

深圳湾福田红树林区水环境质量时空变化特征

牛志远¹ 沈小雪¹ 柴民伟¹ 徐华林² 李瑞利^{1,†} 邱国玉^{1,†}

1. 北京大学环境与能源学院, 深圳市太阳能与风能海水淡化关键技术工程实验室, 深圳 518055; 2. 广东内伶仃岛-福田国家级自然保护区, 深圳 518041; † 通信作者, E-mail: lirui@pkusz.edu.cn (李瑞利); qiugy@pkusz.edu.cn (邱国玉)

摘要 2014—2015 年对深圳湾福田红树林自然保护区水质进行定期监测, 分析水质状况的空间和季节变化特征。结合 2009—2014 年福田红树林自然保护区的水质监测结果, 阐明红树林水环境质量的年际变化趋势。结果表明: 1) 保护区内水体溶解氧(DO)普遍较低, 营养盐和有机污染物普遍超标, 其中TN, TP, COD和BOD的平均浓度分别为地表水V类水质标准的4, 2.6, 1.3和1.3倍, 富营养化程度严重, 枯水季的污染程度显著高于雨季; 2) 年际变化显示, 2009—2014年, TN和TP呈先下降后上升的趋势, BOD总体上保持上升趋势, COD保持下降趋势; 3) 福田红树林保护区内水质重金属污染已得到改善, 有机污染则有不断加重的趋势, 外源性污染物的输入是主要污染来源, 亟需采取控制措施。

关键词 福田红树林; 水质状况; 有机污染; 营养盐; 重金属污染; 季节变化; 年际变化

中图分类号 X824

Characteristics of Water Quality Changes in the Futian Mangrove National Natural Reserve

NIU Zhiyuan¹, SHEN Xiaoxue¹, CHAI Minwei¹, XU Hualin², LI Ruili^{1,†}, QIU Guoyu^{1,†}

1. Shenzhen Engineering Laboratory for Water Desalination with Renewable Energy, School of Environment and Energy, Peking University, Shenzhen 518055; 2. Guangdong Neilingding-Futian National Nature Reserve, Shenzhen 518041; † Corresponding authors, E-mail: lirui@pkusz.edu.cn (LI Ruili); qiugy@pkusz.edu.cn (QIU Guoyu)

Abstract The research monitored the water quality regularly and analyzed its spatial and temporal changes from 2014 to 2015 in the Futian Mangrove National Nature Reserve. Based on the water quality monitoring results from 2009 to 2014, the annual variation trend of water quality was also studied. The results showed that the DO was generally lower, and the average concentrations of TN, TP, COD and BOD, were 4, 2.6, 1.3 and 1.3 times higher than the class V standards of surface water respectively, the water was in heavy eutrophication status. The pollution level in dry season was significantly higher than in rainy season. From 2009 to 2014, the average concentrations of TN and TP showed a trend of decreasing firstly and then increasing, the BOD values kept rising and the COD values kept falling. Instead of heavy metals pollution, it was the organic pollution, mainly coming from the exogenous input, which have been the key problem of the water pollution, and it needs to take measures to control the pollution immediately.

Key words Futian mangrove; water quality status; organic pollution; nutrient; heavy metal pollution; seasonal variation; annual variation

红树林(mangrove)是生长在热带亚热带海岸潮间带, 受到海水周期性浸淹的木本植物群落^[1]。作为陆地和海洋之间的缓冲带, 红树林生态系统不仅

具有防浪护堤、促淤造陆、净化水质和维持生物多样性等重要生态功能^[2], 还具有提供木材、水产养殖、食用、药用等经济价值^[3], 同时也具有巨大的

国家自然科学基金(31400446)、深圳市科技计划基础研究项目(JCYJ20160330095549229)和深圳市孔雀技术创新项目(KQJSCX20160226110414)资助

收稿日期: 2016-08-24; 修回日期: 2016-11-14; 网络出版日期: 2017-09-04

生态服务功能价值。研究表明,红树林湿地每年的生态服务功能价值高达9990美元/公顷,在全球16种生态系统中排名第四^[4]。然而,由于人类活动产生的污染和对红树林的过度开发,以及不恰当的管理,近几十年世界红树林正以每年1%~2%的速度退化^[5-8]。广东省红树林面积从1956年的21273公顷锐减到1986年的3526公顷,退化率达85%^[9]。

深圳湾福田红树林国家级自然保护区拥有国内唯一位于大都市腹域的红树林,深受人类活动的影响^[10]。深圳湾是深圳和香港部分污水的集纳区,其中有几股城市污水直接排入保护区内^[11]。深圳湾属于半封闭海湾,水动力条件弱,海水交换能力差。因此,红树林保护区内污染物不易扩散,水质复杂多变,而水文及水质变化对湿地内红树植物幼苗的生长及其繁殖有直接影响^[12]。研究表明,水体污染已成为福田红树林湿地生态功能退化和生物多样性明显下降的主要原因之一^[13]。目前,关于深圳湾红树林的环境评价主要集中在对红树林以及沉积物的生态风险评价研究^[14-16]。由于红树林受到海水周期性浸淹的同时又有河流的注入,咸、淡水结合,水文条件复杂,因此水质监测存在一定的困难,目前对这方面的系统研究和报道比较缺乏^[17-19]。

