



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng



Research Environmental Engineering—Article

长江流域城市水污染治理成效的系统评估与解析

齐维晓^a, 王旭^{b,c,*}, 康瑾^d, 柏耀辉^e, 边睿^a, 薛弘涛^a, 陈丽^a, 关傲梅^e, 潘艺蓉^{b,e}, 刘会娟^a, 曲久辉^{a,e,*}

^a Center for Water and Ecology, State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

^b State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Shenzhen, Shenzhen 518055, China

^c Centre for Water Systems, College of Engineering, Mathematics and Physical Sciences, University of Exeter, Exeter EX4 4QF, UK

^d Hubei Provincial Research Institute of Environmental Science, Wuhan 430072, China

^e Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 November 2021

Revised 17 January 2022

Accepted 2 March 2022

Available online 26 April 2022

关键词

长江流域

污水服务基础设施

水质变化规律

关键影响因素

解耦

平衡

摘要

如何实现人类社会经济的可持续发展是本世纪的重大挑战之一。近几十年来,中国的经济实力大幅提升,国际影响力显著增强。然而,经济社会高速发展可能会给生态环境造成诸多不利影响,其中之一就是人类活动污水排放总量的快速增长。长江经济带作为中国高质量发展的重点区域,科学评估和揭示沿江城市群污水治理成效及影响因素至关重要。本研究核算了2007–2017年间长江流域主要污染物的浓度变化趋势,利用数据驱动型技术对影响污染物通量变化的关键因子及其贡献开展了系统解耦和量化分析,揭示了污染物排放强度的时空异质性,解析了沿江城镇污水系统发展对污染物通量削减的作用效果。研究发现,长江流域水污染治理成效总体向好,长江经济带国内生产总值和沿江人类活动污水排放强度之间的强耦合在2013年之后呈现脱钩趋势,这主要得益于城镇排水和污水厂基础设施建设的快速发展。研究提出,长江流域城镇污水治理如何实现以水载资源再生利用为导引的“绿色零碳模式”转变,对于全面改善长江流域的水环境质量具有关键作用,同时也能为区域生态环境保护与经济高质量发展提供有益启示和借鉴。

© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. 引言

如何在不进一步破坏地球环境系统完整性的前提下提升人类福祉,是人类面临的最大挑战之一[1–2]。中国在全球制造业和经济增长中发挥着至关重要的作用。然而,经济增长带来了水体污染、生物多样性丧失等许多严重的生态环境问题[3–4]。例如,日益频繁的社会经济活动导致大量污染物排放,造成了前所未有的藻华频发暴发以及

长江稀有物种的灭绝。这些问题所导致的水生生态系统退化已引起了全球关注[5–7]。

长江流域作为我国的主要经济区,亦是污水产生和排放的重点区域,近年来生活污水年排放量约占全国的35%。因此,水体中污染负荷的降低很大程度上取决于厘清与长江流域有关的污水排放状况。自我国“十五”规划以来,国家有效实施了污染物减排的相关措施[8]。通过加大对污水处理基础设施的投资和污染物排放的管控力

* Corresponding authors.

E-mail addresses: wangxu2021@hit.edu.cn (X. Wang), jhqu@mail.tsinghua.edu.cn (J. Qu).

2095-8099/© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

英文原文: *Engineering* 2023, 21(2): 135–142

引用本文: Weixiao Qi, Xu Wang, Jin Kang, Yaohui Bai, Rui Bian, Hongtao Xue, Li Chen, Aomei Guan, Yi-Rong Pan, Huijuan Liu, Jiuhui Qu. Improvement of the Yangtze River's Water Quality with Substantial Implementation of Wastewater Services Infrastructure Since 2013. *Engineering*, <https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.03.014>

度,我国已基本实现有关规划目标。对我国4个区域湖泊历史水质数据的分析表明,自2006年以来,环境卫生条件的迅速改善促使长江流域4大淡水湖(巢湖、鄱阳湖、洞庭湖和太湖)中污染物的月平均浓度和年平均浓度持续下降[9]。尽管污染物浓度下降明显标志着一个关键转折点,但针对湖泊中以及干流中仍然存在的部分高浓度污染物,则需厘清当前污染物浓度整体下降趋势的驱动因素及其贡献,在流域范围内验证污染物浓度下降的趋势,并研究这种趋势是否能够持续甚至加速发生。如果污水处理设施提升可促使长江中污染物浓度下降,那么通过进一步加强污水处理,就可以在经济发展和保护环境可持续性之间取得平衡。

本文概述了2007—2017年长江流域市政污水处理基础设施的发展情况,详细的分析方法和数据来源见第2节和附录A。整体上,基于最新发表的文献和修订后的《中国统计年鉴》,对长江流域100多个城市的与污水处理有关的参数进行了调研,包括人口、城市化率、国内生产总值(GDP)、水质和水量、卫生设施等。基于2003—2018年长江干流水质数据,分析长江干流污染物变化趋势,从污染物排放和水质改善两方面评估了污染物足迹。其次,本文研究了驱动长江污染物通量变化的关键因素,并对水质改善的可达程度进行了定量研究。此外,采用累积求和分析探析长江流域近期的污水排放的空间异质性。最后,通过虚拟制度分析探究了污水处理管理的非传统改善空间,以减少废水衍生污染物。为实现到2035年的水质改善,预测了未来污水处理基础设施的投资空间。

2. 材料与方法

2.1. 研究区社会经济指标

长江流域面积为180万平方公里,占我国陆地面积的20%,容纳了我国30%的人口。与其他研究一样,本文将长江流域划分为上游(宜昌之前)、中游(宜昌与湖口之间)和下游(湖口之后)三个子流域[10—11]。各城市人口和GDP数据来自中国和省级统计年鉴(2007—2017年)[12]。城镇面积和各城市排水管道长度数据来自《城乡建设统计年鉴》(2007—2017年)[13],其中排水管网密度由排水管道长度除以城镇的面积得出。

