

石家庄景观水系中溶解性活性磷的污染特征研究*

李孝通¹ 王媛^{1,2} 滕志楠¹ 郑智信¹ 裴心平¹ 刘大喜^{1,2} 崔建升^{1,2}

(1.河北科技大学环境科学与工程学院,河北 石家庄 050000;

2.河北省污染防治生物技术实验室,河北 石家庄 050000)

摘要 溶解性活性磷(SRP)作为水体中磷的主要存在形式,是引发城市景观水系富营养化的重要原因。为了解石家庄景观水系中SRP的分布情况,于2018年6—12月选择16处典型景观水体为研究对象进行SRP的时空分布特征研究。结果表明,石家庄景观水系中SRP质量浓度在0.040~7.111 mg/L,平均值为1.496 mg/L,并呈现出显著的时空分布特征。SRP枯水期浓度较大,丰水期浓度较小,且西南部地区SRP浓度大于东北部地区。生活和工业废水的直接排放、景观水体之间联通性差、水源补充不足以及西部太行山区域的水土流失均为石家庄景观水系磷污染的潜在因素。总体看来,石家庄典型景观水系中磷污染情况严重,需要采取有效措施对污染水体进行管理,保证水源补给,以充分发挥景观水系的生态功能。

关键词 溶解性活性磷 时空分布 景观水系 石家庄

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2021.05.011

Pollution characteristics of soluble reactive phosphorus in landscape water system of Shijiazhuang LI Xiaotong¹, WANG Yuan^{1,2}, TENG Zhi-nan¹, ZHENG Zhi-xin¹, PEI Xin-ping¹, LIU Da-xi^{1,2}, CUI Jian-sheng^{1,2}. (1. College of Environment Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang Hebei 050000; 2. Pollution Prevention Biotechnology Laboratory of Hebei Province, Shijiazhuang Hebei 050000)

Abstract: Soluble reactive phosphorus (SRP), as the main element of phosphorus in water, was a major reason of eutrophication in urban landscape water system, which had been attracted significant social attention. In order to illustrate the pollution characteristics of SRP in landscape water system of Shijiazhuang, 16 landscape water sampling sites were selected as the research objects for investigating spatial distribution and temporal variation of SRP from June to December 2018. The results indicated that the mass concentrations of SRP ranged from 0.040-7.111 mg/L, with an average mass concentration of 1.496 mg/L, which showed significant spatial-temporal distribution characteristics. The SRP concentrations were found highest in low water period and lowest in high water period. Moreover, the SRP concentrations in the southwest region were higher than those in the northeast region. Direct discharge of industrial and domestic sewage, poor connectivity among landscape water bodies, insufficient water supply and soil erosion in western were potential factors of phosphorus pollution in Shijiazhuang landscape water system. In conclusion, the problem of phosphorus pollution in the urban landscape water system of Shijiazhuang was serious, it needed to take effective measures to manage the polluted water, and ensure the adequate water supply and recharge, for achieving the entire ecological function.

Keywords: soluble reactive phosphorus; spatial-temporal distribution; landscape water system; Shijiazhuang

随着经济活动的愈加频繁和城市规模的不断扩张,城市水环境污染状况日益严重。磷作为评价水体质量的重要指标,是水体富营养化的限制性因素^[1-3]。大量研究表明,水体中磷负荷过大会造成藻华和缺氧状况的发生^[4-5],其中溶解性活性磷(SRP)由于可直接被植物所吸收而被视为最重要的磷源。SRP具有高度的生物可利用性^[6],大量SRP进入水体时极易发生水体富营养化,使水体丧失生态功能,

危害环境健康^[7-8],特别是对于以封闭或半封闭的缓流水体为主的城市景观水系,虽然其承担着净化水质、建设水景观的生态和社会功能,但由于其自身水容量少、自净能力较差,加之作为城市生活污水、工业废水、地表径流的受纳体^[9-11],极易造成水体SRP浓度过高,这已成为我国现阶段水污染治理所面临的棘手问题,其带来的危害以及经济损失引起了极大的社会关注。

