



文章栏目：流域水环境修复与综合整治

DOI 10.12030/j.cjee.202008214

中图分类号 X522

文献标识码 A

张贤君, 张文强, 李思敏. 观澜河流域 (龙华区段) 水质改善工程及其治理成效[J]. 环境工程学报, 2021, 15(8): 2810-2820.
ZHANG Xianjun, ZHANG Wenqiang, LI Simin. Effectiveness of engineering measures for water quality improvement in Guanlan River Basin (Longhua section)[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(8): 2810-2820.

观澜河流域 (龙华区段) 水质改善工程及其治理成效

张贤君^{1,2}, 张文强^{3,*}, 李思敏^{1,2}

1. 河北工程大学能源与环境工程学院, 邯郸 056038

2. 河北工程大学, 河北省水污染控制与水生态修复技术创新中心, 邯郸 056038

3. 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, 北京 100085

第一作者: 张贤君 (1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 河流生态修复, E-mail: 952811521@qq.com

*通信作者: 张文强 (1982—), 男, 博士, 副研究员。研究方向: 水环境治理等。E-mail: wqzhang@rcees.ac.cn

摘要 分析了观澜河流域 (龙华区段) 内水体黑臭的原因, 并梳理了具体的治理工程措施。根据 2017 年 11 月—2020 年 5 月该流域水体的 DO 和氨氮指标变化进行了治理成效评估。结果表明: 流域内水体水质指标年际变化较大; 塘水围河 2018 年 5 月的 DO 平均值为 $1.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 低于国家轻度黑臭水体标准值 ($2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 大水坑河 2018 年 2 月氨氮平均值为 $34.86 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 为重度黑臭水体氨氮标准的 2.3 倍; 截至 2020 年 5 月, 全流域河流水质的 DO 基本高于 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、氨氮含量小于 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 基本消除黑臭; 然而, 雨天溢流和面源污染等影响城市河流水质的痼疾尚未完全消除。

关键词 城市河流; 黑臭水体; 工程措施; 水质分析; 观澜河流域

城市范围内的河流、湖泊及其他景观水体, 担负着提供水资源、发挥生态效应、承载城市生活等多种功能^[1-2]。2015 年, 国务院正式出台《水污染防治行动计划》(简称“水十条”), 将城市黑臭水体整治作为重要内容, 全面控制污染物排放, 并提出明确要求: 加大黑臭水体治理力度, 于 2020 年底前完成地级及以上城市建成区黑臭水体均控制在 10% 以内的治理目标^[3-5]。

城市河流黑臭水体是呈现令人不悦或散发不适气味水体的统称, 是河流水体受污染的一种极端现象^[6-8]。尤其对于南方城市河流, 河流类型多为中小型河流, 环境容量小, 容易受到污染, 且呈现以城市为中心的污染特点。污水主要来源为生活污水, 以有机污染物质和细菌污染为主, 可生化性较好, 重金属及其他难降解的有毒有害污染质一般不超标。河流污水主要污染物指标 BOD₅、COD、SS 值比北方城市河流污水稍低, 其原因在于南北方居民生活习惯的差异^[9-10]。针对黑臭水体治理, 目前普遍采用控源截污、清淤疏浚和生态修复等治理手段, 治理成效显著, 黑臭水体数量大幅度减少, 河流水质明显改善。

本研究以南方城市深圳市的观澜河流域 (龙华区段) 为研究对象, 通过对观澜河龙华区段干支

收稿日期: 2020-08-23; 录用日期: 2020-10-24

基金项目: 广东省重点领域研发计划项目 (2019B110205002)

流河历年水质变化进行监测分析, 结合该河段的治理工程措施, 评估黑臭水体治理成效, 总结工程治理措施及实施成效, 以期为城市河流水质改善和水环境提升提供参考。

1 区域概况

1.1 研究区域概况

观澜河流域位于深圳市中北部, 发源于龙华区民治街道大脑壳山(见图1), 自南向北贯穿整个龙华区。河流部分支流分布于龙岗区西南部, 光明区东南角, 干流在观澜企坪以北汇入东莞市境内石马河, 属东江水系一级支流石马河的上游段。观澜河流域(龙华区段)面积为175.58 km², 流域内积雨面积1.0 km²及以上河流有34条, 其中龙华区内有19条。

观澜河流域(龙华区段)内共有干支流24条, 其中干流1条, 独立河流2条(君子布河、牛湖水), 一级支流14条, 二、三级支流7条。各水体均为雨源性河流, 根据对观澜河流域内各降雨站点多年降雨系列的分析, 多年平均降雨量为1 606 mm。降雨年际变化较大, 最大年降雨量2 080 mm, 最小年降雨量780 mm; 降雨年内分配极不均匀, 汛期(4—9月份)降雨量大且集中, 约占全年降雨总量的80%, 并且降雨强度大, 多以暴雨形式出现, 极易形成洪涝地质灾害。

1.2 样品采集与分析

1) 调研对象。观澜河流域(龙华区段)干支流共计24条; 通过查阅当地相关资料和结合现场踏察发现岗头河已为干涸状态, 仅作为泄洪渠道; 其余23条干支流均为本次研究对象, 分别为观澜河干流、白花河、大水坑河、牛湖水、君子布河、樟坑径河、横坑水、大布巷河、丹坑水、茜坑水、长坑水、清湖水、横坑仔河、黄泥塘河、龙华河、大浪河、冷水坑河、高峰水、上芬水、坂田河、油松河、塘水围河、牛咀水。经统计, 河道长度合计106.44 km。

2) 调研方法。参照《水质 采样方案设计技术规定》(HJ 495-2009)结合现场情况按照科学有效的布点原则, 充分考虑河段取水口、排污口数量和分布及污染物排放状况、水文及河道地形、支流汇入及水工程情况、植被与水土流失情况、其他影响水质及其均匀程度的因素等。污染严重的河段可根据污水口分布及排污状况, 设置若干控制断面, 控制的排污量不得小于本河段总量的80%。

3) 样品采集。根据观澜河流域特征, 选择水流相对缓慢平直的节点区域设置采样点。从观澜河上游到下游的顺序, 每条支流从上游到下游的采样点位顺序, 以每条河的前2个字母为样点代号依次命名, 共定位176个点位。水质数据采集时间是从2017年11月—2020年5月, 采样频次为每周1次。水样共分4瓶, 采集的水样储存于提前加入HgCl₂的250 mL塑料样品中, 以抑制微生物的氧化分解, 用于测定水样中的氨氮(NH₃-N)含量; 同时, 现场采用多功能水质检测仪(HQ43d,