2.2. 长江流域污水处理基础设施发展

研究获取了污水处理厂数量、设计处理量、年污水处理量、污水基础设施投资(包括污水处理厂和排水管道)、污染物[化学需氧量(COD)、总磷(TP)、总氮(TN)和

铵态氮]年削减量以及流域内各城市所有污水处理厂排放量,相关数据来自中华人民共和国住房和城乡建设部(2007—2017)。

2.3. 长江中污染物浓度及负荷

基于水利部长江水利委员会报告和已发表的文献数据,研究获取了长江中5个主要水文站(寸滩、宜昌、武汉、湖口和大通)水量和水质(TP、铵态氮和高锰酸盐指数)历史数据[3,10,14—30]。寸滩、宜昌、武汉、湖口和大通水文站的经纬度分别为(29°37'22.0"N, 106°36'09.0"E)、(30°41'36.0"N, 111°16'53.0"E)、(30°36'36.0"N, 114°18'54.0"E)、(29°44'41.0"N, 115°59'55.0"E)和(30°46'41.0"N, 117°38'06.0"E)。寸滩和宜昌分别是三峡大坝上游和下游的重要水文站,武汉则是长江中游的重要水文站,湖口水文站位于中游和下游边界,大通为不受潮汐影响的长江最下游水文站。根据每个水文站的月流量和污染物月浓度,研究计算了每个站的污染物负荷。

2.4. 长江中污染物通量、社会经济、基础设施参数、污水排放间相关性分析

通过计算两两指标间的Spearman相关性,建立指标间的相关系数矩阵,包括2007—2017年间各城市人口、GDP、基础设施投资、基础设施指标(即各城市排水管道密度、污水处理厂数量)、污水处理厂污染物排放量(即各城市的COD、TP、TN和氨氮)以及长江中污染物通量(寸滩站、宜昌站、武汉站、湖口站和大通站的TP、氨和高锰酸盐指数)。当Spearman相关系数大于0.7且 p 值小于0.01时,认为各参数具有统计学相关性。根据Spearman相关分析结果,用Adobe Illustrator CS6制作网络图。此外,利用R语言进行冗余分析(RDA),以确定长江污染物通量的变化程度是否可以归因于所考虑的变量。

2.5. 模式分析

为了评估污水处理管理的非传统改善空间(即到2035年减少水体污染物)的潜在效益,研究模拟了不同制度下长江流域污水管理基础设施实施过程中的财政平衡和分配情况。从官方数据库[3,10,14—30]获得的数据用于生成2007年和2017年模式下的相关参数。此外,研究假设到2035年排水管道的覆盖密度将达到 30 km^{-2} ,以预测不同制度下(即2017年模式、2007年模式、零磷模式和磷回收模式)污水磷的收集量。具体来说,2017年和2007年的两种模式均假定,为改善污水处理和磷排放而进行的进一步投资可使磷排放水平达到2017年($7.5 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$)和2007年($6.0 \text{ Gg} \cdot \text{a}^{-1}$)的水平。零磷模式则乐观地假设

所有污水产生的磷都可以通过复杂的污水处理方法得到适当处理。在此基础上,进一步假设在磷回收模式下,剩余污泥中的磷含量可在农业实践中循环利用。需要进一步说明的是,社会经济因素的预测是基于线性外插法,结果中的不确定性由蒙特卡罗分析确定,具体为对公共数据库和(或)我们之前的工作[31–32]中的数据进行随机抽样分析(10 000抽样),获取潜在的概率分布。

3. 结果和讨论

3.1. 污水基础设施建设及相关指标的发展趋势

近十年来,长江流域的污水基础设施建设方面取得了显著成效,污水处理厂数量和排水管道密度分别增加了355%和39% [图1 (a)],累计投资增长了158% [图1 (b)]。2017年长江流域1752个污水处理厂处理污水97亿立方米(即人均38.07 m³),是2007年的三倍(附录A中的图S1)。这一增长明显反映了“十一五”(2006—2010)、“十二五”(2011—2015)和“十三五”(2016—2020)规划期间《城市污水处理和资源化设施建设》的有效实施[33],规划分别提出将城市污水处理率提高到70%、85%和95%。

2007年以前,污水基础设施的投资和改善主要集中在我国经济较发达的沿海和长三角地区[图1 (b)]。这导致超过50%的污水处理厂建设集中在长江流域下游,其占长江流域总量的不到10%(附录A中的图S2)。这一比例也可能反映在子流域污水排放的时空异质性上,这将在后续内容中讨论。经过10年的快速发展,三个子流域的人均污水处理量提高了一倍,但下游较大的污水排放强度(附录中的表S1)以及较高的废水收集率和处理能力,导致下游污水排放量仍是最高(图S1)。

与污水处理厂数量的快速增长相比,排水管道密度从2007年的9.2 km·km⁻²缓慢增加到2017年的12.8 km·km⁻²。这一密度水平仅为日本(20~30 km·km⁻²)的一半,表明排水管网的建设与长江流域快速城市化发展趋势不匹配[34]。虽然长江流域的污水处理率从2007年的54%上升到2017年的94%,但我国约30%的排水管网为合流制,这导致污水收集率仍不明确[35]。2017年流域内污水处理厂平均负荷率为85%,因此,污水处理能力的进一步提高更多地取决于排水管网密度,而不是污水处理厂的数量。这一现象在长江上游和中游流域尤为突出,2017年排水管网密度约为10 km·km⁻²,仅为下游流域的一半。