红树林内的水质能够直接反映红树林的污染状况,是红树林环境质量评价中的重要因子。为了探究红树林自然保护区水环境的时空动态变化及污染物的来源,本文对福田红树林自然保护区进行定期的水质监测(包括水体基本理化性质、营养盐、有机污染物和重金属污染物),并依据海水和地表水国家标准进行水质评价,分析污染现状,以期对红树林的保护及日常管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

深圳福田红树林国家级自然保护区位于中国广东省深圳湾东北岸(114°00.40'E, 22°31.56'N),东起新洲河,西至红树林海滨生态公园,呈带状分布(图1),长约9 km,区域面积367.64 hm²。年平均气温为22.0°C,年平均降雨量为1927 mm,降雨集中在5—9月,潮汐属不规则半日潮,平均潮差为1.9 m^[20]。直接汇入红树林的河流有深圳河、新洲河以及凤塘河。福田红树林保护区可细分为实验区、缓冲区和核心区(图1):实验区面积(123.26 hm²)占保护区红树林区域总面积的33.5%,主要用于开展科研、教育、参观考察等活动;缓冲区面积(116.58 hm²)占保护区福田红树林区域总面积的31.7%,区域内的基围鱼塘和芦丛洼地是从湿地到陆地的过渡地带,小生境复杂多样,是各种动物及鸟类的觅食区;核心区总面积(122.2 hm²)占保护区福田红树林区域总面积的33.3%,是保护区(红树林部分)的主体和核心,是红树林生长最茂盛地区,是许多冬候鸟(包括黑脸琵鹭等濒危鸟类)的栖息地和觅食地,也是当地多种鸟类的繁殖地。

深圳福田红树林自然保护区位于深圳市中心,深受周边人类活动的影响。调查发现,红树林保护区外围主要以生活住宅区和服务产业为主,人口密度高(1.69万人/km²)^[19]。目前,距离研究区域1 km处的深圳地铁7号和9号线已经完工,预计会进一步加剧人类活动的影响。周边区域分布多种产业功能,包括餐馆、汽车维修厂、电子产品加工厂、包装印刷厂、通讯设备制造厂和精密机械厂等。另外,红树林保护区周边还分布滨海公园、欢乐谷、

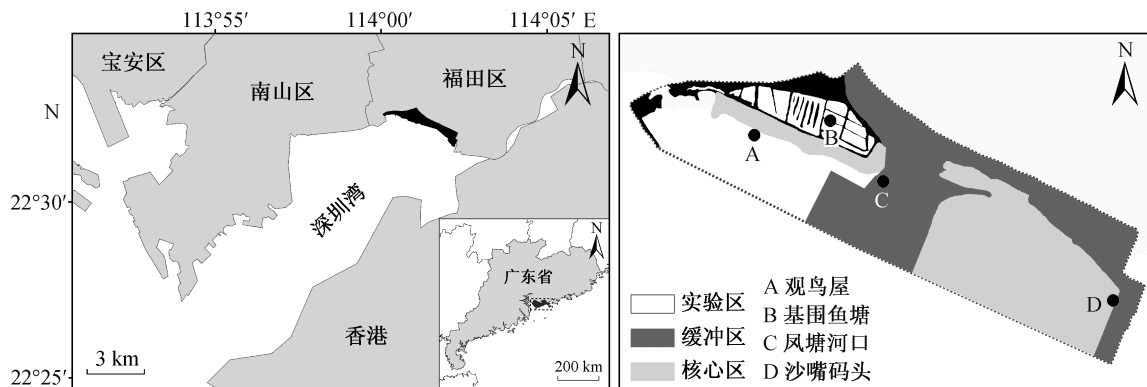


图1 研究区域及水质监测站位示意图
Fig. 1 Monitoring stations in Futian National Nature Reserve

世界之窗等热门景点,人口较为密集^[19]。

1.2 样品的采集与测定

根据深圳湾福田红树林国家级自然保护区不同的生态类型以及水文特征,在观鸟屋(A:实验区)、基围鱼塘(B:实验区)、凤塘河口(C:缓冲区)和沙嘴码头(D:缓冲区和核心区的交界)共布设4个监测站位(图1)。观鸟屋代表实验区内天然的红树林生态系统;基围鱼塘代表实验区内人工鱼塘生态系统;凤塘河口代表缓冲区内接纳凤塘河上游河水的河口生态系统;沙嘴码头代表缓冲区与核心区交界处,接纳深圳河和新州河上游河水的河口生态系统。于2014年4、7、10月和2015年1月分别取高潮和低潮时水样各一次(基围鱼塘水位变化受潮水涨落不明显,所以每期只取一次,不同月份代表不同季节)。水质监测项目包括基本理化指标(盐度、浊度、pH和溶解氧(DO))、营养盐指标(氨氮(NH₃-N)、硝酸盐氮(NO₃-N)、总氮(TN)和总磷(TP))、有机物污染指标(化学需氧量(COD)和生物需氧量(BOD))以及重金属污染物指标(Cd、Pb、Ni、Cr和As)。水样的采集、前处理、保存以及水质监测方法参照《海洋调查规范》进行,重金属采用ICP-OES测定。