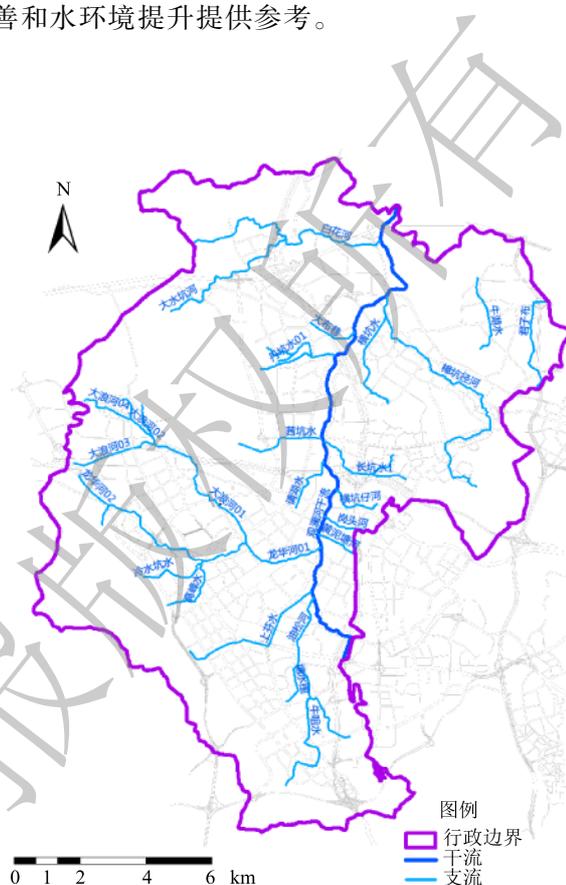


图1 观澜河流域(龙华区段)水系图

Fig. 1 Map of river systems in the Longhua district section of the Guanlan River basin

德国 WTW) 测定水温 T 、溶解氧 DO 和 pH; 对每个采样点处的水样利用 ULTRAMETER II 6PFC 型号的便携式水质分析仪对其氧化还原电位 (oxidation-reduction potential) 进行准确测定; 并对每个采样点处的水质透明度运用塞氏盘法进行测定。每次水样采集完毕后快速置于 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的车载冰箱中进行冷藏保存。

4) 数据处理。采用纳氏试剂分光光度法测定 (HJ 535-2009) $\text{NH}_3\text{-N}$ 。测定原理是碘化汞和碘化钾的碱性溶液与氨反应生成淡黄棕色胶态化合物, 其色度与氨氮含量成正比, 通常可在波长 $410\sim 425\text{ nm}$ 内测其吸光度, 计算其含量。水样经过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 尼龙膜过滤后留滤液 (空白和标曲不需要过滤), 依据稀释倍数取样, 加入到哈希管, 用无氨水加至总体积为 10 mL 。加 0.2 mL 酒石酸钾钠溶液, 混匀。加 0.3 mL 纳氏试剂, 混匀。放置 10 min 后, 在波长 420 nm 处, 用光程 10 mm 比色皿, 以无氨水为参比, 测定吸光度。

1.3 黑臭水体基本情况

黑臭水体治理措施实施之前, 观澜河流域 (龙华区段) 河流黑臭严重。流域内 22 条河流全部为黑臭河流, 其中重度黑臭河流有坂田河、长坑水、大水坑河、牛湖水、清湖水、大布巷河、丹坑水、塘水围河、上芬水、高峰水、横坑水、横坑仔河、黄泥塘河和樟坑径河等 14 条支流, 河流水质差, DO 平均值为 $5.63\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮平均值为 $22.86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 黑臭长度 62.04 km , 黑臭面积 1.226 km^2 , 感官黑色, 有明显臭味, 河面漂浮物较多, 沿途排污口较多; 轻度黑臭河流有白花河、牛咀水、茜坑水、油松河、冷水坑河、君子布河、龙华河和大浪河等 8 条支流, 河流水质较差, DO 平均值为 $4.27\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮平均值为 $8.01\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 黑臭长度 7.05 km , 黑臭面积 0.051 km^2 , 河流沿岸也存在污水直排口, 数量较少, 但仍有明显黑臭现象。

氨氮是影响我国地表水水环境质量的首要指标^[11]。相关参考资料显示, 观澜河流域 (龙华区段) 水量总计约 $9.2\times 10^5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 由式 (1) 计算得出观澜河流域 (龙华区段) 黑臭水体治理之前, 水体中氨氮含量总负荷为 $14.20\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

$$W = C \times Q \quad (1)$$

式中: W 为氨氮含量负荷, $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$; C 为氨氮, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; Q 为水量, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 。

1.4 黑臭原因解析

1) 外源污染输入量大, 污染负荷重。造成水体黑臭的主要原因分为外源污染物质输入、内源隐性污染和水生态退化严重。外源污染是水体黑臭的重要原因之一, 主要为城市人口密集, 城中存在众多散乱污小作坊偷排污水, 并且市政管网系统不健全, 污水处理能力严重不足^[12]。当地提供的勘察资料显示, 观澜河流域 (龙华区段) 入河污水排口共计 533 个, 管径最大有 2000 mm , 主要为居民生活污水, 水量少, 但污染物浓度较高。当地有关部门资料显示, 2017 年观澜河流域 (龙华区段) 沿岸排扣污水直排入河现象严重, 排污量大, 大部分排放入河的污水均为生活污水, 观澜河流域 (龙华区段) 年排口入河污水量达 $8.19657\times 10^7\text{ t}$ 。

2) 河道存在隐性污染, 内源污染问题突出。内源污染通常指的是水中底泥释放的污染物不断污染水体, 使水体富营养化, 并含有一些有毒有害物质, 污染物厌氧发酵产生的甲烷和氮气导致底泥上浮造成水体黑臭^[13]。当地提供的勘察资料得出, 观澜河流域 (龙华区段) 的河道纵坡较大, 底泥淤积量相对较少, 总河道底泥量约为 $20\times 10^4\text{ m}^3$, 且底泥中的 pH 平均值为 7.83, 最大值为 8.45, 最小值为 7.22, 有机质质量含量为 $0.08\%\sim 16.2\%$, 部分河段 Cu 浓度高达 $422\sim 500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb 的平均浓度值为 $10.4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 同时也检测出了 Zn、Cr、Hg 等重金属物质, 且含量较高。

3) 河流水生态退化严重, 流域水环境容量低。观澜河流域 (龙华区段) 内建设开发强度高, 开发利用超 50% , 自然河流属性退化; 干流滨河生态空间不足, 支流人工渠道化; 流域蓝绿生态空