自“十五”规划(2001—2005年)实施以来,我国投入大量人力和物力来保护和恢复环境质量。截至2017

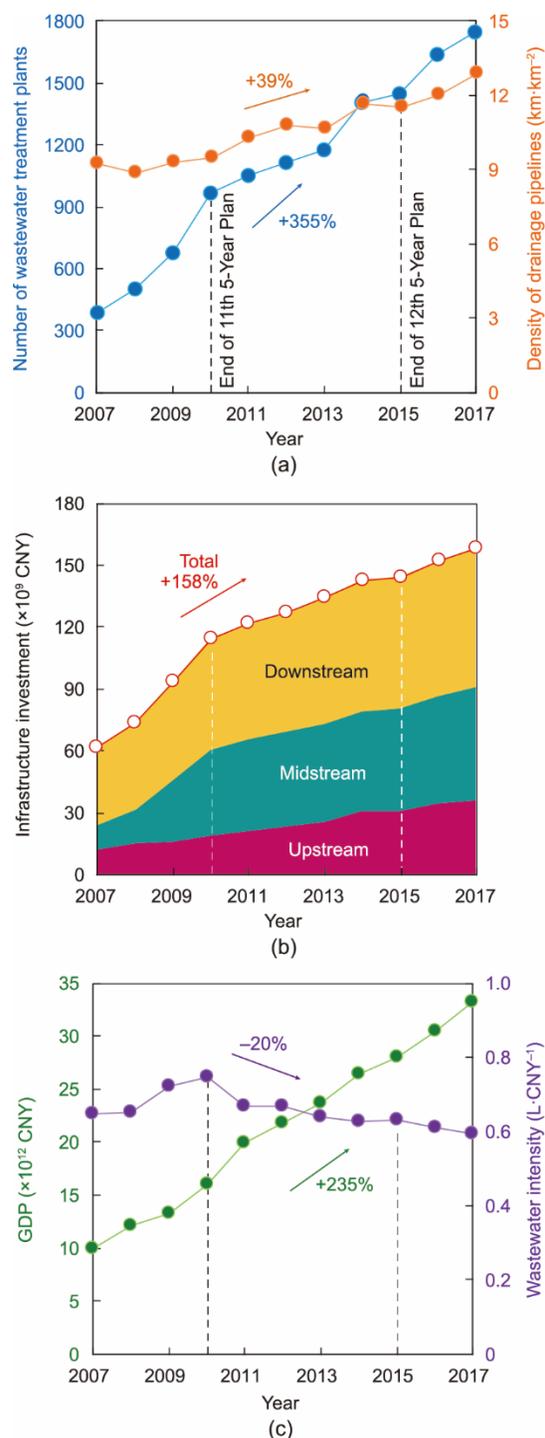


图1. 2007—2017年长江流域污水基础设施发展及相关指标变化。(a)正在运行的污水处理厂数目和排水管道的覆盖密度;(b)按长江流域区域划分的污水基础设施投资总额;(c)GDP和废水产生强度。

年,环境污染治理累计投资953.9亿元,其中城市环境基础设施建设投资608.6亿元[12]。流域内污水处理基础设施总投资为158.4亿元[图1 (b)],占全国总投资和流域GDP的24.8%和0.48%,这一比例高于全国投资污水处理基础设施占GDP的比例(0.2%) [3]。“十一五”规划期间,单位GDP的污水处理量呈增加趋势,但由于流域内

污水基础设施投资成本的增长率低于GDP的增长率，单位GDP污水处理量自2011年起呈逐年下降趋势[图1(c)]。

2007年，流域内污水处理厂削减了1584 Gg COD、53 Gg TN和21 Gg TP（附录A中的图S3），其中TN和TP削减量分别占长江入海通量的4%和34% [26]。10年后，COD、TN和TP削减量分别增加了159%、620%和170%，TN和TP削减量占入海通量的比例增加到18%和50%。从对河流污染负荷贡献率的角度来看，上述增长率表明污水处理基础设施对磷的削减作用大于氮。

3.2. 河流污染物浓度变化趋势

由于环境卫生条件的改善，自2006年以来，巢湖、鄱阳湖、洞庭湖和太湖中月平均和年平均TP浓度显著下降[9]。研究分析了2003—2018年长江干流（寸滩、宜昌、武汉、湖口和大通水文站）水体中污染物浓度变化趋势。在此期间，长江干流水体中高锰酸盐指数（ COD_{Mn} ）平均浓度缓慢下降[图2(a)]，即 COD_{Mn} 平均浓度从2003年的 $3.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到2018年的 $2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。2014年以来，长江中仅有少量监测点水体中的COD浓度高于 $6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ （中国地表水质III类水标准限值）。氨氮和TP的平均浓度在2013年之前稳定上升，然后下降[图2(b)和(c)]。2013年铵态氮和TP平均浓度达到峰值，分别为 $0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，到2018年，为 $0.13\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，分别下降了57%和33%。长江干流中污染物浓度的降低可能表明流域内污水基础设施和营养盐去除效率得到了改善（图1和图S1）。最近的一项研究指出，由于工业、农村和城市区的污水排放量减少，我国内陆地表水质量已显著改善或保持在良好水平[36]。然而，“滞留”磷的输入可能导致干流水体中TP浓度的降低似乎迟于湖泊[9–10,37]。

3.3. 污水基础设施发展、社会经济因素以及长江中污染物通量的关系

地表水质的改善不仅因为点源和非点源污染物排放通量的降低，还与社会经济和基础设施因素有关，而这些因素的间接影响还知之甚少。在过去的10年里，人口、GDP、基础设施投资成本、污水处理厂数量、排水管网密度以及污染物的处理量都有不同程度的增长，而这些因素的变化都将反映在河流污染物赋存上。为了厘清和阐明水质改善的关键驱动因子，研究对长江流域内117个城市的社会经济、基础设施、污水收集和处理因素以及长江干流污染物通量进行了Spearman相关性分析（图3）。通过

