物中较为常见的物种, 具有根系发达, 适应性强, 耐污、耐寒性强等特征^[34]。

(5) 对农业径流污染进行截留, 进行初步处理之后再排放, 这对于控制农业面源污染具有重要意义。

(6) 烱烱河部分河道边和河道中间的养殖池塘, 对烱烱河产生一定的污染, 必须予以取缔或改造, 实现养殖水体内循环, 尽可能采取生态化养殖方式, 减少饵料投加量, 并加强养殖水体的水质净化, 减轻养殖对烱烱河的污染负荷冲击。

(7) 规范或限制河口船舶等人为活动方式, 减轻对河口处水质的影响。

4 小结与讨论

本研究得出以下主要结论:

(1) 烱烱河水体总氮、总磷超标严重。按照地表水环境质量标准 (GB 3838-2002) 划分, TN 多数为 IV-劣 V 类, TP 多数为 IV-V 类。按照湖泊富营养化评分与分级标准, 烱烱河已处于富营养化状态。河水中营养物质指标具备生活污水和农业面源污染特征。

(2) 烱烱河 N:P 比平均值为 48.98, 范围为 20.35~107.86, 反映了流域氮素污染输入对河流水质产生了显著影响。

(3) 烱烱河各段水质比较显示: 上游烱烱河段污染最重, 其 F 因子均值为 1.03 (范围 0.05~1.64), 主要是由烱烱镇生活污水排放、沿河固体废弃物堆积、农业面源污染等人类活动所致。烱烱河段水质相对较好, 其 F 因子均值为 -0.03 (范围 -0.08~0.04)。烱烱河、烱烱河汇合后的烱烱河段水质自上游至下游总体上呈现先变差、后变好的趋势, 其 F 因子均值为 -0.30 (范围 -0.66~0.28), 沿途农业面源污染对河流水质产生了显著影响。

(4) 采用 PCA 分析对河流各项水质因子载荷大小比较后得出 N、P 是烱烱河水质的主控因子, 第一主成分氮磷营养因子、第二主成分硝化潜势与有机污染因子分别解释了河流水质空间变异的约 60%, 近 30%。

注入巢湖的诸多河流除面临防洪排涝的共性问题外, 更重要的是汇入巢湖河流水质不容乐观, 农业、农村面源污染量大, 严重污染了育江淮儿女母亲湖——巢湖, 使得巢湖富营养化日趋严重。治理好巢湖的中小河流, 是巢湖水环境治理的前提和保障, 是保障巢湖市及沿湖地区饮用水源安全的主要

措施, 同时, 对维护流域生态平衡, 实现安徽省中部区地及经济社会可持续发展具有十分重要的意义。本研究通过对巢湖烱烱河分析得出, 河流是连接湖泊陆域与水域最重要的通道, 而入湖河流域末梢的污染防治与治理尤为突出。治湖先治河, 治河先治末梢。因此, 必须对烱烱河主要源头污染 (农村污水、涉水企业污水、固体废弃物及农业面源污染等) 实施大幅度负荷减排和污染控制。

虽然已有许多湖内处理技术在应用中获得了成功, 但一般认为, 河湖内治理之前, 应削减外负荷。在能够截污或建设磷酸盐处理设施的地方, 这是很容易实现的。然而, 对许多处于城市和农村环境中的河湖, 接受因渔业、居民区扩大所产生的径流中的营养负荷以及来自农业和森林的肥料等日益增长, 因此, 削减这种来源所带来的营养物质负荷的惟一的方法, 只能是进行流域治理, 从而减少可能的径流。对流域的治理, 往往更难以进行, 而且, 也并不会对受纳河湖有很大的效果。但是, 从长远的角度来看, 这是治理河湖最合理的方法之一。

致谢: 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室单保庆研究员、张洪副研究员、水污染控制实验室刘俊新研究员对本研究技术思路给予诸多指导, 中国矿业大学 (北京) 地球科学与测绘工程学院牛燕霞硕士协助分析水样, 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室赵钰博士协助绘图, 孔学红工程师协助野外样品采集, 谨致谢忱。

参考文献:

