

调水引流工程生态与环境效应研究进展

吕学研^{1,2}, 吴时强^{1,3}, 张咏², 戴江玉^{1,3}, 李娣²

(1. 河海大学 水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098;

2. 江苏省环境监测中心, 江苏 南京 210036; 3. 南京水利科学研究院, 江苏 南京 210029)

摘要: 调水引流工程不仅是水资源空间再分配的有效措施,也是生态环境的有效修复手段。本文在调水引流工程生态修复和环境整治等研究成果评述的基础上,回顾性分析了调水引流工程的生态与环境效应及其潜在影响;阐明了调水引流工程改善水环境的作用机理包括:引入清水的稀释作用;对水动力条件的直接改善,从而间接提高水体的自净能力。最后,指出水源的限制、工程建设和运行费用、水质改善的非长期性、下游水体污染负荷的增加以及抑制藻类水华的机制尚不完全清楚等是目前调水引流工程应用的制约因素和面临的问题。

关键词: 调水引流; 生态效应; 环境效应; 生态修复; 环境整治

中图分类号: TV68

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2015)04-0038-08

Progress of ecology and environment effect of water diversion project

Lǚ Xueyan^{1,2}, WU Shiqiang^{1,3}, ZHANG Yong², DAI Jiangyu^{1,3}, LI Di²

(1. State Key Laboratory of Hydrology – water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University,

Nanjing 210098, China; 2. Jiangsu Environmental Monitoring Center, Nanjing 210036, China;

3. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China)

Abstract: Water diversion is not only an effective measure for the redistribution of water resources, but also an effective restoration means of ecology environment. On the basis of evaluation on research result of ecology restoration and environment renovation of water diversion project. This paper reviewed the effects of ecology and environment of water diversion project and its potential impact; it also elucidated the environment improvement mechanism of water diversion project which included dilution role and direct improvement of hydraulic conditions so as to indirectly enhance the self purification of water body. Finally, the current limiting factors for application of water diversion project and problems are limitation of water sources, costs for projects construction and operation, non long-term of water quality improvement, potential increase of pollution loading in lower reaches and unclear inhibition mechanism for algae bloom.

Key words: water diversion project; ecology effect; environment effect; ecology restoration; environment renovation

水是生物生存与发展必需的物质基础之一,其重要性不仅在于它是很多生物体的主要组成成分,还在于它也是生物赖以生存的生态系统的重要组成部分。对于水资源空间分布不均衡的国家或地区,调水引流工程已成为水资源再分配的有效措施和途径之一。

世界上调水引流工程的先例可以追溯到公元前

2400 年的尼罗河引水灌溉工程^[1],该工程有效促进了古埃及文明的发展与繁荣。我国公元前 486 年修建的邗沟工程,成功地将长江水引入淮河水系;公元前 256 年修建的都江堰引水工程,确保了成都平原的农业生产,使其成为旱涝保收的“天府之国”;公元前 219 年建成的灵渠工程(沟通了长江水系和珠江水系),虽然建设的初衷是服务于军事目的,但是

收稿日期: 2015-04-24; 修回日期: 2015-05-15

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2012ZX07506-003); 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室开放基金(2014491411); 水利部公益性行业科研专项经费项目(201301041); 国家自然科学基金项目(51309156, 51479120); 江苏省自然科学基金(BK20141075)

作者简介: 吕学研(1984-),男,江苏宿迁人,博士,工程师,主要从事水污染控制及环境与生态水力学研究。

对于沿渠两岸的农业发展也起到了非常大的促进作用。公元1293年全线贯通的京杭大运河成功沟通了海河-黄河-淮河-长江-钱塘江五大水系,为沿线漕运及农业发展提供了基础支撑,并为后来苏北地区“江水北调”以及现在的“南水北调”东线工程奠定了良好的基础。

进入20世纪,由于人口和社会需求急速增加,以美国、前苏联、澳大利亚、巴基斯坦、印度及中国等为代表的国家,都通过跨流(区)域的调水来重新分配水资源,以缓解缺水地区经济发展的用水需求,促进社会经济发展,满足社会需求^[2-7]。随着生态与环境问题的日益凸显,调水引流工程对受水资源(包含水量和水质两个方面)制约地区的生态与环境效应也逐渐受到关注。本文以国内外调水引流工程的研究资料为基础,分析其在生态与环境方面的效应,剖析调水引流工程改善水环境的作用机制,就目前制约调水引流工程应用的因子和存在的问题进行了总结。

1 调水引流生态效应研究进展

1.1 调水引流修复受损生态系统

密西西比河是路易斯安那州滨海湿地的主要水源,受河流沿线大量工程影响,河口来水日益减少,滨海湿地的生存环境受到破坏,其生态功能也逐渐衰退。为了遏制湿地的退化速度并逐步恢复其生态功能,路易斯安那州政府实施了密西西比河引水工程^[8]。在引水的同时,为了维持河口三角洲或河口湿地的稳定性,还配套了相应的引沙工程^[9-10]。调水调沙工程的实施,有效延缓了河口湿地消失的速度。