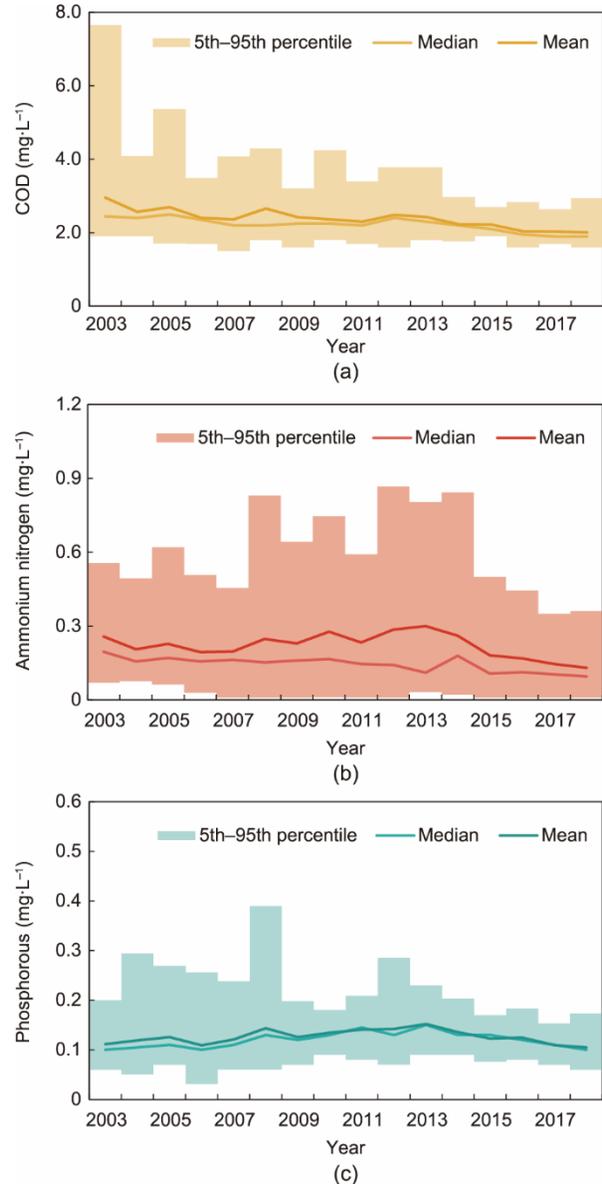


图2. 长江水体中COD (a)、氨氮 (b) 和TP (c) 浓度时间变化趋势。

RDA 来确定关键驱动因子对长江中污染物通量变化的贡献（附录A中的图S4）。

由图3可知，长江中污染物通量主要与污水处理基础设施投资、GDP、排水管网密度、污水处理厂数量、污水处理厂污染物排放量有关。值得注意的是，除对有机质和氨氮的影响外，上述因素对TP通量的影响最为显著。人口与河流污染物通量的相关性较小。RDA结果表明，排水管网密度、人均GDP和污水基础设施投资对长江流域污染物通量变化的贡献大于污水处理厂数量和人口的贡献。这三个驱动因子约占长江污染物通量变化的17%，且中下游的解释程度大于长江上游（图S4）。研究进一步探讨了这些驱动因素如何影响河流中污染物通量。

1978—2014年间中国经济与环境变量间存在耦合关

系，但是我国“生态文明”目标的逐步实现使得2015年以来主要污染物与经济指标出现脱钩趋势[38]。长时间的耦合关系表明，污染物通量与GDP、基础设施投资的相关性比与人口的相关性更为显著（图3）。长江中氨氮和磷浓度的峰值（图2）表明，2013年前后可能是点源（如污水处理厂）污染物排放的转折点。有研究表明过去10年我国GDP的增长并未破坏内陆水生生态系统[39]。随着GDP增长与环境质量下降之间的持续脱钩，GDP与河流污染物通量之间的相关性将会减弱。

此外，流域内部分合流制排水系统将径流和污水同时排入流域和河流中[40]，这可能导致排水管网密度与河流污染物通量的相关性比与污水处理厂数量的相关性更强（图3）。因此，排水管网的建设/改造是进一步提高污水处理量的关键。

此外，长江流域内污水处理厂排放磷负荷与长江中TP通量间强的相关性表明，污水排放磷对流域的贡献显著。据报道，自20世纪90年代中期以来，污水排放一直是长江中上游磷的第二大来源，而农业磷输入是主要来源[10]。自20世纪80年代以来，长江下游磷主要来源于污水排放[10]。因此，过去的10年中，污水基础设施的快速改善，使得河流中TP浓度逐渐下降（图2）。其他研究显示，城市生活磷负荷的减少量占湖泊TP浓度变化的40%左右[9]。除了城市污水处理和循环利用设施建设五年工作计划，我国在控制点源方面还做出了相当大的努力。2015年，我国实施了《水污染防治行动计划》[41]，并提

出包括长江流域在内的中国七大流域水质应达到优良水平，在2020年和2030年70%以上和75%以上的流域水质达到III类或更好水质（GB3838—2002）。计划列出的10项防治措施中的第一项即是污染物排放控制，包括生活点源以及农业、畜牧业和水产养殖业的面源污染控制。可以推测，在点源污染控制取得良好成效后，面源污染将成为越来越重要的营养物质来源[9]。

本文没有评估污水中TN输入到流域的贡献，因为TN不包含在我国河流地表水质标准评价中，但包含在湖库地表水评价中；众多研究表明农业氮源已占主导地位（59%~83%）[3,15]。

3.4. 2007—2017年污水中磷年排放量变化

长江流域中污染物排放存在空间异质性，GDP增长也存在区域差异[38,42]。通过分析流域磷排放的时空差异（图4），研究了不同子流域（根据经济活动的不同）中污水基础设施投资变化过程，这对未来制定磷控制政策至关重要。

随着污水收集量的增加，2007—2017年流域内所有污水处理厂进水中的磷负荷增加了两倍以上（从26.7 Gg增加到63.4 Gg）。流域内污水处理厂磷年排放量从2007年的6.0 Gg上升到2011年的峰值（9.1 Gg）后，从2012年开始下降（图4）。到2017年，磷年排放量下降到7.5 Gg。这一下降趋势与长江中TP浓度的时间变化趋势一致[图2(a)]，这也证实了污水排放对长江TP负荷的贡献以及削