间为42.6%, 水域所占比重仅为4.25%, 生态安全保障低、服务能力差。

水环境容量是指在流域系统内, 在不影响流域水质、水生态等水环境的情况下, 流域水体所能容纳污染物的最大量, 具体计算方法见式(2)。

$$W = W_{\text{稀释}} + W_{\text{自净}} = 0.001Q(C_j - C_0) + 0.001KVC_j \quad (2)$$

当 $C_j < C_0$ 时, 式(2)转换为式(3)。

$$W = W_{\text{自净}} = 0.001KVC_j \quad (3)$$

式中: W 为观澜河留水环境容量, $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$; Q 为稀释水量, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$; V 为河道水位库容量, m^3 ; K 为污染降解系数, d^{-1} ; COD 降解系数, 取 0.1 d^{-1} , TP 降解系数, 取 0.02 d^{-1} ; C_j 为目标水质, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 取地表水 V 类标准; C_0 为补水水质, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

采用式(1)和式(2)计算观澜河流域水环境容量得到观澜河流域旱季水环境容量氨氮容量为 $0.072 \text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$, 远小于旱季入河污染物总量。

2 工程治理措施

2.1 总体治理思路

根据上述问题分析, 流域内水质改善工程治理从以下3个方面开展: 1) 针对城中村散乱污小作坊偷排漏排、市政基础设施不健全等外源污染问题, 通过实施正本清源、雨污分流、管网提质增效、污水处理厂提标改造等工程措施, 彻底切断污水来源; 2) 针对河道黑臭底泥淤积等内源污染问题, 开展河道清淤工程措施, 实现污染物的永久去除; 3) 针对流域水生态退化问题, 开展碧道建设和生态补水工程措施, 提高流域水环境容量。

2.2 工程治理措施

1) 外源截污措施。①雨污分流工程。对原有排水管网实施雨、污分流制改造, 现状合流管可保留使用的改作雨水管, 同时新增一条污水管, 以达到雨、污分流的目的, 龙华区雨污分流工程共实施了5期, 完成973 km 的雨污分流管网建设。②正本清源工程。主要分为污染源调查、现状排水系统梳理、建筑排水小区调研等, 根据不同类型小区排水管网的特征, 结合实际制定不同的设计方案, 先已完成正本清源工程7个批次, 共完成2 032个小区的正本清源改造。③管网提质增效工程。重点开展干管修复, 解决市政高水位运行、淤堵等问题, 并全面覆盖正本清源工程所遗漏的小区, 实现龙华区管网全覆盖, 保证污水处理厂进水浓度合格, 同时协助解决暴雨积水点和雨天溢流等问题, 实现污染全面防治。④污水处理设施提标改造工程。修建了8座临时污水处理设施, 处理沿河截污管道收集的生活污水, 污水处理能力为 $2.05 \times 10^5 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 出水水质达准IV类。观澜、龙华污水处理厂用于处理市政管网收集的污废水, 处理规模为 $7.6 \times 10^5 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 出水水质已全部达地表水准IV类, 民治污水厂目前在建, 处理规模为 $9.0 \times 10^4 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, 预计2020年投入使用。

外源治理共计整治污水直排口547个, 截留直排污水 $8 196.57 \times 10^4 \text{ t}$, 完成973 km 的雨污分流管网建设, 完成2 032个小区的正本清源改造, 城市污水收集率达83%, 完成氨氮负荷削减8 720.88 t。

2) 内源治理措施。内源治理技术是指通过打捞、净化等途径使水体中的垃圾、淤泥等污染物得以清除, 实现河流水质改善^[14-16]。实施了清淤疏浚措施, 主要采用的是机械清淤的方式(小型装载机外形尺寸 $5.45 \text{ m} \times 1.96 \text{ m} \times 2.52 \text{ m}$), 对全流域23条支流进行清淤, 底泥被运往处理中心进行集中处理。同时, 对全区83段22.31 km 暗涵实施清淤、总口截污、揭盖复涌工作, 分别在暗涵段出口处新建高约30 cm 的截污挡墙, 截流暗涵内污水。共计清理底泥 $93 077 \text{ m}^3$, 削减氨氮污染负荷2 180.22 t, 有效的清除了河道中隐性的污染源。

3) 流域生态化改造措施。①河道生态化改造, 恢复滨河生态空间。结合流域蓝线管控, 以河

岸带人工干扰程度40%以下为目标,拆除了河道违建并逐步拓宽滨岸带,在位于人民路-环观南路地段,开展了1.3 km碧道建设,沿岸新建主题公园,依托现有体育馆等建筑,打造了特色滨水跑道。②综合利用多种水源,保障河道生态基流。当地积极运用活水循环技术,通过向黑臭水体中加入洁净水的方式^[17],即生态补水工程,通过新建补水管道和提升泵站的方式进行河流生态补水,补水工程实施2期,共新建DN300~DN1200的补水管道61.07 km管道,6座提升泵站,总规模为 $4.5 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ 。同时,构建了流域污水处理设施-水库群-河道分类分区补水系统,实现干支流的科学补水。

3 治理成效分析

通过上述工程措施的实施,极大地改善了观澜河(龙华区段)河流水系的水环境状况。外源治理措施和内源治理措施降低了河流上覆水的污染负荷,河流生态化改造措施提高了河流自净能力。在时间尺度上,治理后(2020年)的监测数据表明,氨氮和DO在流域范围内得到较大改善,已实现全面“消黑”;在空间分布上,除塘水围、上芬水、大布巷等支流氨氮超过地表水环境质量V标准类外,其余干支流均能满足地表水环境质量V标准。

3.1 在时间尺度上的水质改善情况

1) 河流水质年际变化趋势。观澜河流域水文气候独特,汛期降雨量充沛、雨天水量大而急、季节性水量差异明显等。选取DO和氨氮作为典型指标^[18]进行评价分析。图2(a)和图2(b)分别为观澜河流域(龙华区段)黑臭水体治理之前DO、氨氮含量分布图,可知流域DO含量平均值为 $4.95 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,各种浮游生物即不能生存^[19-22],各条河流DO含量基本大于 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,有个别河段如坂田河、大水坑河、横坑水、樟坑径河存在局部DO含量小于 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,其中横坑仔河全河段DO含量小于 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,为流域内DO含量最低的河流,整条河段水体也为缺氧状态;而氨氮含量平均