1.3 数据处理

采用Excel 2013和SPSS软件进行数据统计与分析。

2 结果与讨论

2.1 福田红树林保护区水质基本理化指标的空间与季节变化

福田红树林湿地水质基本理化指标的时空变化如图2所示。受珠江和湾内多条淡水河流注入的影响,红树林湿地内的水体盐度最高不超过25‰,平均盐度为8‰,远低于我国主要红树林分布区海水的平均盐度(28‰~34‰)^[1]。从空间分布上看,除1月份外,高潮和低潮时观鸟屋盐度普遍高于其他3个监测点位,原因在于观鸟屋附近无河流注入,海水稀释程度相对较低。基围鱼塘内盐度在冬季(1月,枯水期)显著高于其他3个监测点位,这是因为,一方面冬季降水减少对海水的稀释作用降低;另一方面,基围鱼塘外围木栈道的存在大大降低了基围鱼塘与深圳湾内的水体交换能力^[13],引起盐度积累。各监测点位盐度的季节变化均表现为冬季(1月,枯水期)最高,夏季(7月,雨季)偏低,进一步说明湾

内河流的注入对保护区内的海水稀释作用较强。

保护区内水体浊度低潮时比高潮时略高,凤塘河口的浊度在雨季显著高于其他3个季节,其余3个监测点位的浊度随季节变化差异不大。4个监测点位不同季节的浊度大多介于20~40 NTU(1 L水中含1 mg SiO₂时的浊度为1 NTU)之间,平均浊度为30.5 NTU,属于较高水平^[21]。研究表明,深圳湾泥沙淤积严重,除来自深圳河和凤塘河上游水土流失外,浑黄的珠江水将大量的泥沙带入湾内^[22]。此外,红树林湿地内大量的螃蟹和弹涂鱼等生物的活动,使得红树林湿地内的表层沉积物松动,泥土、砂粒容易进入水体,因此红树林保护区内水质浊度较高。

4个监测点位不同季节的pH值相差不大,除凤塘河口在雨季低潮时pH较低(pH=6.3)外,其他3个监测点位各个季节水体的pH均在6.8~8.8之间,符合Ⅲ~Ⅳ类海水水质标准(GB3097—1997)。从空间分布上看,凤塘河接纳了大量来自城市的生活污水,加上雨季雨量明显增加,导致河水水质不稳定,pH波动较大。

溶解氧(DO)是维持水体生态环境动态平衡和水生生物生存的必备条件,DO浓度能够反映水体受到的污染程度,特别是有机污染程度^[23]。近岸海域以及河口港湾水体的溶解氧含量低于3 mg/L时即为低氧(hypoxia)环境;当水体的溶解氧下降到2 mg/L时,水体就发臭;当水中溶氧量低于0.5 mg/L时,鱼类就会窒息死亡。好氧微生物生存的先决条件是DO应保持在2~5 mg/L之间^[24]。从空间分布上看,4个监测点位的DO含量普遍较低(图2),观鸟屋和基围鱼塘的DO浓度属于Ⅲ~Ⅳ类海水水质标准,凤塘河口和沙嘴码头的DO浓度大多在劣Ⅳ类以下,已达低氧环境,表明两处受污染严重,对当地的生态系统存在严重威胁。DO的季节变化随监测点位不同表现出很大的差异,凤塘河口和观鸟屋两处高潮时DO的全年平均浓度略高于低潮时(两处高潮时DO浓度分别为1.85和4.21 mg/L,低潮时分别为1.21和3.79 mg/L),而在雨季高潮时的DO显著高于低潮时。一方面,7月份雨量骤增,雨水对污染物有很强的稀释作用;另一方面,与低潮时相比,高潮时雨水对观鸟屋和凤塘河口附近水体污染物有更强的扩散和稀释作用^[25]。基围鱼塘与湾内之间仅进行少量的水体交换,因此在1月份(枯水季)鱼塘水体更新速度减慢,污染物浓度上升。同时,由于1月份温度较低,鱼塘内的芦苇等高等水生植物的供氧能力下降,导