密西西比河两侧建造的拦洪堤隔断了沿岸湿地与河流横向上的水力联系,造成河流沿线大量湿地严重退化。为了遏制湿地的这种退化趋势,路易斯安那州制定了以河水与工业冷却水为水源的引水计划,以人工模拟密西西比河的洪泛事件,为湿地的生存与恢复提供必需的营养物质和泥沙^[11]。

国内2000年开始的引孔雀河(Peacock River)水恢复塔里木河(Tarim River)湿生生态系统引水工程,显著提高了受水区的地下水位,对河岸两侧1.05 km范围内的地下水都起到了补给作用。该工程显著改善了区域原有退化的湿生生态环境,湿生植物的组成、种类、分布与生长环境均得到改善^[12]。同年开展的黑河调水工程,使已经干涸10年之久的东居延海在2002-2004年连续3 a进水,一定程度上

抑制了该生态系统的退化速度^[13]。额济纳绿洲的植被覆盖度,也在调水工程实施后增加,并逐渐向高层次的植被覆盖态势发展^[14]。

1.2 调水引流对生态系统的潜在影响研究

调水引流工程的水资源再分配涉及水量和水质两个方面,在实施以水量补给为主要目的的调水工程时,需要关注水质变化对生态系统的潜在影响。作为调水引流修复受损生态环境的典范,研究人员针对密西西比河沿线调水工程水质变化的潜在影响开展了大量研究。Lane等^[15]在研究了调水对密西西比三角洲河口水温、盐度、悬浮物(SS)和叶绿素a(Chl-a)的影响后指出,调水对河口的水温不会造成显著影响,但是对盐度和SS的影响较大;Rozas等^[16]通过野外试验证实,调水导致受水区水体的盐度降低,并造成对虾可获得的食物减少,最终导致不同种类对虾的生长率均下降;Piazz等^[17]认为密西西比河排水对河口地区的浮游动物群落在空间和时间分布上都产生了显著的影响;Hyfield等^[18]分析后指出,密西西比河调水作为河口三角洲硝酸盐氮(NO_3^- -N)和TN的最大来源,有效地补充了河口地区的营养物质。但是,由于滨海湿地的净化作用,水体的营养盐结构发生了显著变化^[19],调水并不会造成Maurepas湖持续的藻类暴发^[20],相反,河口水体的Chl-a与调水量呈负相关关系^[15]。受水体空间分布影响,湿地对营养盐的去除效果差异较大,虽然湿地系统可以有效去除调水中的 NO_3^- -N,但是为了使调水不至于引起某些河口水体发生富营养化,仍需要控制进入湿地的调水流量^[21]。

相对而言,调水工程对水源区的影响主要体现在水量方面。Pearlstone等^[22]认为受水电站调水影响,南卡罗莱州某洪泛区内97%的洼地森林会因水文情势的改变而消失。徐少军等^[23]认为“南水北调”中线工程和“引汉济渭”工程的实施,降低了汉江30%的水环境容量,导致汉江中下游水位和水温降低,水生生物的生存环境受到破坏,天然鱼类资源量减少,地下水水位降低,水质下降,江滩、洲滩湿地面积减少,出现的大片裸露沙滩将形成新的沙化危害。高永年等^[24]的研究结果表明,“南水北调”对汉江中下游水质、土壤底质和水生生物等的影响幅度上限均超过-40%,相对调水前,生态环境处于强烈或明显的负影响状态。因此,有学者认为调水工程是导致汉江中下游发生富营养化的主要诱因之一^[25-26],有关部门不得不从长江引调清水,修复汉江受损的生态环境^[27]。

2 调水引流改善区域水环境

2.1 调水引流改善区域水环境实践

日本是最早利用水资源调度改善水环境的国家。1964 年,为改善隅田川的水质,东京政府从利根川和荒川引入 $16.6 \text{ m}^3/\text{s}$ (相当于隅田川原流量的 3.5 倍)的清洁水进行冲污,水质大有改善,生化需氧量(BOD_5)等指标好转近一半^[28]。

福州是国内较早开展调水引流改善水环境的城市。通过引入闽江水,加大内河径流量,提高流速,使大部分河段水流呈单向流,污水当天排入闽江,做到一天换一次水。引水后,内河水体的复氧能力增强,消除了水体黑臭现象^[29]。镇江市利用闸控设施调引长江水冲洗内江,将污染物质和沉积物携带出内江,对内江的水环境起到了明显的改善作用^[30]。

长江下游地区及太湖流域是我国著名的“鱼米之乡”,物产丰富,素有“苏湖熟,天下足”的美誉。受地形地貌、气候等条件的影响,区域内河网密布,是典型的平原河网区。河网内水系交错纵横,河床比降小,水面平缓,水流流向在潮汐的影响下摇摆不定,流速缓慢,易形成滞流、倒流,水体自净能力差。这一区域雨量充沛,易在雨季发生洪涝灾害。为了保障防洪安全,区域内建设了大量水利工程。这些工程在发挥区域防洪作用的同时,也隔断或控制了河网水系之间的水力联系,使河道内水流不畅,降低了水体的自净能力,对水生态、水环境造成影响。伴随区域水环境问题的日益突出,地方各级政府在严格控制污染物排放、调整产业结构的同时,积极采取有效措施治理、改善或修复已受损的水环境。在众多措施中,调水引流由于其效果明显、见效快等优点而在该区域的一些城市得到广泛应用。