第一作者:李孝通,男,1996年生,硕士研究生,主要从事污染物监测和环境行为研究。*通讯作者。

*国家自然科学基金资助项目(No.41907321);河北省自然科学基金资助项目(No.B2019208273);环境化学与生态毒理学国家重点实验室项目(No.KF2018-17)。

现有研究表明,不同类型水体中普遍存在 SRP 浓度过高的问题,并且来源和输入途径的不同会导致区域污染特征的差异^[12-13]。单保庆等^[14]发现北运河下游水系中 SRP 浓度时空分布差异显著,SRP 浓度在降雨集中的 6 月达到最大;余佑金等^[15]在对滇池的调查中得到 SRP 浓度峰值出现在雨季,雨水会加速土壤中的磷元素随地表径流进入水体。上述研究多集中在大型流域、湖泊等以农业为主要磷来源的地区,而针对城市区域小型、密集型景观水体的关注度却不足^[16-17],特别是有关城市景观水系中 SRP 污染特征的报告相对缺乏,影响其 SRP 浓度变化的因素也亟待系统地调查和分析。

近年来,石家庄快速推进城镇化进程,以含磷原料为主的医药、化工、纺织等经济支柱产业迅猛发展,不可避免地排放含磷废水。同时,居住人口逐年增加使得生活污水排放量持续加大^[18-19],不断增添的环境负担将导致地表水磷污染的进一步恶化,使城市景观水系富营养化问题更加严峻。鉴于此,本研究以石家庄景观水系为研究对象,以 SRP 为观测因子,研究磷污染的时空分布特征,并对景观水系的富营养化水平进行初步评估,为保护和改善景观水系水质状况、缓解和控制富营养化水平提供科学依据。

1 方法

1.1 研究区域概况及采样点布设

石家庄地处河北省中南部,属于温带季风气候,季节变化分明,年均降雨量为 401.1~752.0 mm^[20]。石家庄景观水系作为城市发展和生态规划的重要环节,起着涵养水源、泄洪纳污、绿色景观的作用,体现着以“以水为链”的理念。景观水系将城市各区块连接起来,在承担城市链接功能的同时又承担着建设海绵城市、生态修复、美观服务的绿色生态作用,极大地提高了城市功能的层次感。石家庄景观水系补水水源主要为自然和人工引水、雨水、城镇污水以及污水处理厂回用水,补水点多位于水系河道连接处,实行每日分段补水,补水量约为 20 t/d;每年丰水期过后对河道进行清淤和换水工作^[21]。

本次研究选择了石家庄景观水系中 16 处典型水体,其中有 1 条天然河流(设置采样点 N1)、9 条人工河流(分别设置采样点 S1~S9)和 6 个景观湖(分别设置采样点 L1~L6),研究区域既包括人流密度较大的学校、公园、商业住宅等城市中心地区,也包括了人为因素影响较少的偏远地区,几乎涵盖整个石家庄城区复杂的景观水系网络,水系的基本流

向为自西北向东南,具体采样点位置见图 1。

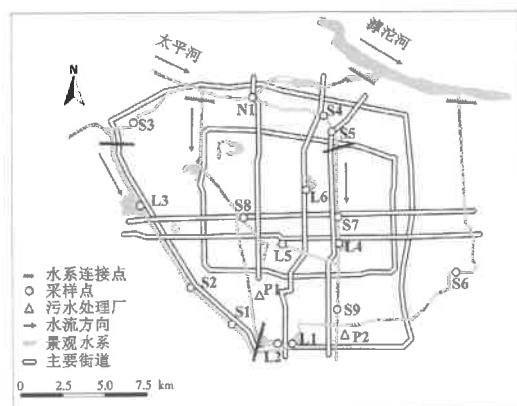


图 1 石家庄景观水系采样点分布
Fig.1 Location of sampling sites in landscape water system of Shijiazhuang