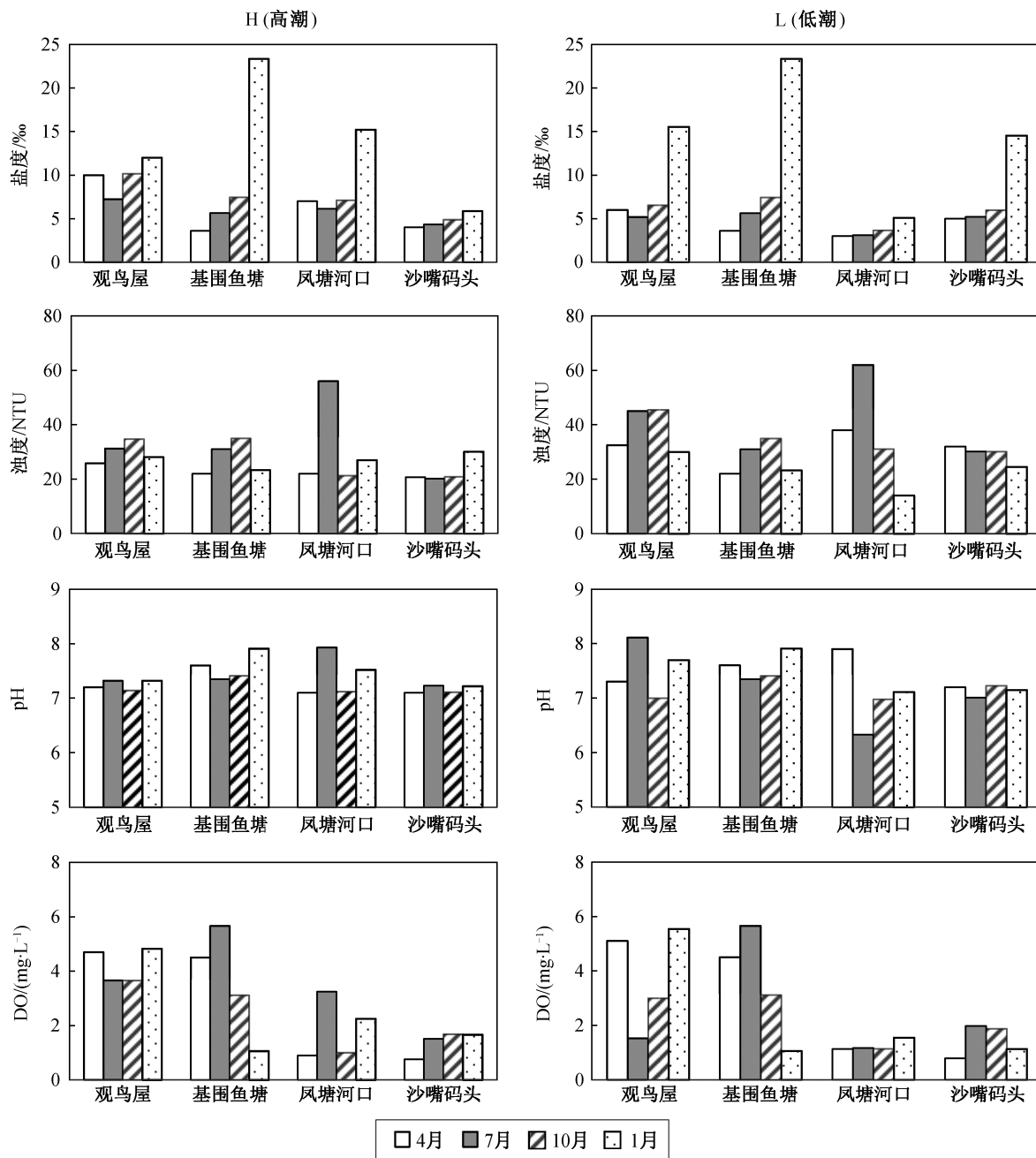


图 2 福田红树林水质基本理化性质的时空变化

Fig. 2 Spatial and temporal changes of the basic physicochemical properties in Futian mangrove

致DO的浓度显著低于雨季。沙嘴码头长期受新洲河、深圳河以及沙嘴村污水排入的影响^[13], 水体全年处于缺氧状态。

2.2 福田红树林保护区水质营养盐的空间与季节变化

福田红树林湿地水质营养盐的空间与季节变化如图3所示。从空间分布上看, 除基围鱼塘7月份TP

含量符合地表水IV类水质标准(GB3838-2002)外, 4个监测点位不同季节的TN, TP浓度均超出V类水质标准, 凤塘河口和沙嘴码头超标最为严重, 其TN和TP的最大浓度分别超过V类水质标准10倍和4倍, 表明深圳福田红树林保护区存在严重的富营养化问题。