为了改善城区水环境,太仓市有关部门于 2004 年 4 月进行了通过浏河与杨林塘引长江水入城的调水试验,经浏河河口引水总量约为 408 万 m^3 ,经杨林塘河口引水总量约为 75.12 万 m^3 。断面水质监测资料显示,引水期间由浏河引入城区的总引水量约为 21.8 万 m^3 ;排水期间由浏河排泄的总水量约为 57.4 万 m^3 。整个引排水过程大约从城区带走 35.6 万 m^3 水量,带走了城区大量污染河水,水体得到有效交换,城区水环境得到显著改善,高锰酸盐指数(COD_{Mn})平均降低了 2.7 mg/L ,水质最佳改善断面的 COD_{Mn} 降低了 6.5 mg/L 。但是受排水水质影响,部分断面水质也出现了恶化现象^[31]。同年开展的海洋泾调水工程对常熟市城区水环境的改善也发

挥了明显的作用^[32]。

为加大杭嘉湖地区水环境治理力度,抑制杭嘉湖平原水环境的整体恶化趋势,在太湖流域管理局和浙江省防汛抗旱指挥部办公室的统一部署下,分别于 2005-02-16 - 03-06 和 2007-10-18 - 12-15 进行了两次南排调水试验^[33]。

2005 年南排调水试验结果表明,南排调水可显著改善杭嘉湖地区的河网水质。调水试验降低了劣 V 类水体断面的数量(共设置 31 个监测断面); COD_{Mn} 满足地表 III 类水体要求的断面增加了 12 个; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 劣 V 类水体监测断面减少了 4 个;TP 满足地表 III 类水体要求的断面增加了 9 个。2007 年杭嘉湖区域调水试验共开展 16 次水质、水量同步监测。根据《地面水环境质量标准 GB3838 - 2002》对 34 个河道断面的水质类别进行统计分析(表 1)表明,2007 年杭嘉湖南排调水结束后,河网干流断面的水质相比调水前有了较为明显改善。

虽然调水引流对区域水环境具有改善效果,但是其效果也并非一蹴而就。长江下游及太湖流域地区典型调水引流改善区域水环境实践效果分析(表 2)表明,如果调水引流工程不是建立在区域水系特征整体把握的基础上,其水环境的改善效果并不一定能突显出来,比如江阴市和张家港市调水引流对水环境的改善效果并未达到预期的目的,而有利于苏州河水环境改善的调水模式是在多次实践探索的基础上才获得的;研究结果也表明,常熟市河网水系特征对望虞河调水引流工程的制约较大,导致其对常熟市水环境的改善效果没有海洋泾调水引流工程显著^[32,34]。上海市苏州河与浦东新区的调水实践表明,调水引流工程的水环境效应有时候需要经过一段时间的连续运行后才能突显出来。

2.2 调水引流改善水环境机理分析

2.2.1 引入清水的稀释作用 稀释能力是影响水体纳污能力的关键因素之一。所谓稀释,是指用某种组分含量较低的水中和该组分含量较高的水,降低水中该组分浓度的过程。稀释是一个物理过程,污染物在稀释过程中不发生降解作用。

调水引流实践通常是以相对清洁的水体为供水水源,将水质较好的水引入受污染的城市河流,能快速稀释降低污染物质在水体中的相对浓度,从而增大了水体的净污比,使其稀释容量大大提高,减轻了污染物质在水体中的危害程度。相反,如果调入的水质较差,可能导致受纳水体的水质指标恶化,比如,张丹宁在分析 1988 年玄武湖的水质资料后得

出,由于引入水体的水质较差,20 世纪 60 年代实施的引下关电厂冷却水改善玄武湖水环境计划导致湖

泊水体氮、磷及 COD_{Mn}等指标大幅上升,该工程仅促进了湖体水流的交换^[39]。

表 1 2007 年杭嘉湖地区引排工程调水试验水质指标

水质指标	监测期	水质类别断面数及所占比例变化/%										
		Ⅱ 类		Ⅲ 类		Ⅳ 类		Ⅴ 类		劣 Ⅴ 类		
DO	调水前	5		14.7		4 11.8		15 44.1		10 29.4		
	调水后	7		20.6		18 52.9		7 20.6		2 5.9		
	总体变化	2 ↑		5.9		14 ↑ 41.1		8 ↓ 23.5		8 ↓ 23.5		
COD _{Mn}	调水前	3	8.8	9	26.5	22	64.7					
	调水后	6	17.7	25	73.5	3	8.8					
	总体变化	3 ↑	8.9	16 ↑	47	19 ↓	55.9					
NH ₄ ⁺ - N	调水前	3	8.8	8	23.5	8	23.5	10	29.4	5	14.7	
	调水后	9	26.5	11	32.3	9	26.5	3	8.8	2	5.9	
	总体变化	6 ↑	17.7	3 ↑	8.9	1 ↑	2.9	1 ↓	2.9	3 ↓	8.9	
TP	调水前			7	20.6	15	44.1	4	11.8	8	23.5	
	调水后	1	2.9	21	61.8	9	26.5	1	2.9	2	5.9	
	总体变化	1 ↑	2.9	14 ↑	41.2	6 ↓	17.7	3 ↓	8.9	5 ↓	14.7	