1.2 水样采集及测定

水样采集工作分别于 2018 年 6 月(丰水期)、2018 年 9 月(平水期)、2018 年 12 月(枯水期)进行,在每个采样点中心位置,采集约 1 L 表层水样(0.3~0.5 m),运回实验室 4 °C 低温保存。其中丰水期的 L6 采样点,平水期的 S5、L3 采样点和枯水期的 S6、L1 采样点因施工围栏未采集到水样。水样中 SRP 采用钼锑抗分光光度法^[22]进行预处理和分析测定,为保证分析测定的精确性,设置 3 次平行实验,结果取平均值。

1.3 数据处理

使用 SPSS 24.0、Excel 2010 和 Origin 2018 分别进行数据处理以及绘图,通过 QGIS 2.18 绘制采样点地图。

2 结果与讨论

2.1 石家庄景观水系 SRP 的浓度水平

石家庄典型景观水系全部采样点均有 SRP 检出,质量浓度在 0.030~7.111 mg/L,平均值为 1.496 mg/L,中位值为 0.702 mg/L。根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)对地表水水体使用功能的分类,绝大部分河段的 SRP 为劣 V 类水平^[23],远高于北美密歇根湖(0.005~0.447 mg/L)^[24]、珠江口近岸(0.050~0.390 mg/L,平均值为 0.110 mg/L)^[25]的 SRP 水平,污染严重区域甚至比天津水上公园景观湖(0.022~0.113 mg/L,平均值为 0.060 mg/L)^[26]中 SRP 浓度高出两个数量级,说明石家庄景观水系中磷污染问题普遍且较严重。从研究数据来看,石家庄景观水系中 SRP 浓度已超出公认的水体富营养化磷元素质量浓度的阈值(TP=0.200

表 1 石家庄景观水系中 SRP 的空间分布
Table 1 Spatial distribution of SRP in landscape water system of Shijiazhuang

区域	采样点	范围/(mg·L ⁻¹)	平均值/(mg·L ⁻¹)	中位值/(mg·L ⁻¹)
西北	N1、S3、S8、L3	0.040~7.111	1.924	0.546
东北	S4、S5、S7、L6	0.030~0.864	0.213	0.141
西南	S1、S2、L2、L5	0.702~5.518	2.724	2.389
东南	S6、S9、L1、L4	0.197~3.629	1.117	0.664

mg/L)^[27], 同时在空间上也呈现出强烈的差异化。因此, 进一步探究石家庄景观水系中 SRP 浓度的时空分布特征, 分析其影响因素, 将对后续水环境治理具有重要的现实意义。

2.2 石家庄景观水系 SRP 的空间分布特征

表 1 展示了石家庄景观水系中 SRP 浓度的空间分布, 使用 Kruskal-Wallis 检验进行显著性差异的分析。结果表明, 石家庄景观水系中天然河流的 SRP 质量浓度最小(0.040~0.141 mg/L, 平均值为 0.075 mg/L), 人工河流和景观湖的浓度水平相近并无明显差异($p>0.05$), 但在整体空间分布上表现出相似的特征。该地区西南部水系采样点的 SRP 水平较高(0.702~5.518 mg/L, 平均值为 2.724 mg/L), 而东北部水系采样点的 SRP 水平较低(0.030~0.864 mg/L, 平均值为 0.213 mg/L), 呈现出显著的空间差异($p<0.05$)。