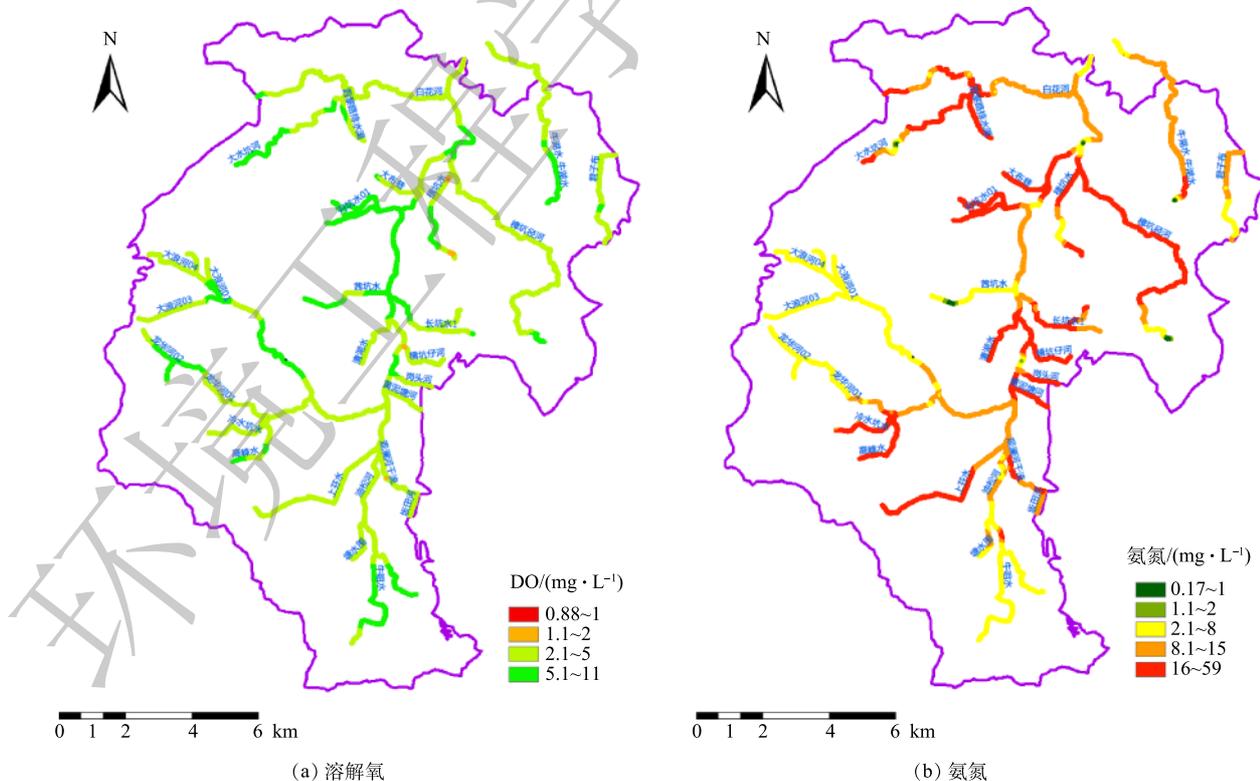


图2 观澜河流域(龙华区段)治理前DO、氨氮含量分布图

Fig. 2 Map of distribution of DO and ammonia nitrogen levels in the Guanlan River Basin (Longhua section) before treatment

值高达 $15.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，其剧烈的毒性直接导致河流水体中水生生物的死亡，严重破坏水环境生物链^[23-24]，表明观澜河流域(龙华区段)河流水生态是基本丧失的。全流域所有河流均为达黑臭水体标准，即氨氮含量大于 $8.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，且坂田河、长坑水、大水坑河等 14 条河流氨氮含量大于 $15.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水质恶化非常严重。通过增设河道跌水设施，对河流水体进行“充氧”，实施控源截污措施，将直排入河的生活污水引入市政管网，使得入河污染负荷减少，并且对河道进行了清淤疏浚工作，将河道内污染物质彻底清理，流域内水质因此得到大幅度提升。如图 3(a) 所示，流域内各河流 DO 含量均符合黑臭标准，且 DO 含量平均值达 $5.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，基本满足水体中浮游生物、鱼类、好氧微生物等的生存条件，且长坑水 2020 年 5 月 DO 含量为 $8.13 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，则可划分为清洁河流标准；且图 3(b) 中氨氮含量已稳步下降，均低于国家黑臭水体标准值 ($8.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，且流域内氨氮含量平均值降至 $1.81 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氨氮污染负荷减少了 $10\,901.1 \text{ t}$ ，实现全流域黑臭水体的全面消除。其中，观澜河流域各条河流 DO 和氨氮年际变化趋势见图 4 和图 5。

2) 河流水质年内变化趋势分析。观澜河流域属亚热带海洋性季风气候区，降雨年内分配极不均匀，即导致河流水质年内变化幅度较大(见图 6)。总体来看，流域内河流汛期 DO 含量整体高于非汛期，汛期流域内河流氨氮含量整体高于非汛期。河流水质受水量、点源与非点源污染共同作用的影响，非汛期水质主要反映点源污染情况，而汛期则主要反映面源污染和稀释作用的影响^[25]。图中数据可知，汛期该流域水质整体受水量增大的影响程度低于面源污染所带来的影响，如黄泥塘河汛期氨氮含量 ($21.39 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 为非汛期氨氮值 ($13.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 的 1.6 倍，其原因在于汛期雨天合流制排口溢流严重且河流受面源污染严重；而上芬水汛期氨氮含量 ($9.26 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 远低于非汛期 ($16.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)，其原因在于该河流存在排口截流不彻底、晴天污水溢流现象。可见，该流域整体河流水质受点源和非点源污染物的共同影响。