在氮元素的各种形态中, NH₃-N所占的比例约

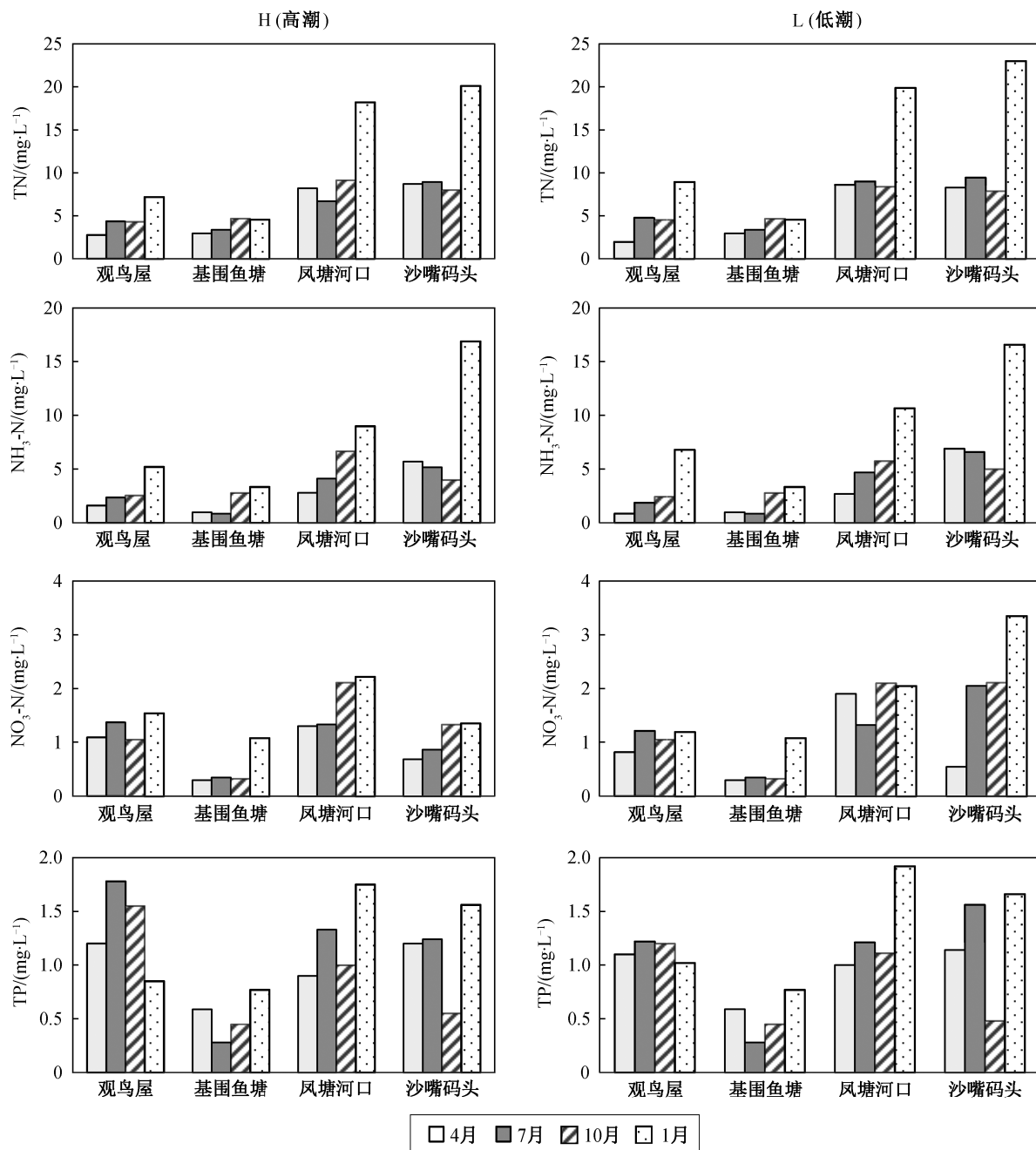


图3 福田红树林水质营养盐的时空变化

Fig. 3 Spatial and temporal changes of the nutrient in Futian mangrove

为60%，是总氮的主要赋存形式；NO₃-N所占比例相对较低，约为15.8%。水体中的还原态氨氮比例较高，氧化态硝氮比例较低，说明红树林保护区水体环境氧化能力较差，自净能力较弱^[26]。从表1可知，保护区水体中的DO与TN，NH₃-N和NO₃-N均呈显著负相关关系，氨氮通过硝化作用转化为亚硝酸盐和硝酸盐的过程中会消耗大量溶解氧^[27]，这可能是红

树林保护区水体中DO浓度普遍偏低的重要原因之一。4个监测点位TN含量在4，7，10月差异不显著。1月，除基围鱼塘外，3个监测点位的TN，NH₃-N和NO₃-N浓度均显著高于其他3个季节。这表明红树林保护区内的含氮物质主要来自河流输入。由于枯水季雨量明显下降，河流的径流量减少，对污染物的稀释程度降低，导致1月份水体中氮的含

表 1 福田红树林水质指标相关性分析结果

Table 1 The correlation analysis results of monitoring indicators in Futian mangrove