位于石家庄北部, 临近太平河和滹沱河的 N1、S3、S4、S5 采样点全年均保持着较低的 SRP 水平。这是因为太平河和滹沱河属于自然河流, 是石家庄景观水系主要的自然汇水区, 其上游水源充足, 且常年有水, 水体更新快, 故水质状况良好。而石家庄西南部以及市区部分人工河流和景观湖采样点距离上游水源较远, 自然水源补给不足。各景观湖较为独立, 虽然有人工河流连通, 但河道上设有大量的橡胶坝控制水位, 水流流速小于 0.01 m/s, 动力不足, 河道分割后连通性较差, 极易形成静止水体进而蓄积污染物, 长期封闭的水体环境导致水质下降, SRP 浓度升高^[28], 严重时造成富营养化现象的发生。同时, SRP 空间分布差异还与石家庄特殊的地形体貌特征存在一定关系。研究区域西临太行山, 东接华北平原, 造成了西北高、东南低的独特地形。而流经此处的子牙河水系和大清河水系皆自西北流向东南^[29]。石家庄的地貌和水文特征共同作用使得市内河流方向大多为从西北向东南。同时, 城市景观水系又承担收纳生活污水和地表径流等作用, 同一河段内采样点相互连通, 不同河段又有连接点串联, 流经城区的各排污口和雨水排放口后, SRP 随水流方向在下游处聚集, 使得石家庄景观水系中 SRP 的

浓度呈现出北低南高的特征。值得注意的是, 太行山紧邻本次研究中的西南区域水系, 频繁的耕作和人类活动使得太行山水土流失情况严重。因此太行山除对研究区域地形产生影响外, 其水土流失引起的面源污染也会对外部水系造成影响。已有研究指出, 水土流失会加速土壤中 SRP 以泥沙流失的方式进入水体^[30], 这可能也是石家庄景观水系西南区域 SRP 污染严重的原因之一。

除此之外, 石家庄市区现主要运行两座污水处理厂(见图 1), 承担了市区绝大部分生活污水和少量工业废水的处理任务, 经处理的回用水成为石家庄景观水系的部分水源补给。有相关文献报道, 污水处理厂会对所在区域水体 SRP 的空间分布造成影响^[31-32]。由于石家庄经济社会的快速发展与人口数量的激增, 工业废水和生活污水排放量大幅增加, 这大大加剧了污水处理厂的处理负荷。本次研究结果中发现, 石家庄景观水系中临近污水处理厂的南部水系采样点(L1、L2、S1、S2、S9)SRP 浓度均超过平均值及相应水质标准, 间接表明污水处理能力不足可能是导致石家庄西南部景观水系 SRP 浓度偏高的重要原因之一。

2.3 石家庄景观水系中 SRP 的时间分布特征

全年不同时期石家庄景观水系中 SRP 浓度动态变化见图 2。可以看出, 景观水系 SRP 呈现出枯水期较高, 平水期次之, 丰水期较低的规律。其中枯水期 SRP 质量浓度在 0.043~5.518 mg/L, 平均值为 2.290 mg/L; 平水期 SRP 质量浓度在 0.040~7.111 mg/L, 平均值为 1.702 mg/L; 丰水期 SRP 质量浓度在 0.030~2.253 mg/L, 平均值为 0.751 mg/L。特别是在采样点 L5、S8、S9, 丰水期 SRP 浓度远远小于平水期和枯水期。产生这种变化规律的原因可能与降水量密切相关, 丰水期降雨量增大, 加强了水源补给, 利于水体流动和水环境的更新, 磷污染情况稍有减轻, 呈现浓度降低的趋势^[33]。而在枯水期和平水期, 自然降水补给能力下降, 若人工补水不及时或者河道堵塞, 水体交换能力和自净能力都会受到一定影响, 易于发生磷元素的富集和富营养化现象^[34]。李如忠等^[35]对合肥景观水体中 SRP 的

研究也表明,SRP在枯水期(冬季)呈上升态势并达到顶峰,进入春季后随着降雨的增多,浓度下降。这说明位于城市环境中的典型景观水体,其SRP的浓度具有受降水影响而随时间变化的普遍性规律。