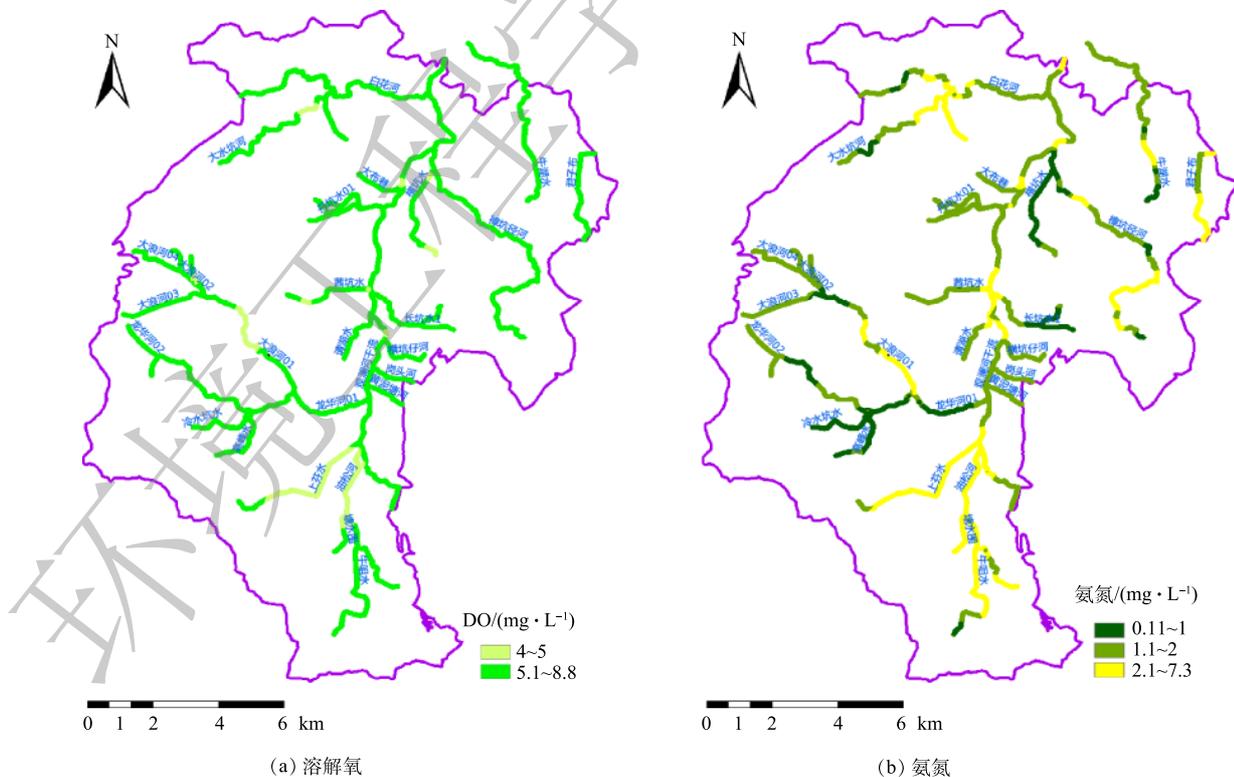


图 3 观澜河流域(龙华区段)治理后 DO、氨氮含量分布图

Fig. 3 Map of distribution of DO and ammonia nitrogen levels in the Guanlan River Basin (Longhua section) after treatment

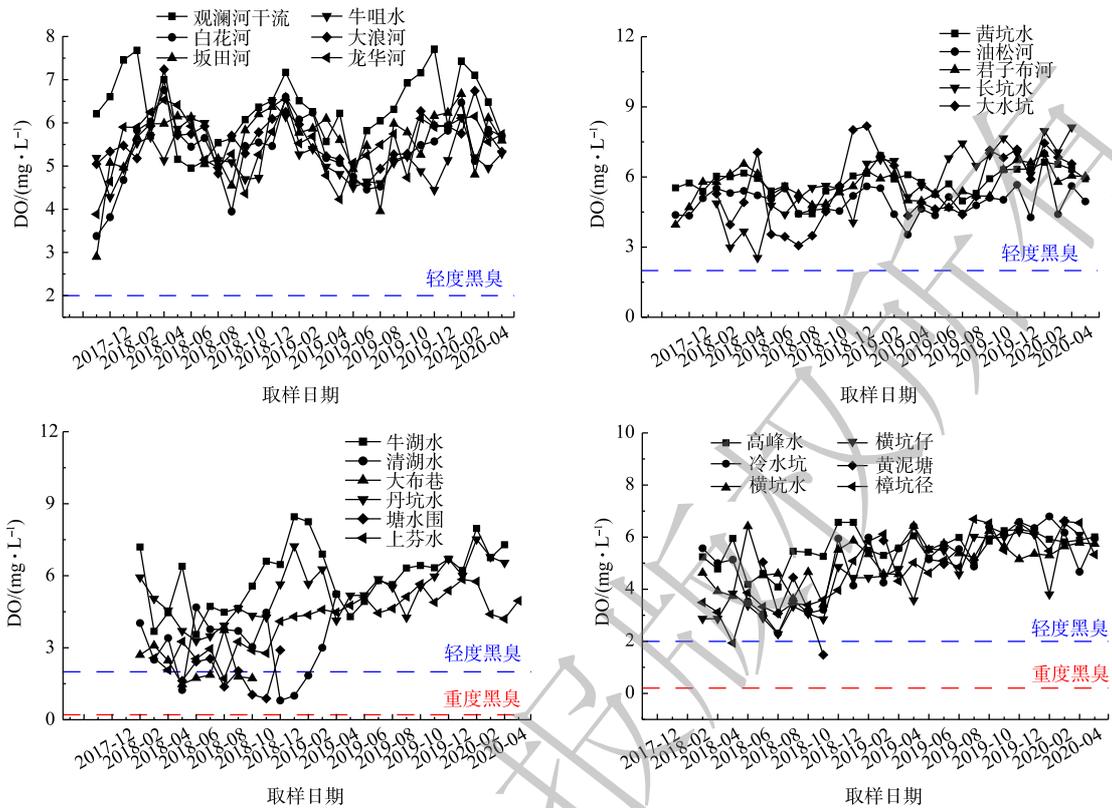


图4 观澜河流域(龙华区段)DO年际变化趋势

Fig. 4 Trend chart of interannual variations in DO in the Guanlan River Basin (Longhua section)