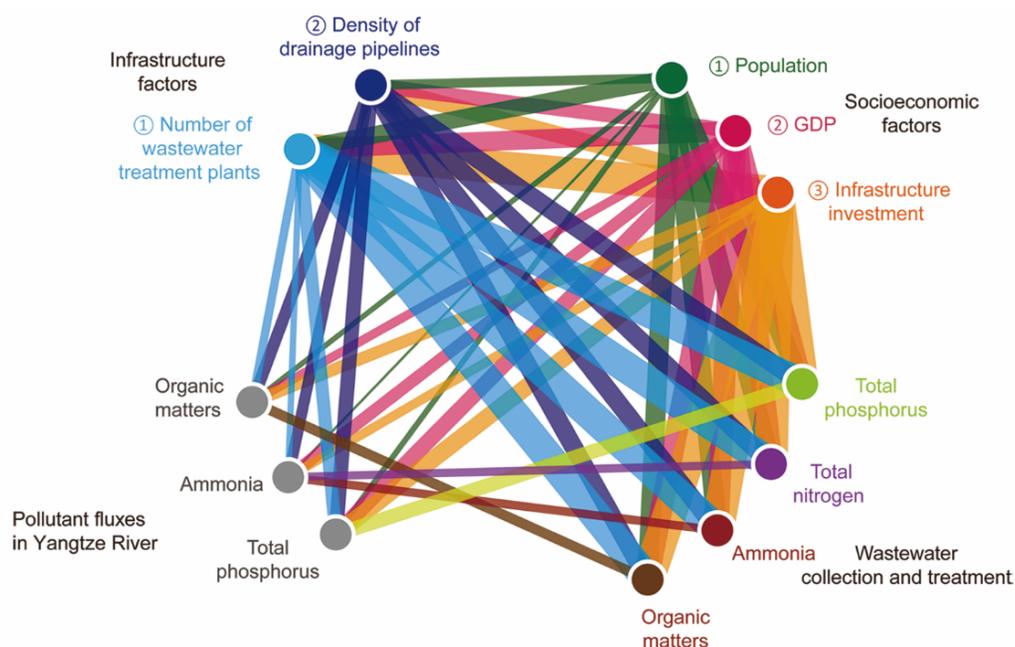


图3. 长江流域社会经济因素、基础设施指标、污水收集和处理效率与污染物通量之间相关性网络图。根据Spearman相关分析 ($p < 0.01$)，线的宽度越大表示两者的相关性越高。

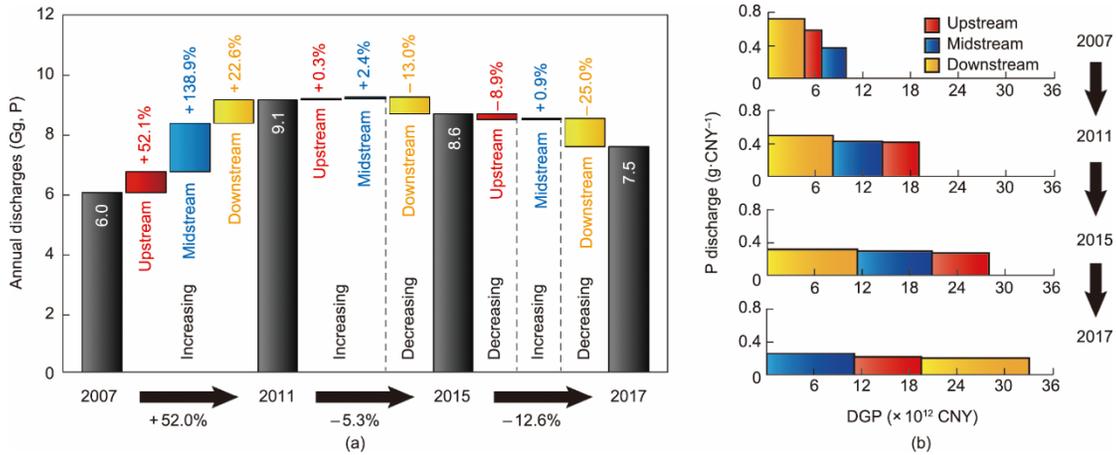


图4. 2007—2011年、2011—2015年和2015—2017年长江流域各区域对污水磷年排放量变化的贡献。(a) 图中每个柱的长度表示长江流域各区域年贡献率；(b) 柱高表示单位GDP磷排放量，柱面积表示各区域的GDP总量。

减污水中污染物对河流水质改善的正向作用。磷排放量的下降也表明污水处理厂除磷总体有效，特别是2012年以后。据统计，中国厌氧-缺氧-好氧(A₂/O)、氧化沟、序批式反应器(SBR)的数量和处理能力约占80% [43]，这些过程通常能有效地去除磷[44]。

2007年，污水处理厂的磷排放量为5.97 Gg，其中人口稀少的上游为1.32 Gg，中游为1.17 Gg，人口稠密的下游为3.48 Gg。下游污水排放占整个流域磷排放的近60%。即使考虑单位GDP的磷排放量，下游水平仍然最高，约为0.7 g · 元⁻¹。

2007—2011年，上游、中游和下游流域TP年排放量分别增加了52.1%、138.9%和22.6%。2007—2011年全流域磷排放增加了3.1 Gg，其中流域中游污水处理厂的快速建设导致50%以上的磷排放来自中游。2011年以后，流域污水处理厂TP年排放量有所下降，特别是流域下游除磷效果有所改善。这可能与《长江中下游流域水污染防治规划(2011—2015)》的颁布有关，该规划强调污水处理厂的脱氮除磷。2017年，上游、中游和下游的磷排放量分别为1.83 Gg、2.89 Gg和2.78 Gg (图4和附录A中的图S5)，其中流域中游单位GDP的TP排放量最高。然而，所有子流域排放水平平均比10年前降低了50% [图4 (b)]，这与污水处理厂排放污水中磷浓度变化一致 (附录A中的图S6)。相对于追踪污水处理基础设施发展和单位GDP磷排放量，主要区域的污染物排放可能已经从流域下游转移到中游 [图1 (b)、图4和图S1]。污水处理厂较多或污水处理能力较高的城市可以进一步限制污染物排放，但是这些城市也排放了更多的污水，可通过点源形式向河流排放更多的污染物 (图S3和图S5)。假设流域内所有城市100%的污水均能被处理，那么人口密度和GDP较高城市