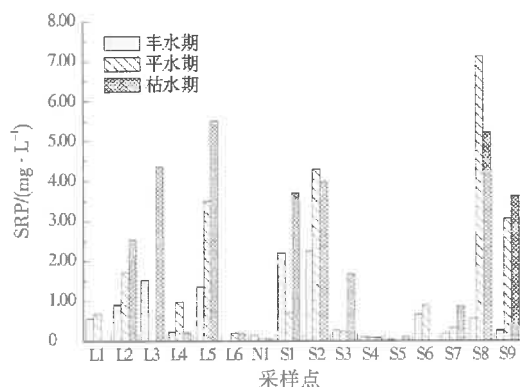


图2 不同时期各采样点SRP质量浓度
Fig.2 SRP mass concentrations of sampling sites in different periods

值得注意的是,石家庄景观水系不同类型采样点中,人工河流和景观湖中SRP的浓度符合上述枯水期>平水期>丰水期的变化规律,但是天然河流却表现出与此相反的趋势(见图3)。这是因为降雨会使污染物更容易通过地表径流等方式进入水体^[36],如以农业面源污染为主要污染源的湖泊、河流,降水增多反而会冲刷地表土壤中含磷农肥进入水体,造成SRP浓度升高。DALOGLU等^[37]使用SWAT模型证明了降雨量和农肥使用频率的增加促进了美国伊利湖中SRP负荷增大。在本研究中,N1采样点所在的滹沱河是唯一流经石家庄市区的天然河流,河流两边为农业用地和景观绿化带,河岸以松散的卵石层和土壤为主,正是由于降雨加速了其中的SRP进入水体,致使降雨量大的丰水期水体中SRP浓度升高。综上,磷的来源和传输途径会对水体中SRP浓度的变化规律产生影响,特别是在城

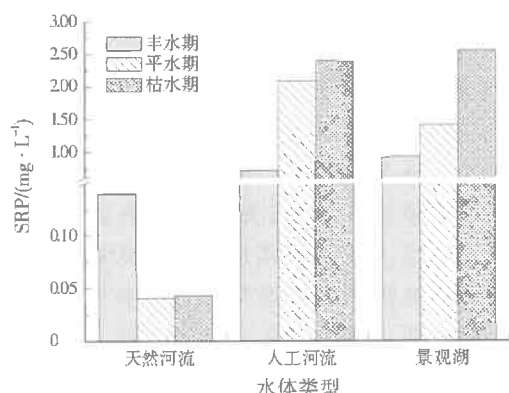


图3 景观水系不同类型水体中SRP质量浓度
Fig.3 SRP mass concentrations of different water types in landscape water system

市复杂环境下受到多种因素的影响。后续应进一步关注滹沱河上游和太行山区域,扩大流域的研究范围,并通过加强更长周期的监测,以期更好地探究不同类型水体中SRP浓度的时间变化规律和影响因素。对于城市环境下的人工河流和景观湖,生活污水、工业废水和中水排放等点源污染仍是磷元素进入水体的主要方式,以降水冲刷地表方式进入景观水系的量相对较少。总体来说,石家庄景观水系统中SRP浓度高峰期在枯水期,在此期间应对可能造成影响的因素重点监控。

此外,位于石家庄水系北部的N1、S4、S5、S7、L6采样点全年SRP质量浓度在0.101~0.305 mg/L,表现出浓度偏低且各时期无较大波动的特点,统计学分析显示不存在显著性差异($p>0.05$)。这可能是由于东北部的点位与其他区域点位不同,其大多临近上游水源,补给充足,水体水量大,受降雨影响较小,所以相较于其他水源补充受限的人工河道、景观湖的点位,SRP浓度较低且稳定。

3 结论与建议

(1) 石家庄景观水系统中SRP水平偏高,质量浓度在0.030~7.111 mg/L,平均值为1.496 mg/L,中位值为0.702 mg/L,并呈现出较强的时空分布特征。空间上SRP主要表现为西南部大于东北部的分布特征,石家庄地貌特征、人工水系的连通状况、水土流失引起的面源污染以及污水处理厂的处理能力是SRP存在空间差异的潜在影响因素。时间上,SRP呈现枯水期>平水期>丰水期的规律,降雨量可能是不同时间SRP浓度变化的主要原因。石家庄景观水系西南部区域,特别是枯水期的SRP污染情况较为严重,需要引起后续的关注和进一步的监测研究。