注:1、各水质类别下的前一数值为断面数,后一数值为相应断面数占断面总数的比例;2、溶解氧(DO)的Ⅱ-Ⅲ类断面数为Ⅱ、Ⅲ类断面总数;3、总体变化中的数值为调水前后各类别断面数及比例的差值,↑表示断面数增加,相应的比例也增加,↓表示断面数减少,相应的比例也降低;4、空白表示无此类别断面

表 2 长江下游及太湖流域典型地区调水引流改善水环境实践

区域	实践时间	工程实践效果
上海苏州河 ^[35]	1998-04-27 - 05-01	共 8 个潮流期,监测结果表明,苏州河中下游河段水质改善明显,调水结束时,全河水质为青黄色,基本消除黑臭。
	1998-10-21 - 25	共进行 8 个潮流期的调水试验,水文、水质同步监测的结果表明,苏州河中下游河段水质改善不明显,调水结束时,北新泾以下河段水体呈灰色,没有达到基本消除黑臭的目的。
	1999-05-26 - 06-23	经过调水,增加了河道断面流量;苏州河干流水质得到改善;找到了苏州河干流水质稳定状态的平衡点;感观上苏州河干流水体基本消除黑臭;摸索到水体不黑臭的指标范围;苏州河支流水质有所改善;掌握了主要支流排入苏州河干流的污染负荷;摸清了泵站排污的冲击负荷对苏州河水质的影响;研究了调水对黄浦江水质的影响;找到了基本消除苏州河水体黑臭的途径。
	1999-07-28 - 08-28	
上海浦东新区 ^[36]	2002-09-19 - 25	在引入 4 ~ 5 次潮水后,内河各控制点水质开始转好,河网水体得到较大改善,河道水体黑臭消除,感官效果改善明显。在引入第 5 ~ 8 次潮水时,黄家洪、白莲泾(北蔡)和川杨河(陆家渡)等,水质综合评价达到Ⅳ类,水质改善尤为显著。本次调水净排出 NH ₄ ⁺ - N 32.55t、COD _{Mn} 10.23t、COD _{Cr} 58.9t、BOD ₅ 73.46t。
	2003-09-23 - 28	在引入 3 ~ 6 潮次后,各排水口水质类别提升 1 ~ 2 个等级,水质改善明显;与调水前相比,调水后不同断面的水质变化表现出很大不同。本次调水净排出 NH ₄ ⁺ - N 40.26t、COD _{Mn} 78.20t、COD _{Cr} 252.32t、BOD ₅ 86.40t。
江阴城区 ^[37]	2005-09-19 - 23	9 月 23 日原型试验表明,通过白屈港 18h 的引长江水,对白屈港沿线的水质改善有一定效果,但是对张家港河以东一些地区以及江阴市南部地区的水质改善效果甚微。
张家港市 ^[38]	2003-08-12 - 13	总体来说引水试验对张家港河网的水质改善效果明显;开闸引水后,各测点的 COD _{Mn} 和 NH ₄ ⁺ - N 浓度明显下降;产生的回水虽使一些测点的浓度值出现暂时的大幅增加,但引水对于改善整个张家港河网的水环境仍具有积极意义。

注:COD_{Cr}为化学需氧量。

2.2.2 调水引流对水动力条件的改善 “流水不腐”生动刻画了流速对于水体生命力的重要性。这是因为,流速与水体的复氧能力息息相关。目前关于复氧系数与水体流速的经验或半经验公式(表3)表明^[40],复氧系数随断面平均流速增加而增加,与平均流速的 0.07~2.695 次方呈正比。

表3 河流复氧系数经验/半经验公式

半经验公式	经验公式
$K_2 = 8.15(US)^{0.408}H^{-0.66}$	$K_2 = 0.235U^{0.969}H^{-1.673}$
$K_2 = 8.7(US)^{0.5}H^{-1}$	$K_2 = 0.241UH^{-1.33}$
$K_2 = 0.38US$	$K_2 = 0.325U^{0.73}H^{-1.75}$
$K_2 = 1.08(1 + 0.17Fr^2)(US)^{0.375}H^{-1}$	$K_2 = 0.25U^{0.07}H^{-1.85}$
$K_2 = 1.17(1 + Fr^{0.5})UH^{-1}$	$K_2 = 0.223UH^{-1.5}$
$K_2 = 2.01U_*H^{-1}$	$K_2 = 0.512(U/H)^{0.85}$
$K_2 = 0.00102U^{2.695}H^{-3.085}S^{-0.823}$	$K_2 = 0.212U^{0.703}H^{-1.054}$
$K_2 = 1.54U^{0.423}S^{0.273}H^{-1.408}$	$K_2 = 0.0847U^{0.6}H^{-1.4}$
$K_2 = 118(U_*/U)^3(U/H)$	$K_2 = 0.262U^{0.607}H^{-1.689}$