的污水处理厂应采用较复杂的污水处理工艺，如三级处理或多级处理，以达到较低的污染物排放量。针对上游、中游和下游流域污染物负荷不同的趋势和来源，需要制定更为灵活的区域污染防控战略[9]。

三峡工程和其他上游大坝的建成使长江中下游的输沙量减少了91% [11]。上游水库截留泥沙导致中下游河流变清，使其失去了泥沙对磷浓度的缓冲调节作用。污水排放的磷 (溶解态磷大于50%) 进入水体后可能仍以溶解态为主，而泥沙含量的显著降低，导致上述情况主要发生在旱季。据估计，1970—2010年间长江输出的溶解态磷量增加了10倍[37,46]。河流中溶解态磷的增加对水体初级生产力以及潜在增加溶解性反应磷 (SRP) 的影响值得系统研究。

3.5. 2035年不同范式下的财政平衡和分配

为了明确什么范式可维持甚至加速流域污染物浓度的下降，本文进行了虚拟范式分析 (图5)。这些分析探索了污水管理中污染物削减的非传统改善空间，并预测了到2035年能够实现这种改善的未来污水服务基础设施的投资空间。虽然目前通过管道末端措施进一步降低磷的潜力很小，但未来在提高污水管网收集效率方面有很大的潜力 [9]。国家“十三五”规划的管网建设目标是2020年增加1.259×10⁵ km至4.224×10⁵ km，这将比2015年增长42% [33]。管道 (再) 建设是进一步提高降磷效果的制约因素。因此，本文假设长江流域排水管网覆盖密度达到30 km·km⁻²，评估了不同范式下到2035年实现不同数量磷减排的成本。

到2035年，预计在污水处理基础设施的累计投资总额将达到 (520.8 ± 136.1) 亿元，其中管网建设、污水处理厂建设、能耗和污泥处置投资分别为214.4亿元、

267.8亿元、13.8亿元和24.8亿元（图5）。在这种情形下，全流域污水处理厂收集的磷将增加到 (200 ± 66) Gg，排放到流域的磷将达到 (28.0 ± 9.3) Gg，这将是2017年的4倍。同时，流域中氮的收集和排放将分别达到 (2077 ± 719) Gg和 (837 ± 289) Gg，详见附录A（表S2）。如果通过去除更多的磷以削减磷排放至2017年水平（7.5 Gg）或2007年的水平（6.0 Gg），还需投资339亿元或367亿元。这些投资将主要用于提高污水处理厂的处理过程。若执行零磷排放措施和农业内循环制度下，即利用复杂的废水处理工艺，如三级或多级处理配置，还需投资537.7亿元，而基于磷回收的年收入估计为 (0.6 ± 0.2) 亿元。

4. 措施与结论

促进人类社会的繁荣，恢复和维护水生生态系统的健康，既是联合国的千年发展目标，也是我国的可持续发展目标，因此，许多国家和地区正在大力改善现有的污水处理基础设施[2]。在过去的20年里，我国通过对污水处理设施的大量投资和对长江经济带水中污染物的排放进行限制，已基本实现了这一目标。尽管如此，在驱动长江污染物通量变化方面可能发挥关键作用的因素以及可在多大程度上得到改善仍不明确。

本研究评估了2007—2017年期间长江流域改善污水处理设施对干流中污染物足迹的影响，并对长江污染物通量变化的主要驱动因素进行了识别和可视化。此外，研究还进行了范式分析，以探讨在减少污水中污染物排放通量方面，污水处理管理的非传统改善空间。研究发现，自2013年以来，长江水质在持续改善，这一结论与污水处理措施改善导致点源污染物排放通量下降的结果一致。此外，经济和环境变量之间的长期耦合可以解释污染物通量（特别是总磷通量）与GDP和基础设施投资之间的相关性，比污染物通量与人口之间的相关性更为显著。大量污水处理设施建设促进了2013年后经济和环境变量的脱钩趋势。2007—2017年，受区域发展不均衡的影响，TP排放主要区域可能由流域下游向中游转移。范式分析结果表明，若2035年长江流域排水管网覆盖密度达到 $30 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ，则需要累计投入 (520.8 ± 136.1) 亿元。此外，如果维持2017年和2007年的磷排放量水平，还需要分别投资339亿元和367亿元。此外，由于在预测未来污水处理基础设施的投资空间时没有考虑通货膨胀率和其他实际经济状况，对不同污水管理范式的边际成本进行比较将无意义。因此，进一步的研究工作应致力于更全面地分析与污水处理管理转型有关的广泛影响，同时考虑实际情况中的时间和空间变化。本研究深化了当前污水处理设施对经济发展和环境保

