

城市景观水体表观质量评价方法优化

李学艳¹ 黄 勇¹ 李 旻² 孙 娜¹

(¹ 苏州科技学院环境科学与工程学院, 苏州 215009; ² 威立雅水务工程(北京)有限公司, 北京 100004)

摘要 根据城市景观水体表观质量评价方法在应用中出现的问题,结合苏州城区河道特点、近年监测数据,以更换部分评价因子、重新分配权重及替换模糊算子的方法对其进行优化。最终选取溶解氧、浊度、叶绿素 a 、化学需氧量(Im)、氨氮和硫离子浓度作为评价影响因子,以 $M(\cdot, +)$ 加权平均模糊算子优化模型,对苏州城区城市景观水体进行表观质量评价,并调整城市景观水体表观评价体系以评价模型结果准确性。结果表明,改进后的模糊综合评价模型评价结果与现场评价结果具有很好的一致性,能够全面客观地反映城市景观水体表观质量状况,适用于城市景观水体表观质量评价。

关键词 城市景观水体 表观质量 模糊综合评价方法 模型优化

DOI:10.13789/j.cnki.ww1964.2014.0350

城市景观水体表观质量评价方法能如实反映水体表观情况、区分水体表观质量优劣,描述景观水体表观污染程度渐变过程^[1]。但在实际连续应用中发现了一些问题,造成评价过程不便,或导致评价结果出现偏差,影响评价效果。因此,对城市景观水体表观质量评价方法进行优化,可以对其进行深入发展和利用,使其更好地服务于城市景观水体表观质量评价,为城市景观水体规划、治理提供参考资料和重要依据。

1 问题的提出

1.1 景观水体表观质量评价体系

相关研究结果表明,城市景观水体表观质量评价体系中的现场评价得分与级别吻合率仅为 66%^[2]。进一步对连续监测评价结果分析发现,不符合的水体主要表现为水色异常、较浑浊、无异味的表观污染类型。

1.2 水样采集与水质分析

受采样条件和试验者自身条件限制,评价因子集中的一些指标不易取得准确监测数据。如在桥面较高、河宽较大的采样点,透明度无法准确测定;色度和透明度数值受测量者自身条件影响很大。

1.3 模糊综合评价模型

国家自然科学基金项目(50938005,51108291);江苏省重点实验室开放课题(ZD111205);住房和城乡建设部科技计划项目(2014-K5-035);江苏省研究生工作站合作项目。

城市景观水体表观质量评价方法所选择的评价因子中,浊度与透明度呈反相关关系^[2],即浊度越大,透明度越小,二者同在评价体系内互为重复指标;色度仅能体现颜色深浅,不能按照人对水色的审美评价水色优劣,且不同色调水体的色度不具可比性^[3]。

以上这些问题无法通过调整模型参数来解决,本文考虑从源头上更换模型中参与评价的因子来优化评价方法。

2 材料与方法

2.1 水样采集与水质分析

本文以苏州中心城区具有代表性的 31 处景观水体为研究对象。采样时间为 2013 年 1~11 月,每月一次。采样点位置标识如图 1 所示。



图 1 采样点位置标识

现场测定水体物理指标(透明度、DO、水温、叶绿素、浊度、pH等);水样采集保存后测定 NH_3-N 、TP、Im、TN、 S^{2-} 浓度等水质指标^[4]。主要监测项目及方法如表1所示。

表1 监测项目及方法

监测项目	监测方法	监测项目	监测方法
DO	多功能水质参数仪 YSL-6600	藻密度	多功能水质参数仪 YSL-6600
水温	多功能水质参数仪 YSL-6600	pH	多功能水质参数仪 YSL-6600
叶绿素 a	多功能水质参数仪 YSL-6600	透明度	赛氏盘法
浊度	多功能水质参数仪 YSL-6600	硫化物	亚甲蓝分光光度法
Im	高锰酸钾酸性法	腐殖酸	UV ₂₅₄ 紫外分光光度法
TN	过硫酸钾氧化法	NH_3-N	纳氏试剂光度法
TP	过硫酸钾消解法		