注: K_2 为复氧系数, h^{-1} ; U 为断面平均流速, m/s ; H 为水深, m ; U_* 为摩阻流速, m/s ; S 为水力坡降; Fr 为弗洛德数。

DO 是表征水体净化能力的一个重要因子。耗氧污染物必须在足够的 DO 浓度下才能有效进行降解。水体 DO 浓度升高,有利于磷酸盐与金属离子(如 Fe^{3+})发生络合反应,促进磷酸盐向沉积物中迁移。相反,DO 浓度不足,水体向还原环境转变, Fe^{3+} 被还原成 Fe^{2+} ,导致磷化合物的溶解度升高,沉积物中的磷化合物向上覆水体迁移^[41]。在还原环境下,硫酸盐(SO_4^{2-})被还原成硫化物(S^{2-}),不仅会造成水体黑臭,还对水中生物产生生理毒害^[42-43]。

水中颗粒的沉降也与水流速度相关,流速上升,细小颗粒物不易沉降。有颗粒物存在的条件下,水体的硝化速率显著高于无颗粒水体的硝化速率;颗粒物的存在还有利于水体各种氮转化细菌的生长,有颗粒物水体各种细菌的数量显著高于无颗粒物水体细菌的数量^[44]。因此,影响水体颗粒物沉降是水动力影响水质变化的又一作用机制,而对于流速升高导致沉积物再悬浮带来的上覆水体氮、磷含量升高,可以通过底泥疏浚来有效控制。

以上分析表明,对于河网而言,调水引流改善水环境的机制,不只是增大了河网的水量、稀释了污水,更重要的是改变了河网水体的流速,使原有水体由静变动,流动由慢变快,大大提高了水体的复氧能力和自净能力,使水体中的各种污染物质得到较为迅速的降解;与此同时,调水还改变了河网水体的流向,使水体由往复流变成单向流,加速了污染物向区

域外围的迁移。

3 调水引流治理水体富营养化

水体富营养化既有生态问题的特征,又有环境问题的特征,是结合了生态与环境问题的复合难题。在湖泊、水库等水体的富营养化治理中,调水引流也被认为是一种重要而快速的控制手段得以应用。Oglebsy^[45]的研究表明,调水显著降低了 Green 湖的营养盐水平和浮游植物含量以及水体的初级生产力水平,明显改善了湖体的富营养化状况。Welch 等^[46]发现,调入低营养盐水稀释和控制污水排放后,Moses 湖的营养水平由重度富营养化转变成轻度富营养化;TP 和 Chl-a 浓度降低了 70% 以上;水体透明度也比预期增加很多。水体的交换率也得到了大幅度提升^[47]。Hu Weiping 等^[48]认为,2002 年冬春和 2003 年夏秋进行的“引江济太”调水试验均可显著降低水体的浮游植物含量和 TN 浓度,对部分水域的 DO 也有改善作用。

调水引流在降低水体营养盐水平和浮游植物含量的同时,还能改变水体的营养结构,从而改变水体浮游生物的群落结构。荷兰 Veluwe 湖的调水试验表明,调水可以降低水体 TP 的含量,从而改变湖体浮游植物的群落结构,使藻类优势种由绿藻单一优势向绿藻-硅藻复合优势转变^[49]。王小雨^[50]的研究表明,引水降低了湖泊水体的营养盐和 COD_{Cr} 浓度,浮游藻类的多样性增加,枝角类和桡足类大型浮游动物所占的比例也上升,水生态环境得到明显改善。日本 Tega 湖的藻类优势种在调水工程实施后,也由铜绿微囊藻(蓝藻)向小环藻(硅藻)转变^[51]。

然而,由于水体特性不同以及外在因素的不断变化,调水对富营养化水体的改善效果在不同水体,甚至是同一受纳水体的不同区域、同一水体的不同水质指标上也存在很大的差别。比如 Welch 等^[46]发现,调水虽然降低了 Moses 湖的 Chl-a 和 TP 浓度,但是在浅水区域,因风和鱼类的扰动造成水体比较浑浊,透明度改善效果不明显;虽然湖泊的营养状态发生了显著改变,但是藻类组成却未发生改变,春夏季水体的蓝绿藻数量仍占藻类总量的 60% 以上。Zhai 等^[52]的研究表明,“引江济太”的第一阶段(2002-2004 年),五月份和八月份对太湖生态系统的改善效果比 11 月份和 2 月份好,而第二阶段(2005-2007 年),在东太湖湖湾和东部浅水区域则出现了相反的状况。Hu Weiping 等^[48]的模拟结果也表明,调水对太湖 TP 的改善效果不显著,相反,

由于调水造成了太湖氮磷的净输入,可能会导致太湖发生更严重的蓝藻水华,调水只能作为控制水华的应急措施。Hu Liuming 等^[53]认为,调水引流对小型水体生态环境的改善作用明显,对太湖这样大的水体,水质改善效果并不令人满意。然而,吴洁等^[54]发现引水工程对小型湖泊富营养化状况的改善效果也并未达到预期,西湖引水工程运行 10 年后,仅对小南湖区域的改善效果明显,其他湖区的底栖动物群落仍为富营养型。