水质指标	DO	TN	NH ₃ -N	NO ₃ -N	TP	COD	BOD
DO	1						
TN	-0.475**	1					
NH ₃ -N	-4.440*	0.942*	1				
NO ₃ -N	-0.468**	0.707**	0.644**	1			
TP	-0.323	0.602**	0.566**	0.569**	1		
COD	0.432*	-0.494**	-0.564**	-0.322	-0.311	1	
BOD	0.126	-0.048	-0.052	0.105	0.014	0.117	1

注: **表示在 0.01 水平上显著相关, *表示在 0.05 水平上显著相关。

量最高。

TP与TN呈显著正相关关系(表 1), 说明二者的来源大致相同。4 个监测点位TP的超标倍数虽然不及TN, 但红树林保护区内的磷含量依然较高, 基围鱼塘、凤塘河口和沙嘴码头TP的季节变化趋势与TN相似(1月最高), 但其季节差异不及TN明显。此外, 观鸟屋的TP含量在 4 个季节均较高, 最大值均出现在7月, 高潮时比低潮时高, 说明除外源性的输入外, 磷的内源性污染也很严重。由于长期受到周边入海河流的污染(凤塘河、新洲河、深圳河的超标指标均为总磷), 加上这些河流水土流失严重, 深圳湾近岸海域沿岸淤积大量受污染的淤泥, 引发内源性污染^[28]。同时, 由于红树林湿地内物种丰富, 数量巨大, 由于7月温度升高, 生物尸体及排泄物腐解速度加快^[29], 磷重新释放返回水体中, 致使水体中总磷含量居高不下。基围鱼塘的全年TP和TN含量较其他 3 个监测点位低, 但仍高于地表水 IV 类水质标准。虽然鱼塘内没有外源性污染物输入, 但在2006年以前, 当地渔民曾在此养殖鱼类, 在此期间大量有机物以及含氮含磷物质沉积在底泥中, 当水体中DO浓度降低时(1月), 底泥中氮和磷便会重新释放到水体中^[30-31], 导致鱼塘内氮和磷含量的增加。

N/P 比值是水体现存氮、磷营养状态以及浮游植物营养结构特点的重要指标, 对藻类的爆发性生长具有重要指示意义^[32]。该理论来自经典 Redfield 比率, 即在海洋浮游植物生长时, N 和 P 以16:1的原子比例被消耗, 高于此值为磷限制, 低于此值为氮限制^[32-33]。从表2可知, 保护区内水体呈现氮限制与磷限制交替出现的状态, 从总体上看, 4月为氮限制, 10月和1月为磷限制, 7月不存在氮磷限制。这

表 2 福田红树林水质氮磷比

Table 2 Ratio of N/P in Futian mangrove

年/月	观鸟屋	基围鱼塘	凤塘河口	沙嘴码头	平均比值
2014/4	4.52	11.11	19.61	16.09	12.83
2014/7	7.03	26.73	13.80	14.67	15.56
2014/10	7.29	23.08	18.53	34.30	20.80
2015/1	19.07	13.08	23.00	29.62	21.19

势必会影响水体中浮游生物的生长繁殖和群落结构的演替^[34]。各监测点位N/P值季节差异明显, 观鸟屋4, 7和10月为氮限制, 次年1月为磷限制; 基围鱼塘4月和次年1月为氮限制, 7月和10月为磷限制; 凤塘河口和沙嘴码头的变化过程相似, 7月为氮限制, 4, 10月和次年1月为磷限制。

2.3 福田红树林保护区水质有机污染物的空间与季节变化

福田红树林湿地水域有机污染物的空间与季节变化如图4所示。4 个点位在4个季节低潮时的COD和BOD普遍高于高潮时, 观鸟屋、基围鱼塘和凤塘河口有机污染最为严重, 水质均超过地表水 V 类水质标准的1~2倍。沙嘴码头有机污染相对较轻, 高潮时的水质基本符合 III~IV 水质标准。4 个监测点位全年的COD和BOD空间变化趋势与刘莉娜等^[13]的监测结果基本上一致, 即基围鱼塘最高, 观鸟屋和凤塘河口次之, 沙嘴码头最低。但是, 各监测点位COD和BOD的季节变化趋势不尽相同。从表 1 可知, COD与BOD几乎没有相关性, 说明保护区内COD和BOD的来源不一致^[35], 有机污染成分复杂多变。凤塘河口和沙嘴码头COD和BOD波动比较明显, 说明受凤塘河和深圳河等河流的影响, 两处水体中的有机成分组成不稳定^[35]。基围鱼塘全年