- [1] Rast W, Holland M. Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions[J]. *Ambio*, 1988, 17(1): 2-12.
- [2] Smith V H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2003, 10(2): 126-139.
- [3] Pei H P, Wang Y. Eutrophication research of West Lake, Hangzhou, China: modeling under uncertainty[J]. *Water Research*, 2003, 37(2): 416-428.
- [4] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake[J]. *Science*, 2007, 317(5842): 1166.
- [5] Jin X C, Xu Q J, Huang C Z. Current status and future tendency of lake eutrophication in China[J]. *Science in China Series C: Life Sciences*, 2005, 48(2): 948-954.
- [6] Marsden M W. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release[J]. *Freshwater Biology*, 1989, 21(2): 139-162.
- [7] Johnes P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling ap-

- proach [J]. *Journal of Hydrology*, 1996, 183(3/4): 323-349.
- [8] Dodds W K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(1): 671-680.
- [9] Peterson B J, Wollheim W M, Mulholland P J, et al. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams[J]. *Science*, 2001, 86(5514): 86-90.
- [10] 安徽省规划编制领导小组. 巢湖流域综合防治规划(2001-2015)[R]. 2001.
- [11] 逢勇, 颜润润, 李一平, 等. 内外源共同作用对太湖营养盐贡献量研究[J]. *水利学报*, 2008, 39(9): 1051-1059.
- [12] 王书航, 姜霞, 金相灿, 等. 巢湖入湖河流分类及污染特征分析[J]. *环境科学*, 2011, 32(10): 2834-2839.
- [13] 殷福才, 张之源. 巢湖富营养化研究进展[J]. *湖泊科学*, 2003, 15(4): 377-384.
- [14] Jiang Y J, He W, Liu W X, et al. The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu) [J]. *Ecological Indicators*, 2014, 40: 58-67.
- [15] Shang G P, Shang J C. Causes and control countermeasures of eutrophication in Chaohu Lake, China[J]. *Chinese Geographical Science*, 2005, 15(4): 348-354.
- [16] 范成新, 汪家权, 羊向东, 等. 巢湖磷本底影响及其控制[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012: 1-17.
- [17] 屠清瑛, 顾丁锡, 尹澄清, 等. 巢湖富营养化研究[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1990.
- [18] 孙爱华, 陈玺, 曹秀云. 巢湖富磷地质区沉积物磷的生物可利用性[J]. *水生态学杂志*, 2012, 33(4): 26-31.
- [19] 廖荣明, 洪天求, 李如忠. 巢湖烔炀河水体氮磷营养物变化特征及成因分析[J]. *合肥工业大学学报: 自然科学版*, 2010, 33(10): 1553-1557.
- [20] 管佳佳, 洪天求, 贾志海, 等. 巢湖烔炀河水质评价及主成分分析[J]. *安徽建筑工业学院学报: 自然科学版*, 2008, 16(3): 89-93.
- [21] 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [22] Friendly M. SAS system for statistical graphics[M]. SAS Institute Inc, Cary, NC, USA, 1991.
- [23] Friendly M. Visualizing categorical data[M]. SAS Institute Inc, Cary, NC, USA, 2000.
- [24] 唐启义. DPS 数据处理系统——实验设计、统计分析 & 数据挖掘[M]. 2版. 北京: 科学出版社, 2010.
- [25] Klausmeier C A, Litchman E, Daufresne T, et al. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton [J]. *Nature*, 2004, 429(6988): 171-174.
- [26] Redfield A C. The biological control of chemical factors in the environment [J]. *American Scientist*, 1958, 46(3): 205-222.
- [27] 李哲, 郭劲松, 方芳, 等. 三峡水库小江回水区不同 TN/TP 水平下氮素形态分布和循环特点[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(4): 509-517.
- [28] 孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考[J]. *生态学报*, 2005, 25(3): 589-595.
- [29] 吴朝. 巢湖西半湖富营养化影响因子定量分析[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2009: 17-22.
- [30] 祁洪全. 综合评价的多元统计分析方法[D]. 长沙: 湖南大学, 2001: 25-38.
- [31] 唐燕琼. SAS 统计分析教程[M]. 北京: 中国农业出版社, 2006: 249-260.
- [32] 范文宏. 运用主成分分析法评价北京市代表河流的水质与毒性状况[J]. *生态毒理学报*, 2007, 1(2): 69-76.
- [33] 伊元荣, 海米提·伊米提, 王涛, 等. 主成分分析在城市河流水质评价中的应用[J]. *干旱区研究*, 2008, 25(4): 497-501.
- [34] Gopal B, Goel U. Competition and allelopathy in aquatic-plant communities[J]. *Botany Review*, 1993, 59(3): 155-210.