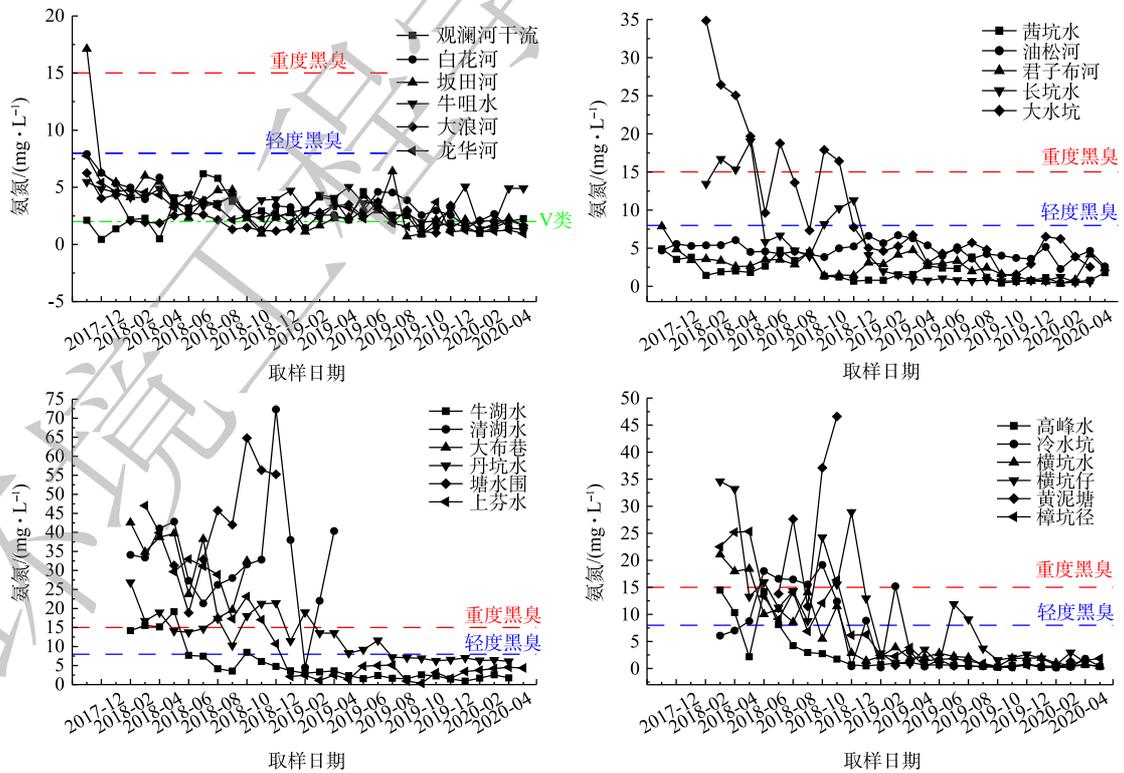
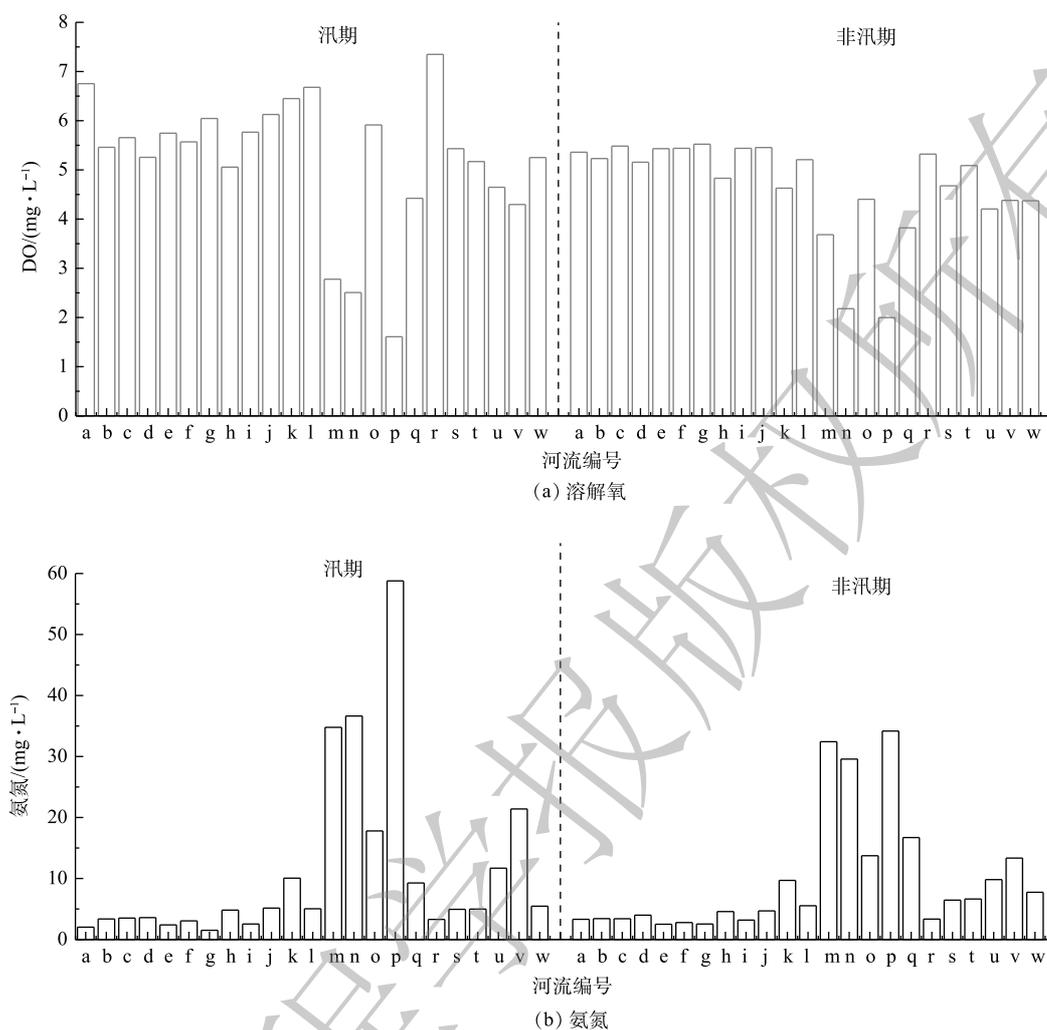


图5 观澜河流域(龙华区段)氨氮年际变化趋势图

Fig. 5 Annual trend chart of ammonia nitrogen level in the Guanlan River Basin (Longhua section)



注:a为观澜河干流;b为白花河;c为坂田河;d为牛咀水;e为大浪河;f为龙华河;g为茜坑水;h为油松河;i为君子布河;j为长坑水;k为大水坑河;l为牛湖水;m为清湖水;n为大布巷河;o为丹坑水;p为塘水围河;q为上芬水;r为高峰水;s为冷水坑河;t为横坑水;u为横坑仔河;v为黄泥塘河;w为樟坑径河。

图 6 观澜河流域汛期、非汛期溶解氧、氨氮年内变化趋势

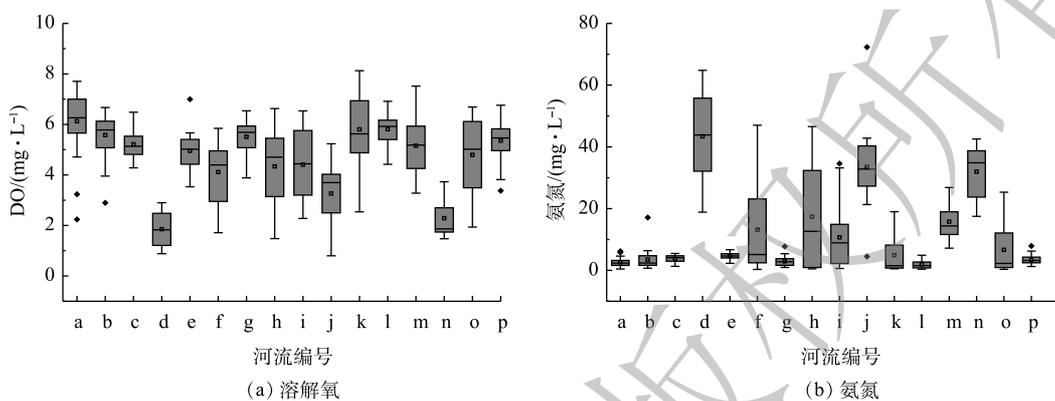
Fig. 6 Annual variation trend of dissolved oxygen and ammonia nitrogen in flood season and non-flood season in the Guanlan River Basin