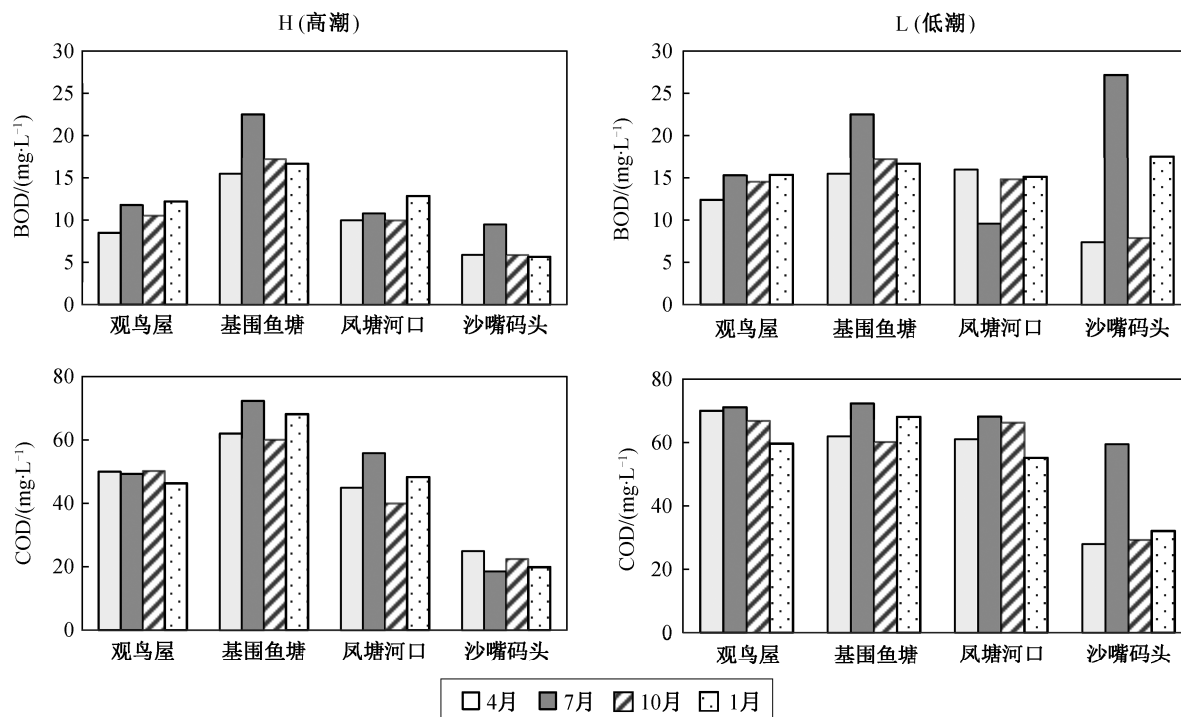


图4 福田红树林水质 BOD 和 COD 的时空变化

Fig. 4 Spatial and temporal changes of the BOD and COD in Futian mangrove

COD和BOD的含量最高,其中7月份最高,这与2006年以前渔民在此从事水产养殖活动有关。观鸟屋和凤塘河口的COD和BOD浓度基本上持平,但两处有机污染物的来源不同。凤塘河口处的污染主要来自凤塘河上游及其支流污水的流入;观鸟屋附近虽然没有直接排放源,但红树林湿地内垃圾数量多,有机质丰富^[10],群落外缘淤泥稀烂,枯枝落叶未完全分解,导致COD和BOD处在较高水平^[11]。沙嘴码头的COD和BOD的浓度相对较低,但7月份明显升高。这是因为降雨径流的增加一方面促进对污染物的稀释作用,另一方面也将城市下垫面上的污染物带入河流中^[36],导致河流中污染物增加,COD和BOD浓度升高。

2.4 福田红树林保护区水质重金属含量

对5种重金属(Cd, Pb, Ni, Cr和As)的监测结果显示,4个监测点位5种重金属的含量在各季节均低于检出限(重金属的最低检测限分别为Cd 4.42 $\mu\text{g/g}$, Pb 9.92 $\mu\text{g/g}$, Ni 8.93 $\mu\text{g/g}$, Cr 5.81 $\mu\text{g/g}$, As 30.22 $\mu\text{g/g}$),达到I~II类海水水质标准,优于《深圳市近岸海域环境功能区划》将福田红树林自然保护区归为三类环境功能区标准。20世纪60年代初至90年代末是深港两地工业化和城市化快速发展的阶

段,期间大量的工业废水直接通过河流排入深圳湾,导致严重的重金属污染^[37]。近年来,随着深圳产业转型升级,加工工厂外迁,工业污水排放逐步得到治理。李存焕等^[17]2009年11月至2011年10月对红树林保护区水质重金属含量进行测定,结果显示,Cd和Pb超出IV类海水水质标准,Cr符合III类海水水质标准,Cu符合I类海水水质标准,未检测出Zn和Ni。许观嫦等^[19]2013年9月对红树林保护区16个监测点位的水质重金属的评价结果显示,红树林自然保护区以I类水体为主,部分靠近河涌排污口的地点为II和IV类水体。结合本研究的监测结果,说明近年来红树林保护区水体的重金属污染已经得到有效的控制和改善。