2.2 评价方法及步骤

评分方法的步骤见图2。根据水体表观质量特性和现场评价中出现的问题,调整景观水体表观质量评价体系,经多人评价统计分析后,得到客观的评价结果。更改参与评价的评价因子及其他参数,即从源头上优化基于水质指标的表观质量评价方法,通过不断修正和改进,最终得到科学、客观、与景观水体表观质量评价体系结果具有较高吻合度的评价结果。

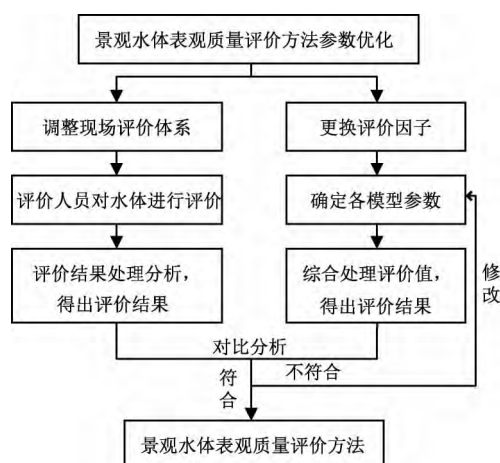


图2 评价方法及步骤

3 结果与分析

3.1 景观水体表观质量评价体系调整

将现场主观评价数据进行对比、总结,对各等级情况下的数据进行分组研究发现,现场主观评价得

分与等级不符合时水体评定等级主要为差和很差,此时水体多为水色异常、浑浊且无异味的情况。

由于城市景观水体多为视觉欣赏用途,人们对水体颜色和浑浊程度的关注程度更高,要求也更严格些。而水体表观污染是多因素造成的复合效应,多因素组合各异,其表现形式也呈多样性。水色异常、水体浑浊的时候不一定出现异味,但在无工业废水进入条件下,出现异味的时候一定多伴随水色异常和水体浑浊情况。因此,水体各表观要素对水体表观质量的贡献大小并不相同,对其赋予相同的权重不合理。

评价人员普遍认为当评价得分与评定等级不符合时,等级评定结果更符合主观感受;而现场主观评价方法中对各等级水体整体和各表观要素、表观影响因素的描述并无错误,因此以等级评定结果作为标准,对各水体感官要素权重进行修改。在现场主观评价中,人们对水体颜色和浑浊程度的重视程度相仿,二者应赋予相近权重值,异味对于水体表观质量的影响较小,因此其权重值应小于水体颜色和浑浊程度。

按照上述总结规律,对水体颜色、浑浊程度和异味三个表观要素分别赋予多组不同权重值,通过现场多人同时对同水体进行评价,找到最优权重组合为水色、浑浊程度和异味分别赋权重为0.45、0.45和0.1,此时将评价得分和等级的符合率由66%提高至87.04%。

将该方法评价结果记录为景观水体实际表观质量,作为模糊综合评价模型模拟结果的预期值。

3.2 模糊综合评价模型优化

3.2.1 更换评价因子集和评价标准集

在城市景观水体表观质量评价中,评价因子选择应遵循如下原则:

(1)与城市景观水体表观具有相关性。

(2)标测定简单,定量容易。

(3)应兼顾代表性和全面。

(4)水质指标数值大小与表观质量优劣具有单方向相关性。

结合所选河道的特点及水质指标与水体表观质量定性关系^[5~15],得到评价因子集:

$$U = \{\text{DO}, \text{浊度}, \text{Chla}, \text{Im}, \text{NH}_4^+, \text{S}^{2-}\}$$

通过统计分析,得出各水质指标与水体表观质量定量关系^[6,16],并参照《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)^[17],确定参与评价指标的各级标准如表 2 所示。

表 2 参与评价指标的各级评价标准

水质指标	V ₁ 类	V ₂ 类	V ₃ 类	V ₄ 类	V ₅ 类
DO/mg/L	7.5	6	5	3	2
浊度/NTU	2	5	8	10	15
Chla/ μ g/L	4	6	8	10	12
Im/mg/L	1	3	5	7	10
NH ₃ -N/mg/L	1	2	3	4	5
S ²⁻ /mg/L	0.005	0.01	0.03	0.05	0.07

3.2.2 确定评价因子权重

众所周知,表观污染程度与水质指标优劣部分相关但又并不完全对应,如浊度增大时水体明显变浑,但 Im 增大时水体表观改变却不一定明显,根据水体表观质量与水质指标相关程度,在对权重赋值时,遵循如下原则:

(1)溶解氧用于评价水体自净能力,对水体中浮游生物量和黑臭程度都有影响,在评价因子体系中较为重要,赋权重时考虑增加溶解氧的权重来体现其重要性。

(2)造成表观污染的原因主要是水体中的不溶物质^[3],因此不溶物质指标权重应大于可溶物质指标权重。

(3)在体现水色异常程度的评价因子中,浊度不仅在一定程度上可以指示水色发黄程度,还能用于评价水中悬浮物的多少,当硫化物浓度大指示水色发黑时,其他水质指标亦变差,尤其是溶解氧,因此,权重大小顺序应为:浊度 > Chla > 硫化物。

(4)苏州古城区河道有机污染物和 N、P 浓度普遍超标,不是藻类生长的限制性因素,对表观具有潜在影响,应适度减小其权重。

最终确定权重赋值如表 3 所示。

表 3 各评价因子权重

评价因子	DO	浊度	叶绿素	Im	NH ₄ ⁺	S ²⁻
权重	0.35	0.21	0.14	0.12	0.06	0.12

3.2.3 确定模糊算子

在城市景观水体表观质量评价方法中,采用模型 $M(\wedge, \vee)$ 计算 $B=WR$,其中:

$$b_j = \bigvee_{i=1}^n (\omega_i \wedge r_{ij}) (j=1, 2, \dots, m) \quad (1)$$

算子 $(\wedge, \vee)$ 有很好的代数性质,但会失去 $R=(r_{ij})$ 的许多信息,常出现评判结果不易分辨的情况。为此,引入 $M(\cdot, +)$ 的加权平均模型:

$$b_j = \sum_{i=1}^n (\omega_i \cdot r_{ij}) (i=1, 2, \dots, m) \quad (2)$$

该模型对所有因素依权重大小均衡兼顾,适用于多种因素综合作用的情况^[18]。

3.3 评价模型优化结果

采用优化后的评价方法对城区监测点进行表观质量评价,现场评价和模型拟合同时进行。

结果表明,在 2013 年 1~11 月间,以现场得分和模型拟合分数误差在 ± 10 分间为标准,吻合率为 87.1%,以评价等级相同为标准,吻合率为 67%,误差数据均在相邻等级。单月吻合率最低 83.3%,最高 96%,具有良好的时间重复性。表观质量评价得分和模糊综合评价模型拟合结果散点图如图 3 所示。由图 3 可以看出,点阵整体落于允许误差范围正中,未出现偏移,不吻合的点偏差不大,说明评价模型指标选择及各参数确定较为合理。

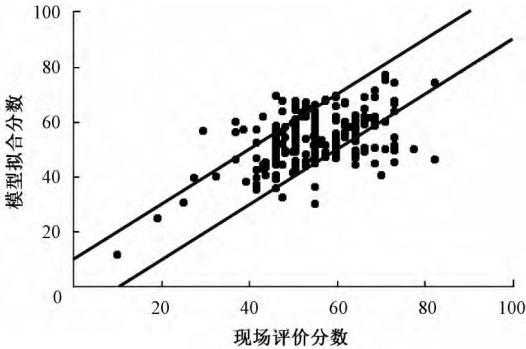


图 3 现场评价分数和模型拟合分数散点

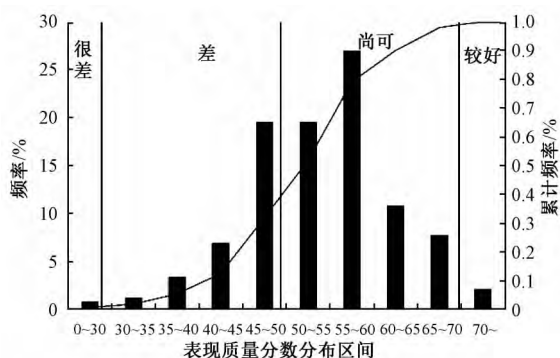
在研究期间,各采样点表观质量最低 11.5 分,最高 77 分,区分度明显;整体上与公众主观感受一致。对评价结果做表观质量分布,如图 4 所示。