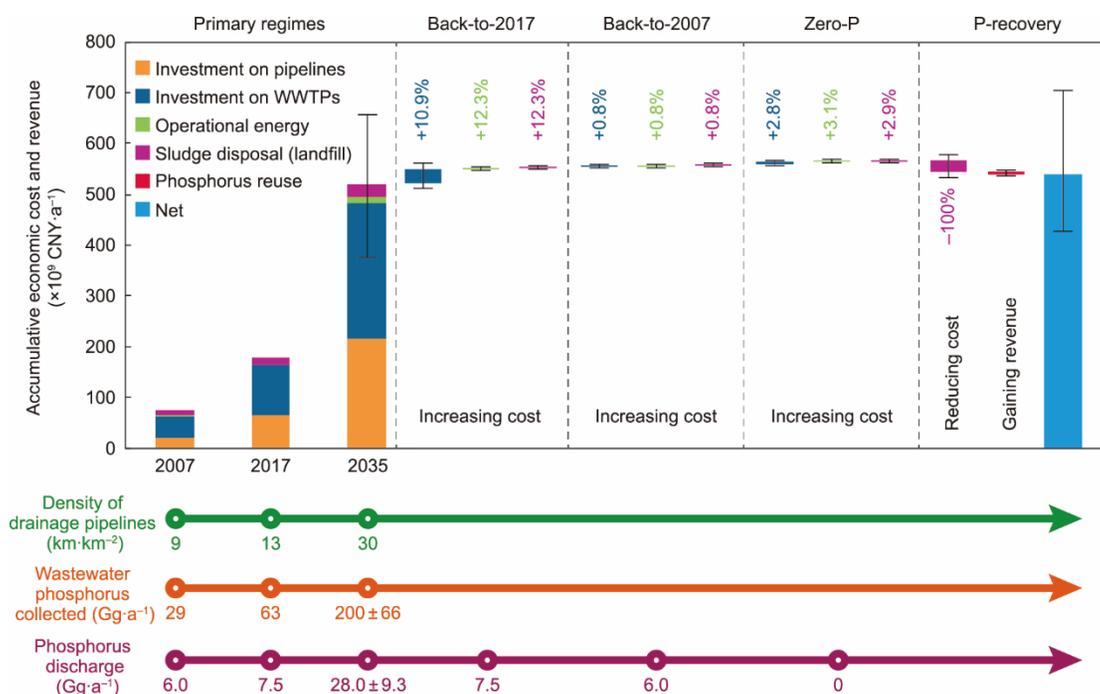


图5. 不同范式下长江流域污水管理基础设施实施中的财政平衡和分配。历史数据用于生成2007年和2017年模式下的相关指标。2035年排水管道的覆盖密度值采用 30 km^{-2} ，用于预测在不同范式下污水中磷的收集量。Back-to-2017和back-to-2007两种模式，假定在改善污水处理和磷排放方面的投资可使磷排放水平达到2017年（ $7.5 \text{ Gg P} \cdot \text{a}^{-1}$ ）和2007年（ $6.0 \text{ Gg P} \cdot \text{a}^{-1}$ ）的水平。Zero-P模式假设所有污水中产生的磷都可以通过复杂的废水处理方法得到适当处理。在此基础上，进一步假设执行磷回收措施，剩余污泥中的磷含量可在农业实践中循环利用。图中误差棒是基于蒙特卡罗10 000次随机抽样模拟的结果。

护之间平衡影响的认识。

致谢

感谢中国工程院咨询研究项目(2019-ZD-33)、国家自然科学基金项目(51922013和51838013)以及深圳市科技计划项目(KQTD20190929172630447)的支持。

Compliance with ethics guidelines

Weixiao Qi, Xu Wang, Jin Kang, Yaohui Bai, Rui Bian, Hongtao Xue, Li Chen, Aomei Guan, Yi-Rong Pan, Huijuan Liu, and Jiuhui Qu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.03.014>.