3.2 在空间尺度上的水质改善情况

1) 干流与支流水质变化。为更直观地了解观澜河流域干流与一级支流之间的空间变化,对干流及 15 条一级支流进行了箱式图分析。箱式图可反应数据的离散程度,尽可能排除随机干扰和异常极端值的影响,且可以表现数据的分布结构,并进行多批数据的时空比较和分析^[26]。如图 7 所示,观澜河干流 DO 含量的平均值为流域内最高值,并且数值主要集中在 5.6~7 mg·L⁻¹,氨氮含量数值集中在 0.44~1.87 mg·L⁻¹,优于地表水 V 类水标准。观澜河干流氨氮含量的平均值为流域内最低值,其余一级支流从汇入干流上游至下游的顺序,整体呈现缓慢上升趋势。其原因在于,观澜河上游段位民治街道,地理位置靠近市区中心,经济发展相对较好,市政基础设施建设较为完善,污水入河现象较少;相反,观澜河下游段,市政配套设施不完备,存在污水入河现象,则导致汇入下游一级支流氨氮含量上升。部分河流 DO 和氨氮数值存在异常点,其原因为治理前存在雨天排口污水溢流导致水质短期恶化。

2) 河流水质变化比较。为探究影响水体黑臭重要指标 (DO、氨氮) 之间的相关性,选取了具有

4条河流(观澜河干流、白花河、坂田河、大浪河)进行了线性回归分析,结果如图8所示。DO和氨氮的线性拟合度较高,其中观澜河干流 $R^2=0.68$,坂田河 $R^2=0.57$,白花河 $R^2=0.28$,大浪河 $R^2=0.15$,且4条河流DO和氨氮均呈相反的数量关系。这表明氨氮在城市黑臭水体中可能是造成溶解氧降低的关键因素。河流水质产生黑臭的重要原因即为人类活动所造成的生活污水、工业废水



注:a为观澜河干流;b为坂田河;c为牛咀水;d为塘水围河;e为油松河;f为上芬水;g为龙华河;h为黄泥塘河;i为横坑仔河;j为清湖水;k为长坑水;l为茜坑水;m为丹坑水;n为大布巷河;o为樟坑径河;p为白花河。

图7 观澜河流域干流与支流DO和氨氮空间变化分析图

Fig. 7 Spatial Variation of DO and ammonia nitrogen levels in the main stream and tributary of the Guanlan River Basin

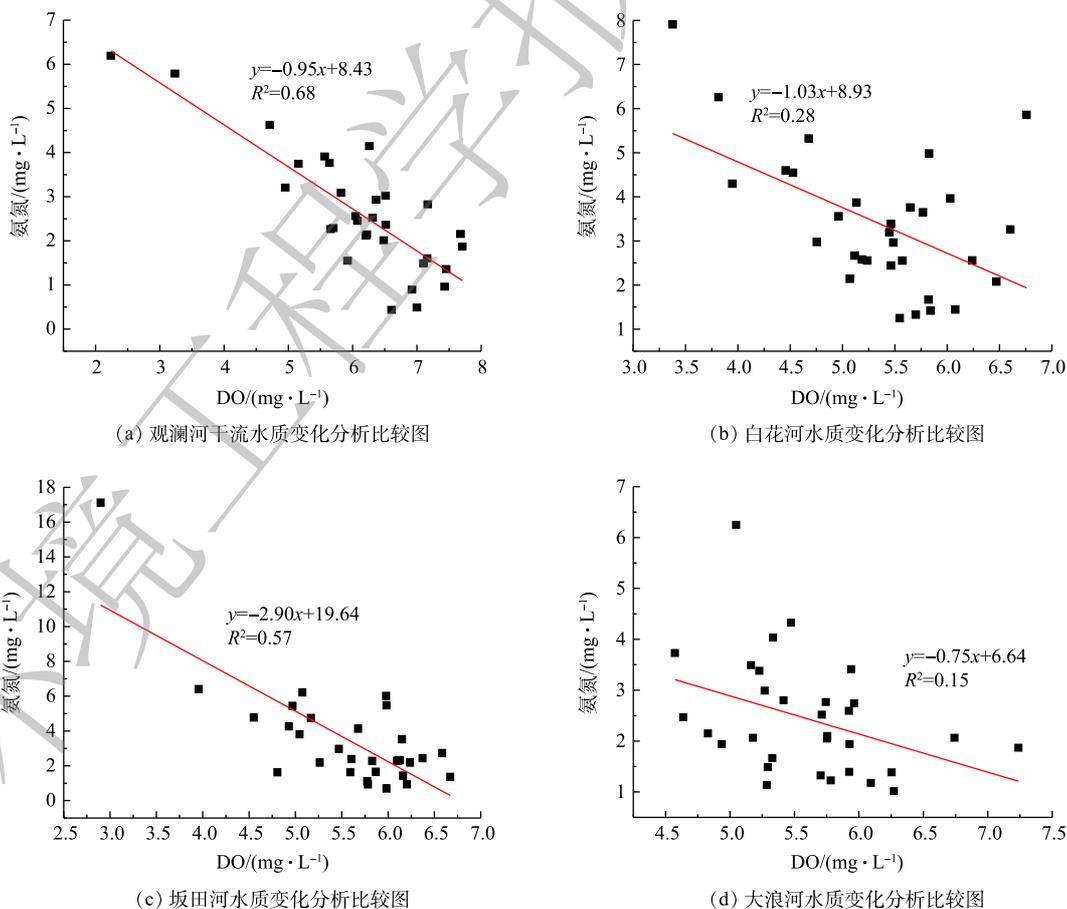


图8 部分河流水质变化比较分析图

Fig. 8 Comparative analysis of water quality changes in some rivers

等直排入河, 含氮有机物进入水体后, 亚硝酸菌和硝酸菌消耗氧气, 有机物逐步被分解为或氧化为无机氨(NH_3)、铵(NH_4^+)、亚硝酸盐(NO_2^-)和最终产物硝酸盐(NO_3^-)。因此, 河流水体中氨氮升高导致了水体DO的降低, 进而对水生生物的新陈代谢产生影响^[27-28]。

4 结语

1) 深圳市龙华区经过数年黑臭水体治理, 已实现观澜河流域(龙华区段)黑臭水体的全面消除, 河流水质明显改善。观澜河流域(龙华区段)水质年际变化显著, 汛期DO、氨氮含量均高于非汛期, 干流DO、氨氮含量主要受汇入支流含量的影响。