出现以上结果的原因可能是过分强调了水量和水流的作用。事实上,调水引流对湖泊水生态环境的改善效果,还受到调水路线、风等因素的影响。Li Yiping 等^[55]模拟“引江济太”期间太湖水龄(Water Age)的变化及分布后指出,单纯地通过望虞河调水只对贡湖湾、湖心区和东部浅水区的水质有改善效果,对污染严重的梅梁湾和竺山湾的水质没有改善效果;东南风和西北风对调水引流改善梅梁湾和东部供水区域的水质有促进作用。但是风向对蓝藻的水平分布有很大的影响^[56],因此仅以表征藻类生物量的替代指标(如 Chl-a)为考察对象,不能全面反映调水引流的效果,需要建立合理的评价指标体系。

4 结 语

调水引流恢复生态环境的最大优点是见效快。调水期间水体的水动力条件得到改善,水体的复氧量增加,有利于水体自净能力的提高,同时调水也使死水区和非主流区的污染水体得到置换。但是,该方法在实际应用中还受到以下问题的制约:

(1)水源的限制。调水引流工程需要调出区具有大量优质的水源,对于小型湖泊,水量供应上可能实现,而对于需水量较大的生态系统,水量可能成为制约工程实施的主要因子。比如,王快或西大洋水库任何一库单独向白洋淀补水都不能在平、枯水年保证稳定的供水量,只有在两库联合调节的情况下才可以在不同的保证率下实现满足白洋淀生态特征水位的补水要求^[57];Li Yiping 等^[55]认为,实现改善太湖水质的最佳引水流量为 $100 \text{ m}^3/\text{s}$,如果不是有长江充足的水源,“引江济太”工程是很难实现的。水质方面,如果水源的水质较差,可能造成受水区的水质恶化与污染物累积。

(2)调水工程的建设,需要投入大量费用,且运行费用也不容乐观。

(3)水质改善效果的持续性不佳。虽然调水期间水质的改善效果较为明显,但是一旦调水停止,水

质又重新恶化。在经济和工程条件允许的情况下,通过工程调度,保证河流水体具备长期的、稳定的、单一流向的流速,对于减缓平原河网区水环境的恶化有积极的意义。

(4)增加下游水体的负荷压力。调水的冲刷作用可能将部分污染物带入下游水体,造成下游水体的污染负荷增加,甚至水质恶化。

(5)调水引流改善水体富营养化的机制尚不完全清晰。藻类水华是温度、营养盐浓度和结构、水动力条件以及气象条件等复合因素共同作用的结果。调水引流工程能够改变水体的营养盐浓度和结构以及水动力条件,目前针对营养盐浓度和结构以及水动力条件影响藻类生长的研究均局限在室内试验或单纯地关注营养盐浓度、营养盐结构或水动力条件的变化,导致试验结果的普适性较低,甚至出现结论相悖的情形,难以形成调水引流抑制藻类水华的统一机制。

参考文献:

- [1] 沈佩君,邵东国,郭元裕.国内外跨流域调水工程建设的现状与前景[J].武汉水利电力大学学报,1995,28(5):463-469.
- [2] 杨立信,刘国纬.国外调水工程[M].北京:中国水利水电出版社,2003.
- [3] 沈洪.国外调水工程纵横谈[J].四川水利,2000,21(5):56-58.
- [4] 汪秀丽.国外流域和地区著名的调水工程[J].水利电力科技,2004,30(1):1-25.
- [5] 徐元明.国外跨流域调水工程建设与管理综述[J].人民长江,1997,28(3):11-13.
- [6] 陈卫东,黄海田.江水北调泵站调水运行费用计算方法初探[J].中国农村水利水电,2005(3):112-114.
- [7] 司春棣.引水工程安全保障体系研究[D].天津:天津大学,2007.
- [8] Allison Mead A, Meselhe Ehab A. The use of large water and sediment diversions in the lower Mississippi River (Louisiana) for coastal restoration[J]. Journal of Hydrology, 2010, 387(3/4):346-360.
- [9] Lane Robert R, Jr John W Day, Kemp G Paul, et al. The 1994 experimental opening of the Bonnet Carre Spillway to divert Mississippi River water into Lake Pontchartrain, Louisiana[J]. Ecological Engineering, 2001,17(4):411-422.
- [10] Snedden Gregg A, Cable Jaye E, Swarzenski Christopher, et al. Sediment discharge into a subsiding Louisiana deltaic estuary through a Mississippi River diversion[J]. Estuar-