(2) SRP是水体富营养化的限制性因子,其浓度同营养化水平具有高度的一致性。建议后续研究深入探索SRP与水体营养化水平之间的关系和驱动作用,在条件有限的情况下,达到通过SRP浓度来初步判断水体富营养化水平的目的。

(3) 石家庄应通过更加合理的设计规划和管理使城市景观水系发挥更大作用,加强各水源补给、保证渠道畅通和各河段之间的连通性、定期进行河道底部清淤处理,进一步改善和提高石家庄地表水的环境状况。

参考文献:

- [1] NEAL C, JARVIE H P, WITHERS P J A, et al. The strategic

- significance of wastewater sources to pollutant phosphorus levels in English rivers and to environmental management for rural, agricultural and urban catchments[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(7): 1485-1500.
- [2] WEISS L, JESSE T, WINTER J, et al. Optimizing best management practices to control anthropogenic sources of atmospheric phosphorus deposition to inland lakes[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1995, 2018, 68(6): 1015-1037.
- [3] CHEN M, DING S, CHEN X, et al. Mechanisms driving phosphorus release during algal blooms based on hourly changes in iron and phosphorus concentrations in sediments[J]. *Water Research*, 2018, 133: 153-164.
- [4] HAUTIER Y, NIKLAUS P A, HECTOR A. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication[J]. *Science*, 2009, 324(5927): 636-638.
- [5] 黄维恒, 熊荟菁, 邓洪, 等. 滇池南岸典型区域不同土地利用方式下土壤无机态磷的分布[J]. *环境污染与防治*, 2018, 40(6): 689-692.
- [6] VANDERPLOEG H A, LUDSIN S A, RUBERG S A, et al. Hypoxia affects spatial distributions and overlap of pelagic fish, zooplankton, and phytoplankton in Lake Erie[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2009, 381(Suppl.): 92-107.
- [7] BERTHOLD M, KARSTENS S, BUCZKO U, et al. Potential export of soluble reactive phosphorus from a coastal wetland in a cold-temperate lagoon system: buffer capacities of macrophytes and impact on phytoplankton[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 616/617: 46-54.
- [8] 黄海波, 高扬, 曹杰君, 等. 都市农业村域地下水非点源氮污染及其风险评估[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(3): 56-59.
- [9] 白玉. 富营养化湿地景观水体污染生态监测方法研究[J]. *环境科学与管理*, 2019, 44(11): 112-117.
- [10] 李佩成, 王子天, 李启垒, 等. 陕西省西安市景观水资源及其深度开发[J]. *地球科学与环境学报*, 2019, 41(3): 332-336.
- [11] 赵树旗, 卢兴超, 周玉文, 等. 不同降雨条件下非渗透地表径流 TOC、TP 输出规律和成因分析研究[J]. *环境污染与防治*, 2018, 40(5): 566-571.
- [12] JIANG S Y, HUA H, SHENG H, et al. Phosphorus footprint in China over the 1961-2050 period: historical perspective and future prospect[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650(Part 1): 687-695.
- [13] SIMONS A, SOLOMON D, CHIBSSA W, et al. Filling the phosphorus fertilizer gap in developing countries[J]. *Nature Geoscience*, 2014, 7: 3.