References

- [1] Ouyang Z, Zheng H, Xiao Yi, Polasky S, Liu J, Xu W, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science* 2016; 352(6292):1455–9.
- [2] Wang X, Daigger G, Lee DJ, Liu J, Ren NQ, Qu J, et al. Evolving wastewater infrastructure paradigm to enhance harmony with nature. *Sci Adv* 2018;4(8): aaq0210.
- [3] Yu C, Huang X, Chen H, Godfray HCJ, Wright JS, Hall JW, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China. *Nature* 2019;567(7749):516–20.
- [4] Changjiang Water Resources Commission of the Ministry of Water Resources. *Yangtze River yearbook*. Report. Wuhan: Changjiang Water Resources Commission of the Ministry of Water Resources; 2007–2017. Chinese.
- [5] Yang H, Xie P, Ni L, Flower RJ. Pollution in the Yangtze. *Science* 2012; 337(6093):410–1.
- [6] Wang B. Cultural eutrophication in the Changjiang (Yangtze River) plume: history and perspective. *Estuar Coast Shelf Sci* 2006;69(3–4):471–7.
- [7] Dai Z, Du J, Zhang X, Su N, Li J. Variation of riverine material loads and environmental consequences on the Changjiang (Yangtze) estuary in recent decades (1955–2008). *Environ Sci Technol* 2011;45(1):223–7.
- [8] State Council of the People's Republic of China. Outline of the Tenth Five-Year Plan for national economic and social development of the people's republic of China. Report. Beijing: State Council of the People's Republic of China; 2001 March. Chinese.
- [9] Tong Y, Zhang W, Wang X, Couture RM, Larssen T, Zhao Y, et al. Decline in Chinese lake phosphorus concentration accompanied by shift in sources since 2006. *Nat Geosci* 2017;10(7):507–11.
- [10] Liu X, Beusen AHW, Van Beek LPH, Mogollón JM, Ran X, Bouwman AF. Exploring spatiotemporal changes of the Yangtze River (Changjiang) nitrogen and phosphorus sources, retention and export to the East China Sea and Yellow Sea. *Water Res* 2018;142:246–55.
- [11] Zhou J, Zhang M, Lu P. The effect of dams on phosphorus in the middle and lower Yangtze River. *Water Resour Res* 2013;49(6):3659–69.
- [12] National Bureau of Statistics of China. *China statistical yearbook*. Report. Beijing: National Bureau of Statistics of China; 2007–2017. Chinese.
- [13] Ministry of Housing and Urban-Rural Development of China. *Statistical yearbook of urban and rural construction*. Report. Beijing: Ministry of Housing and Urban-Rural Development of China; 2007–2017. Chinese.
- [14] Yang P, Lu L, Xiang C, Wang J, Chen H. Analysis of variation trend of nitrogen and phosphorus concentrations in the main stream of the Yangtze River. *Environ Eng* 2019;37(2):175.
- [15] Tong Y, Bu X, Chen J, Zhou F, Chen L, Liu M, et al. Estimation of nutrient discharge from the Yangtze River to the East China Sea and the identification of nutrient sources. *J Hazard Mater* 2017;321:728–36.
- [16] Dong L, Lin L, Zhao L, Liu M. Features of phosphorus distribution along middle and lower reaches of mainstream Yangtze River. *J Yangtze River Sci Res Inst* 2015;32(6):70–5. Chinese.
- [17] Sun C, Shen Z, Liu R, Xiong M, Ma F, Zhang O, et al. Historical trend of nitrogen and phosphorus loads from the upper Yangtze River basin and their responses to the Three Gorges Dam. *Environ Sci Pollut Res Int* 2013;20(12): 8871–80.
- [18] Müller B, Berg M, Pernet-Coudrier B, Qi W, Liu H. The geochemistry of the Yangtze River: seasonality of concentrations and temporal trends of chemical loads. *Global Biogeochem Cycles* 2012;26(2):1–14.
- [19] Gao L, Li D, Zhang Y. Nutrients and particulate organic matter discharged by the Changjiang (Yangtze River): seasonal variations and temporal trends. *J Geophys Res Biogeosci* 2012;117(G4):1–16.
- [20] Yao Q, Yu Z, Chen H, Liu P, Mi T. Phosphorus transport and speciation in the Changjiang (Yangtze River) system. *Appl Geochem* 2009;24(11):2186–94.
- [21] Müller B, Berg M, Yao ZP, Zhang XF, Wang D, Pfluger A. How polluted is the Yangtze River? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Sci Total Environ* 2008;402(2–3):232–47.
- [22] Duan S, Liang T, Zhang S, Wang L, Zhang X, Chen X. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus transport in the lower Changjiang River before the construction of the Three Gorges Dam. *Estuar Coast Shelf Sci* 2008; 79(2): 239–50.
- [23] Wang F, Wang Y, Zhang J. A decade of variation of cod in the Changjiang River (Yangtze River) and its variation trend analysis. *Chin J Geochem* 2007;26(4): 366–73.
- [24] Li M, Xu K, Watanabe M, Chen Z. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuar Coast Shelf Sci* 2007;71(1–2):3–12.
- [25] Qin Y, Ma Y, Wang L, Zheng B, Ren C, Tong H, et al. Pollution of the total phosphorus in the Yangtze River basin: distribution characteristics, source and control strategy. *Res Environ Sci* 2018;31(1):9–14. Chinese.
- [26] Cheng X, Xu X, Yin H. Analysis of water quality change and the pollutant fluxes into the sea at Xuliujing section in recent years. *J Changjiang Inst Technol* 2018;35(4):5–15. Chinese.
- [27] Guo F, Li Z, Shi J, Qin Y. Mutative trend of water quality at Xuliujing monitoring intersect on Yangtze River and the pollutants flux flowing into the sea during 2005–2012. *Resources Environ Yangtze Basin* 2015;24(2):227–32. Chinese.
- [28] Hu G, Bian J. Analysis of water quality change in Hankou station before and after Three Gorges Reservoir impoundment. *Yangtze River* 2013; 44: 89–91. Chinese.
- [29] Qiao F, Meng W, Zhang B, Lei K, Zhang H. Pollution load accounting and source analysis at Cuntan section in main stream of Yangtze River. *Res Environ Sci* 2010;23(8):979–86. Chinese.
- [30] Wang J, Bian J, Chen X. Analysis of water quality change trend of the Yangtze River since 2000. *Hubei Water Power* 2009;2(2):1–3. Chinese.
- [31] Wang X, Daigger G, de Vries W, Kroeze C, Yang M, Ren NQ, et al. Impact hotspots of reduced nutrient discharge shift across the globe with population and dietary changes. *Nat Commun* 2019;10(1):2627.
- [32] Pan YR, Wang X, Ren ZJ, Hu C, Liu J, Butler D. Characterization of implementation limits and identification of optimization strategies for sustainable water resource recovery through life cycle impact analysis. *Environ Int* 2019;133(Pt B):105266.
- [33] National Development and Reform Commission, Ministry of Housing and Urban-Rural Development. *Thirteenth Five-Year Plan for urban wastewater treatment and recycling facilities construction*. Report. Beijing: National Development and Reform Commission, Ministry of Housing and Urban-Rural Development; 2017. Chinese.
- [34] Ning Y, Dong W, Lin L, Zhang Q. Analyzing the causes of urban waterlogging and sponge city technology in China. *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* 2017;59: 012047.
- [35] Chen W, Cheng C, Xu H, Gao W, Zhao Y. Analysis on the effect of combined sewer system on the treatment efficiency of municipal sewage treatment plants. *Water Wastewater Eng* 2017;43(10):36–40. Chinese.
- [36] Ma T, Zhao N, Ni Y, Yi J, Wilson JP, He L, et al. China's improving inland

- surface water quality since 2003. *Sci Adv* 2020;6(1):eaa3798.
- [37] Powers SM, Bruulsema TW, Burt TP, Chan NI, Elser JJ, Haygarth PM, et al. Longterm accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in Three River basins. *Nat Geosci* 2016;9(5):353–6.
- [38] Lu Y, Zhang Y, Cao X, Wang C, Wang Y, Zhang M, et al. Forty years of reform and opening up: China's progress toward a sustainable path. *Sci Adv* 2019; 5(8): aau9413.
- [39] Zhou Y, Ma J, Zhang Y, Qin B, Jeppesen E, Shi K, et al. Improving water quality in China: environmental investment pays dividends. *Water Res* 2017; 118:152–9.
- [40] Li LQ, Yin CQ. Transport and sources of runoff pollution from urban area with combined sewer system. *Environ Sci* 2009;30(2):368–75. Chinese.
- [41] Zhang B. Five-Year Plan: supervise Chinese environment policy. *Nature* 2016; 534(7606):179.
- [42] Zhao H, Jiang X. Evolution of economic and industrial pollution gravity centers and the decoupling mechanism in Yangtze River. *China Environ Sci* 2013; 33(10):1911–9. Chinese.
- [43] Jin L, Zhang G, Tian H. Current state of sewage treatment in China. *Water Res* 2014;66:85–98.
- [44] Wu Y, Wang H, Sun J, Zhang W. Analysis of nitrogen and phosphorus removal capacity of municipal sewage treatment facilities in China and countermeasures. *Water Wastewater Eng* 2014;40:118–22. Chinese.