综上,优化后模型准确度较优化前有所提高,可以作为常规评价方法应用于城市景观水体表观质量评价。

3.4 评价模型验证

将表观质量指数法应用于建模以外广域水体,采样点位置标识图如图 5 所示。

现场主观评价和表观质量指数法同时进行,以现场主观评价和表观质量指数法误差在 ± 10 分间为标准,符合率达到 88.75%,以现场主观评价为横



注:现场评价分数由 N 人现场评价后取平均分,

$N \geq 3$; 两线间所夹区域为允许误差范围

图4 表现质量分数分布



图5 验证水体采样点位置标识

坐标,表现质量指数为纵坐标,做拟合情况散点图,如图6所示。可以看出,绝大多数的水体满足误差要求,表现质量指数能够与现场主观评价级别吻合。

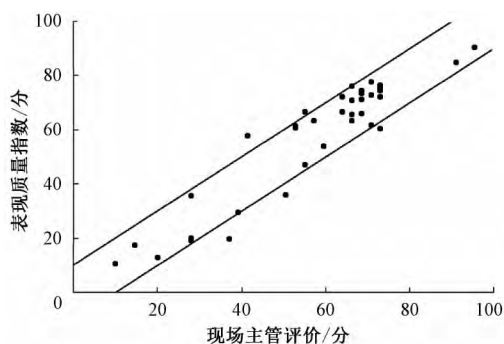


图6 验证水体现场主观评价和SQI拟合散点

图7显示,现场主观评价得分与SQI指数的变化趋势基本同步,且SQI指数的大小与水体表现污染程度密切相关,即SQI指数越大,则水体表现越好,令人满意程度越高;反之,则水体表现污染越恶劣,令人满意程度越低。另外,现场主观评价得分的

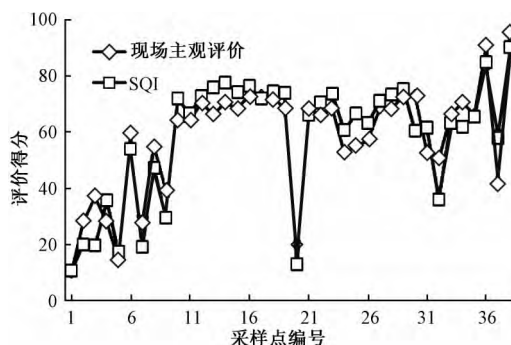


图7 验证水体现场主观评价与SQI拟合情况

范围为10~95.5,而SQI指数则位于10.6~90.3,两者具有一定的重合度。

4 结论

改进的模糊综合评价模型可以较为全面客观地描述水质状况,能够得出客观反映景观水体表现质量的评价结果,为景观水体污染防治提供科学依据:

(1)各水体表现要素对水体表现质量贡献率不同,对其赋予相同权重不合理,也因此导致了现场主观评价时评定等级与评价得分吻合率不高。将水体颜色、浑浊程度和异味三个表现要素的权重修改为0.45,0.45和0.1,此时现场主观评价时评定等级与评价得分吻合率为87.04%。修改过的评价方法得到的评价分数更接近于人们对于水体直接的主观感受,能够为表现质量指数法提供更准确的标准值。

(2)将评价因子体系中色度和透明度去掉,增加叶绿素a和硫离子弥补描述颜色的指标缺失,根据水质指标与水体表现质量的定性定量关系,确定各评价因子的各级评价标准;对比不同权重赋值方法对评价结果产生的影响,参考各评价因子对水体表现质量的贡献率,对各评价因子赋予固定分布权重;以算子 $M(\cdot, +)$ 替代算子 $M(\wedge, \vee)$,避免因丢失信息造成评判结果不易分辨的情况。

(3)采用修改过的表现质量指数法对苏州市区建模水体以外的38处水体进行验证,吻合率达到88.75%,现场主观评价得分的范围为10~95.5,而表现质量指数则位于10.6~90.3,两者具有一定的重合度。表现质量指数法在苏州市区具有一定的普遍适用性。

参考文献

- 1 李旻,黄勇,李学艳,等.城市景观水体表现质量评价方法研

同时硝化/反硝化除磷工艺稳定性控制研究

方 茜 张朝升 张立秋 阳素攀

(广州大学土木工程学院, 广州 510006)