- ine, Coastal and Shelf Science, 2007 (1-2), 71:181-193.
- [11] Hyfield Emily C G, Day John, Mendelssohn Irving, et al. A feasibility analysis of discharge of non-contact, once-through industrial cooling water to forested wetlands for coastal restoration in Louisiana[J]. Ecological Engineering, 2007, 29(1):1-7.
 - [12] Chen Yaning, Pang Zhonghe, Chen Yapeng, et al. Response of riparian vegetation to water-table changes in the lower reaches of Tarim River, Xinjiang Uygur, China [J]. Hydrogeology Journal, 2008, 16(7):1371-1379.
 - [13] 赵静. 黑河流域陆地水循环模式及其对人类活动的响应研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2010.
 - [14] 白智娟. 调水后额济纳绿洲植被变化研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2008.
 - [15] Lane Robert R, Jr John W Day, Marx Brian D, et al. The effects of riverine discharge on temperature, salinity, suspended sediment and chlorophyll a in a Mississippi delta estuary measured using a flow-through system[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 74(1-2):145-154.
 - [16] Rozas Lawrence P, Minello Thomas J. Variation in penaeid shrimp growth rates along an estuarine salinity gradient: Implications for managing river diversions [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2011, 397(2):196-207.
 - [17] Piazz Bryan P, Peyre Megan K La. Nekton community response to a large-scale Mississippi River discharge: Examining spatial and temporal response to river management [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2011, 91(3):379-387.
 - [18] Hyfield Emily C G, Day John W, Cable Jaye E, et al. The impacts of re-introducing Mississippi River water on the hydrologic budget and nutrient inputs of a deltaic estuary [J]. Ecological Engineering, 2008, 32(4):347-359.
 - [19] Lane Robert R, Day John W, Justic Dubravko, et al. Changes in stoichiometric Si, N and P ratios of Mississippi River water diverted through coastal wetlands to the Gulf of Mexico[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004, 60(1):1-10.
 - [20] Lane Robert R, Mashriqui Hassan S, Kemp G Paul, et al. Potential nitrate removal from a river diversion into a Mississippi delta forested wetland[J]. Ecological Engineering, 2003, 20(3):237-249.
 - [21] DeLaune RD, Jugsujinda A, West J L, et al. A screening of the capacity of Louisiana freshwater wetlands to process nitrate in diverted Mississippi River water[J]. Ecological Engineering, 2005, 25(4):315-321.
 - [22] Pearlstine Leonard, McKellar Henry, Kitchens Wiley. Modelling the impacts of a river diversion on bottomland forest communities in the Santee River floodplain, South Carolina[J]. Wiley Kitchens Ecological Modelling, 1985, 29(1-4):283-302.
 - [23] 徐少军, 林德才, 邹朝望. 跨流域调水对汉江中下游生态环境影响及对策[J]. 人民长江, 2010, 41(11):1-4.
 - [24] 高永年, 高俊峰. 南水北调中线工程对汉江中下游流域生态环境影响的综合评价[J]. 地理科学进展, 2010, 29(11):59-64.
 - [25] 刘强, 陈进, 黄薇. 南水北调工程实施后汉江水华发生可能性研究[J]. 长江流域资源与环境, 2005, 14(1):60-65.
 - [26] 谢敏, 王新才, 管光明, 等. 汉江中下游“水华”成因分析及对策初探[J]. 人民长江, 2006, 37(8):43-45.
 - [27] 李新民, 敖荣军, 刘仁忠, 等. 南水北调中线工程与汉江流域生态环境保护[J]. 华中师范大学学报(自然科学版), 2003, 37(3):433-435.
 - [28] 汤建中, 宋韬, 江心英, 等. 城市河流污染治理的国际经验[J]. 世界地理研究, 1998, 7(2):114-119.
 - [29] 熊万永. 福州内河引水冲污工程的实践与认识[J]. 中国给水排水, 2000, 16(7):26-28.
 - [30] Xu Xirong, Tang Hongwu, Qin Wangyu. Techniques of water diversion and sediment prevention in estuary regions[C]//. Proceeding of 16th IAHR-APD Congress and 3rd Symposium of IAHR-ISHS, Hohai University, Nanjing, China, 2008.
 - [31] 张刚, 逢勇, 崔广柏. 改善太仓城区水环境原型调水实验研究及模型建立[J]. 安全与环境学报, 2006, 6(4):34-37.
 - [32] 张文佳. 海洋泾调水对常熟市平原河网区水环境影响研究[D]. 南京: 河海大学, 2009.
 - [33] 胡尧文. 杭嘉湖地区引排水工程改善水环境效果分析[D]. 杭州: 浙江大学, 2010.
 - [34] 黄娟. 平原河网典型区原型调水试验及水环境治理方案研究——以常熟市为例[D]. 南京: 河海大学, 2006.
 - [35] 陆勤. 苏州河水质现状及引清调水试验[J]. 上海农学院学报, 1999, 17(1):62-67.
 - [36] 陆勤. 浦东新区河网引清调水试验研究[J]. 水资源研究, 2004, 25(2):30-31.
 - [37] 赵小兰, 薛峰. 水利工程调水对江阴市水环境改善研究[J]. 水资源保护, 2008, 24(5):20-23+82.
 - [38] 王超, 逢勇, 崔广柏, 等. 张家港水环境调水实验研究及数学模型建立[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(5):3-4+36.
 - [39] 张丹宁. 玄武湖引水工程的环境效益分析[J]. 江苏环境科技, 1996, (1):29-31.
 - [40] 李玉梁, 廖文根. 河流的大气复氧[J]. 交通环保, 1992,