- [14] 单保庆, 菅宇翔, 唐文忠, 等. 北运河下游典型河网区水体中氮磷分布与富营养化评价[J]. *环境科学*, 2012, 33(2): 352-358.
- [15] 余佑金, 方向京, 王圣瑞, 等. 滇池水体不同形态磷负荷时空分布特征[J]. *湖泊科学*, 2017, 29(1): 59-68.
- [16] 李飞鹏, 张海平, 陈玲. 小型封闭水体环境因子与叶绿素 a 的时空分布及相关性研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(10): 3854-3861.
- [17] YANG Y K, WANG W K, DENG H Z, et al. Analysis on aquatic environment of an artificial lake and control measures to its pollution[J]. *Agricultural Science & Technology*, 2012, 13(8): 1749-1753.
- [18] 徐珍, 巨朝勋, 孙博. 石家庄市新型城镇化发展情况研究[J]. *统计与管理*, 2018(9): 35-40.
- [19] 刘慧瑾, 魏占杰. 改革开放四十年石家庄城市空间拓展与经济社会发展[J]. *中共石家庄市委党校学报*, 2018, 20(7): 38-41.
- [20] 李月英, 范俊红, 于海磊, 等. 石家庄降水量和气温变化特征分析[J]. *沙漠与绿洲气象*, 2009, 3(2): 31-34.
- [21] 栗玉鸿, 王家卓, 胡应均, 等. 城市明渠生态补水方法初探——以石家庄海绵城市规划中水环境提升为例[J]. *给水排水*, 2019, 55(2): 64-69.
- [22] 国家环境保护总局《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.
- [23] 易雯. 《地表水环境质量标准》中氮、磷指标体系及运用中有关问题的探讨[J]. *环境保护*, 2004(8): 10-11.
- [24] CLEMENT D R, STEINMAN A D. Phosphorus loading and ecological impacts from agricultural tile drains in a west Michigan watershed[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2017, 43(1): 50-58.
- [25] 党二莎, 唐俊逸, 周连宁, 等. 珠江口近岸海域水质状况评价及富营养化分析[J]. *大连海洋大学学报*, 2019, 34(4): 580-587.
- [26] 孙力平, 贾振睿, 钟远. 天津水上公园水景湖富营养化特性及成因分析[J]. *天津城建大学学报*, 2015, 21(2): 114-119.
- [27] 吴雅丽, 许海, 杨桂军, 等. 太湖春季藻类生长的磷营养盐阈值研究[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(9): 1622-1629.
- [28] 夏军, 高扬, 左其亭, 等. 河湖水系连通特征及其利弊[J]. *地理科学进展*, 2012, 31(1): 26-31.
- [29] 李玲玲. 石家庄市水文地质条件分析[J]. *甘肃科技*, 2013, 29(15): 38-39.
- [30] 彭桂兰, 姚国鹏, 林杰, 等. 基于 USLE 的苏南山丘区水土流失面源污染监测[J]. *林业科技开发*, 2014, 28(2): 63-67.
- [31] 桂红艳. 城市污水处理厂对周边环境污染防治初步研究[D]. 广州: 中国科学院研究生院(广州地球化学研究所), 2007.
- [32] 陈中颖, 刘爱萍, 刘永, 等. 中国城镇污水处理厂运行状况调查分析[J]. *环境污染与防治*, 2009, 31(9): 99-102.
- [33] BAKRI D A, RAHMAN S, BOWLING L. Sources and management of urban stormwater pollution in rural catchments, Australia[J]. *Journal of Hydrology*, 2008, 356(3/4): 299-311.
- [34] 贾海峰, 程声通, 丁建华, 等. 水库调度和营养物消减关系的探讨[J]. *环境科学*, 2001, 22(4): 104-107.
- [35] 李如忠, 刘科峰, 钱靖, 等. 合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价[J]. *环境科学*, 2014, 35(5): 1718-1726.
- [36] 李田, 林莉峰, 李贺. 上海市城区径流污染及控制对策[J]. *环境污染与防治*, 2006, 28(11): 868-871.
- [37] DALOGLU I, CHO K H, SCAVIA D. Evaluating causes of trends in long-term dissolved reactive phosphorus loads to lake Erie[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(19): 10660-10666.

编辑: 丁 怀 (收稿日期: 2020-04-25)