2) 绿色市政基础设施建设工程、多水源生态补水工程、河道生态化改造工程、河道清淤疏浚工程等工程措施的开展, 支撑了观澜河流域(龙华区段)河流水质的改善和提升。

3) 虽然观澜河流域(龙华区段)黑臭水体已全面消除, 但是汛期雨天溢流等问题仍旧无法彻底解决, 需进一步深入研究并提出对策, 以保障城市河流长制久清。

参考文献

- [1] 李斌, 柏杨巍, 刘丹妮, 等. 全国地级及以上城市建成区黑臭水体的分布、存在问题及对策建议[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(3): 511-518.
- [2] 赵亚楠, 徐宝军, 彭雨婷. 城市黑臭水体治理技术研究现状和发展趋势[J]. *沧州师范学院学报*, 2020, 36(2): 28-31.
- [3] WANG X, WANG Y G, SUN C H, et al. Formation mechanism and assessment method for urban black and odorous water body: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(4): 1331-1340.
- [4] 刘晓玲, 徐瑶瑶, 宋晨, 等. 城市黑臭水体治理技术及措施分析[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(3): 519-529.
- [5] 郝晓明, 胡湛波, 刘成, 等. 南宁市竹排冲河道水体黑臭评价模型建立研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011, 4(1): 163-171.
- [6] 李学萌. 黑臭水体的产生原因及综合治理研究[J]. *当代化工研究*, 2016(8): 85-86.
- [7] 温灼如, 张瑛玉, 洪陵成, 等. 苏州水网黑臭警报方案的研究[J]. *环境科学*, 1987, 8(4): 2-7.
- [8] 温爽, 王桥, 李云梅, 等. 基于高分影像的城市黑臭水体遥感识别: 以南京为例[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 57-67.
- [9] 覃佩琛. 南方城市河流污染治理工艺的研究[J]. *江西化工*, 2010(3): 106-109.
- [10] 林帼秀. 珠江三角洲城市河流污染及修复维护对策研究[J]. *水资源保护*, 2006(4): 27-29.
- [11] 刘炎, 姜东升, 李雅洁, 等. 不同温度和pH下氨氮对河蚬和霍甫水丝蚓的急性毒性[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(9): 1067-1073.
- [12] 孔韡, 汪炎. 黑臭水体形成原因与治理技术[J]. *工业用水与废水*, 2017, 48(5): 1-6.
- [13] 宫璐璐. 黑臭水体形成原因与治理技术研究[J]. *科学技术创新*, 2019(23): 96-97.
- [14] 田建波, 范擎虹. 浅析我国黑臭水体现状及整治技术[J]. *技术与市场*, 2016, 23(8): 65-66.
- [15] 孙欣, 唐思. 城市黑臭水体治理技术探讨[J]. *再生资源与循环经济*, 2018, 11(11): 42-44.
- [16] 王谦, 高红杰. 我国城市黑臭水体治理现状、问题及未来方向[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(13): 507-510.
- [17] 林长喜, 吴晓峰, 曲凤臣, 等. 我国城市黑臭水体治理展望[J]. *化学工业*, 2017, 35(5): 65-68.
- [18] 顾国维, 蔡不忒. 黄浦江黑臭趋势的初步预测[J]. *上海环境科学*, 1983(4): 24-26.
- [19] 殷燕, 吴志旭, 刘明亮, 等. 千岛湖溶解氧的动态分布特征及其影响因素分析[J]. *环境科学*, 2014, 35(7): 2539-2546.
- [20] 赵海超, 王圣瑞, 赵明, 等. 洱海水体溶解氧及其与环境因子的关系[J]. *环境科学*, 2011, 32(7): 1952-1959.
- [21] CHEN C C, GONG G C, SHIAH F K. Hypoxia in the East China Sea: One of the largest coastal low-oxygen areas in the world[J]. *Marine Environmental Research*, 2007, 64(4): 399-408.

- [22] 李东俊. 溶解氧在河流水质污染中的作用与分析[J]. 河南水利与南水北调, 2014(14): 7-8.
- [23] 孙超. 污水氨氮超标原因分析和解决措施[J]. 低碳世界, 2020, 10(8): 18-19.
- [24] 王超, 单保庆, 赵钰. 滏阳河水系沉积物硝化速率分布及溶解氧的限制效应[J]. 环境科学学报, 2015, 35(6): 1735-1740.
- [25] 董慧峪, 强志民, 李庭刚, 等. 南苕溪支流锦溪水质时空变化特征分析[J]. 环境工程学报, 2012, 6(3): 772-778.
- [26] 秦延文, 刘琰, 刘三录, 等. 流域水环境质量评价技术研究[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
- [27] 徐瑶瑶, 宋晨, 宋楠楠, 等. 复合菌对黑臭水体中S₂-的氧化条件优化及动力学特性[J]. 环境工程学报, 2019, 13(3): 530-540.
- [28] 潘欣, 梁玉祥, 潘柯樾, 等. 城市生活污水中溶解氧的衰减和氨氮的降解规律[J]. 四川化工, 2005(6): 44-48.

(责任编辑: 靳炜)

Effectiveness of engineering measures for water quality improvement in Guanlan River Basin (Longhua section)

ZHANG Xianjun^{1,2}, ZHANG Wenqiang^{3,*}, LI Simin^{1,2}

1. College of Energy and Environmental Engineering, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China

2. Hebei Technology Innovation Center for Water Pollution Control and Water Ecological Remediation, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China

3. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center of Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Science, Beijing 100085, China

*Corresponding author, E-mail: wqzhang@rcees.ac.cn

Abstract This paper analyzes the causes of black and smelly water in the Guanlan River Basin (longhua section), and sorts out the specific treatment engineering measures. The effectiveness of the measures was evaluated according to the changes in DO and ammonia nitrogen indexes in the basin from November 2017 to May 2020. Results showed that the values of water quality indexes in the basin varied greatly from year to year. The average DO in the Tangshuiwei River in May 2018 was $1.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was lower than the DO standard ($2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) in national standard limit of mild black and smelly river. The mean ammonia nitrogen value in the Dashuikeng River in February, 2018 was $34.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, which was 2.3 times higher than the ammonia nitrogen limit for severe black and smelly river by the national standard. By May 2020, the level of DO in rivers in the whole basin is basically higher than $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the ammonia nitrogen concentration is less than $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The black and smelly river section was mostly eliminated in the whole river basin, though the influence of overflows in rainy days and non-point source pollution on river water quality was still evident and difficult to be eliminated completely.

Keywords urban river; black and smelly water; engineering measures; water quality evaluation; Guanlan River Basin