- 13(4):12–18.
- [41] Lehtoranta Jouni, Heiskanen Anna-Stiina, Pitkänen Heikki. Particulate N and P characterizing the fate of nutrients along the estuarine gradient of the River Neva (Baltic Sea) [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, 61(2): 275–287.
- [42] 董红霞. 环境废水中硫化物的电化学测定与治理[D]. 西安: 西安理工大学, 2005.
- [43] Calleja Maria Li, Marbà Núria, Duarte Carlos M. The relationship between seagrass (*Posidonia Oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediment [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, 73(3–4): 583–588.
- [44] 李素珍, 夏星辉, 张菊. 不同河流水体颗粒物对硝化过程的影响[J]. *环境化学*, 2007, 26(4): 419–424.
- [45] Oglesby Ray T. Effects of controlled nutrient dilution on a eutrophic lake [C] // *Advances in Water Pollution Research, Proceeding of the fourth International Conference held, Prague*, 1969: 747–757.
- [46] Welch E B, Barbiero R P, Bouchard D, et al. Lake trophic state change and constant algal composition following dilution and diversion [J]. *Ecological Engineering*, 1992, 1(3): 173–197.
- [47] Welch E B, Patmont C R. Lake restoration by dilution: Moses lake, Washington [J]. *Water Research*, 1980, 14(9): 1317–1325.
- [48] Hu Weiping, Zhai Shuijing, Zhu Zecong, et al. Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu [J]. *Ecological Engineering*, 2008, 34(1): 30–49.
- [49] Hosper Harry, Meyer Marie – Louise. Control of phosphorus loading and flushing as restoration methods for Lake Veluwe, The Netherlands [J]. *Hydrobiological Bulletin*, 1986, 20(1–2): 183–194.
- [50] 王小雨. 底泥疏浚和引水工程对小型浅水城市富营养化湖泊的生态效应[D]. 长春: 东北师范大学, 2008.
- [51] Amano Yoshimasa, Sakai Yusuke, Sekiya Takumi, et al. Effect of phosphorus fluctuation caused by river water dilution in eutrophic lake on competition between blue – green alga *Microcystis aeruginosa* and diatom *Cyclotella* sp. [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1666–1673.
- [52] Zhai Shuijing, Hu Weiping, Zhu Zecong. Ecological impacts of water transfers on Lake Taihu from the Yangtze River, China [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 406–420.
- [53] Hu Liuming, Hu Weiping, Zhai Shuhua, et al. Effects on water quality following water transfer in Lake Taihu, China [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 471–481.
- [54] 吴洁, 王锐, 俞剑莹, 等. 西湖引水治理后的底栖动物群落[J]. *环境污染与防治*, 1999, 21(5): 25–29.
- [55] Li Yiping, Acharya Kumud, Yu Zhongbo. Modeling impacts of Yangtze River water transfer on water ages in Lake Taihu, China [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(2): 325–334.
- [56] Wu Xiaodong, Kong Fanxiang, Chen Yuwei, et al. Horizontal distribution and transport processes of bloom – forming *Microcystis* in a large shallow lake (Taihu, China) [J]. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 2010, 40(1): 8–15.
- [57] 董娜. 白洋淀湿地生态干旱及两库联通补水分析[D]. 保定: 河北农业大学, 2009.

(上接第37页)

- [5] 洪勇, 王树林, 李来强, 等. Zn 纳米粒子/ZnO 纳米棒的光催化降解特性[J]. *上海理工大学学报*, 2010, 32(2): 159–162 + 173.
- [6] Zhou H C, Long J R, Yaghi O M. Introduction to metal-organic frameworks [J]. *Chemical Reviews*, 2012, 112(2): 673–674.
- [7] Spokoyny A M, Kim D, Sumrein A, et al. Infinite coordination polymer nano – and microparticle structures [J]. *Chemical Society Reviews*, 2009, 38(5): 1218–1227.
- [8] Li J R, Kuppler R J, Zhou H C. Selective gas adsorption and separation in metal-organic frameworks [J]. *Chemical Society Reviews*, 2009, 38(5): 1477–1504.
- [9] Farrusseng D, Aguado S, Pinel C. Metal-organic frameworks: Opportunities for catalysis [J]. *Angewandte Chemie International Edition*, 2009, 48(41): 7502–7513.
- [10] Mahata P, Madras G, Natarajan S. Novel photocatalysts for the decomposition of organic dyes based on metal-organic framework compounds [J]. *The Journal of Physical Chemistry B*, 2006, 110(28): 13759–13768.
- [11] Du Jingjing, Yuan Yupeng, Sun Jiaxin, et al. New photocatalysts based on MIL – 53 metal-organic frameworks for the decolorization of methylene blue dye [J]. *Journal of Hazardous Material*, 2011, 190(1–3): 945–951.
- [12] Schlichte K, Kratzke T, Kaskel S. Improved synthesis, thermal stability and catalytic properties of the metal-organic framework compound $\text{Cu}_3(\text{BTC})_2$ [J]. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2004, 73(1–2): 81–88.
- [13] Zhao Yue, Zhong Chongli, Liu Changjun. Enhanced CO oxidation over thermal treated Ag/Cu – BTC [J]. *Catalysis Communications*, 2013, 38(15): 74–76.