摘要 在厌氧/限氧曝气的序批式活性污泥反应器(A/OLASBR)中,模拟低碳源城市污水,考察了同时硝化/反硝化除磷(SNDPR)过程中COD、PHB、TP、TN和电化学参数等的变化规律。结果表明,TP和TN去除率达到93.7%和79%,厌氧段PHB与COD降解和磷释放的相关系数分别为0.9957和0.9987,ORP和pH曲线上分别出现了谷点;限氧曝气段,PHB降解与TP和TN降解呈正相关,其相关系数为0.965和0.938,ORP曲线呈现平台,pH曲线上出现折点。因此,PHB作为SNDPR过程的碳源驱动力,其转化情况控制着SNDPR的稳定性,而ORP和pH曲线上“谷点”预示厌氧释磷结束,pH曲线的“折点”能指示反硝化除磷结束,同时也预示SNDPR的结束。

关键词 城市污水 同时硝化/反硝化除磷 PHB

DOI:10.13789/j.cnki.ww1964.2014.0351

0 前言

同时硝化/反硝化除磷工艺(SNDPR)是指促使反硝化聚磷菌(DPB)替代同时硝化反硝化(SND)工艺中常规反硝化菌,成为反硝化过程的优势菌群,使硝化和反硝化除磷两个生化过程得以同时发生,实现

国家自然科学基金(21207023);广东省自然科学基金(S2012010009752);广东省科技计划项目(1211051900001)。

“一碳两用”,解决反硝化与除磷对碳源竞争的矛盾,节省碳源,进一步降低脱氮除磷过程中碳源和气量消耗、简化工艺流程,适合低碳源城市污水的处理。目前国内外关于SNDPR工艺研究大都集中在其过程的实现^[1,2],而PHB作为一种慢速生物可降解的碳源,其在生物脱氮除磷领域中的研究主要集中在活性污泥合成PHB的影响因素方面^[3~5],对利用PHB作为

- 1 研究. 中国给水排水. 2014,30(15):95~98
- 2 保金花. 城市景观水体表现质量评价方法研究:[学位论文]. 苏州:苏州科技学院,2004
- 3 李虹,李星,李圭白. 浑浊度及其测定和度量. 给水排水,1993,28(11):8~10
- 4 ISO 7887—1985 水质颜色的检验和测定
- 5 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 第4版. 北京:中国环境科学出版社,2002
- 6 周雪. 城市水体表现污染特征物质识别及其污染特性研究:[学位论文]. 苏州:苏州科技学院,2013
- 7 张运林,秦伯强,陈伟民,等. 太湖水体中悬浮物研究. 长江流域资源与环境,2004,13(3):266~271
- 8 周明乐. 水中浑浊度的测定研究近况. 中国公共卫生,2000,16(6):572~574
- 9 毕永红,胡征宇. 水色及其与藻类的关系. 生态科学,2005,24(1):66~68
- 10 于海燕,周斌,胡尊英,等. 生物监测中叶绿素a浓度与藻类密度的关联性研究. 中国环境监测,2009,12(6):40~43
- 11 卢信,冯紫艳,商景阁,等. 不同有机基质诱发的水体黑臭及主要致臭物VOSCs产生机制研究. 环境科学,2012,33(9):3152~3159
- 12 樊萍,孙建,李坤,等. 环境监测数据预审中部分指标的相关性分析. 环境研究与监测,2006,19(4):17~19
- 13 荆红卫. 北京城市湖泊富营养化评价与分析. 湖泊科学,2008,20(3):357~363
- 14 于玉斌,黄勇. 景观水体表现污染成因分析. 广东化工,2011,38(5):157~159
- 15 徐祖信. 我国河流综合水质标识指数评价方法研究. 同济大学学报(自然科学版),2005,33(4):482~488
- 16 李旻. 城市水体表现质量评价方法参数优化. 硕士学位论文,苏州:苏州科技学院,2014
- 17 GB 3838—2002 地表水环境质量标准
- 18 潘峰,付强,梁川. 模糊综合评价模型在水环境质量综合评价中的应用研究. 环境工程,2002,20(2):58~61

○ 通讯处:215009 江苏省苏州市高新区科锐路1号苏州科技学院环境学院 黄勇

电话:(0512)68786192

E-mail:yhuang@mail.usts.edu.cn

收稿日期:2014-06-26

修回日期:2014-09-24