2.5 福田红树林保护区营养盐及有机污染物的年际变化

红树林自然保护区2009—2014年(2010年数据缺失)全年平均营养盐及有机污染年际变化如图5所示。2009—2014年间,TN,TP和COD浓度均高于V类地表水水质标准,从2012年起,BOD浓度高于V类水质标准,表明红树林保护区内营养盐及有机污染问题由来已久。TN和TP浓度在2009—2011年间有所下降,之后呈上升趋势,营养盐污染程度

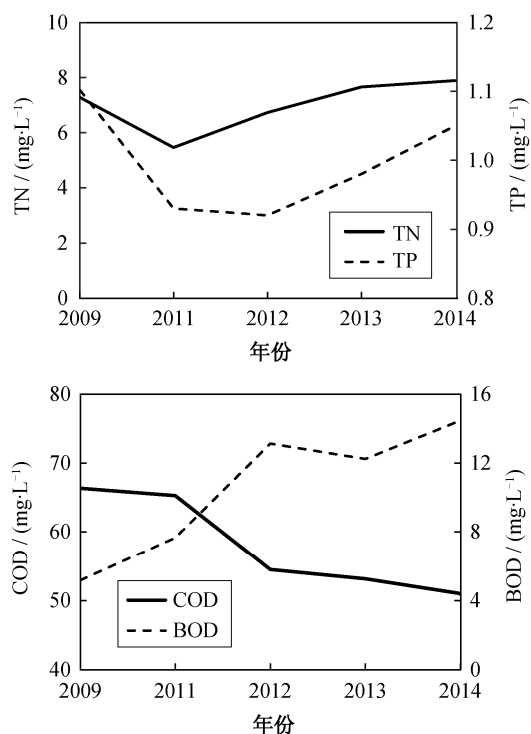


图 5 营养盐及有机污染的年际变化
Fig. 5 Annual changes of nutrient and organic pollution

不断加重。BOD 总体上保持上升趋势,且增长幅度较大,COD 保持下降趋势。有资料显示,2011年4—5月,深圳市开展污染物处理设施规范化达标检查工作,对未建设符合规范要求的废水、废气和废物污染治理设施的企业一律责令其限期整改^[17],这一举措有助于减少工业废水的排放。但是,随着生活污水排放量的不断增加,加上深圳湾是半封闭型海湾,水动力交换条件差,水体交换停留时间长达15~25天^[28],导致排入的污染物难以排出湾外,从而造成污染物累积,水体污染程度不断加重。因此,红树林保护区的营养盐及有机污染呈加重的趋势,主要是城市生活污水的排放引起的。

3 结论

本研究于2014—2015年,按照季节变化,对深圳福田红树林自然保护区的水质进行监测和分析,同时结合近5年福田红树林自然保护区水环境质量变化,得出保护区水质的年际变化趋势,研究结果如下。

1) 福田红树林保护区水质溶解氧普遍偏低;营养盐和有机污染物污染普遍超标严重,枯水季的污染程度显著高于雨季,外源性污染物的输入是红树

林保护区水质污染的首要来源。

2) 从近5年红树林保护区的水质变化来看,TN和TP呈先下降后上升的趋势,BOD总体上保持上升趋势,COD保持下降趋势,城市生活污水为外源性污染物的主要组成部分。

3) 福田红树林保护区内水质重金属污染问题已经得到改善,但有机污染物污染问题严重,并且呈现不断加重的趋势。

因此,加强城市管网建设,提高污水收集率,避免未经处理的生活污水进入河道,是解决保护区水质污染问题的关键。

致谢 2009,2011和2012年数据由福田保护区提供,该数据分别由香港城市大学深圳研究院和深圳市深港联检测有限公司监测,特此致谢。

参考文献

- [1] 林鹏. 红树林. 北京: 海洋出版社, 1984
- [2] Arrivabene H P, Campos C Q, Souza I D, et al. Differential bioaccumulation and translocation patterns in three mangrove plants experimentally exposed to iron. Consequences for environmental sensing. *Environmental Pollution*, 2016, 215: 302–313
- [3] Walters B B, Rönnbäck P, Kovacs J M, et al. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 2008, 89(2): 220–236
- [4] Costanza R. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *World Environment*, 1997, 387(15): 253–260
- [5] Farnsworth E J E A M. The global conservation status of mangroves. *Ambio*, 1997, 26(6): 328–334
- [6] Levy D B, Redente E F, Uphoff G D. Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Soil Science*, 1999, 164(6): 363–375
- [7] Saifullah S M, Khan S H, Ismail S. Distribution of nickel in a polluted mangrove habitat of the Indus Delta. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 44(6): 551–576
- [8] Marchand C, Fernandez J M, Moreton B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of The Total Environment*. 2016, 562: 216–227

- [9] Zhou Yanwu, Zhao Bo, Peng Yisheng, et al. Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(8): 1319–1324
- [10] Li Ruili, Chai Minwei, Qiu Guoyu. Distribution, fraction, and ecological assessment of heavy metals in sediment-plant system in mangrove forest, South China Sea. *Plos One*, 2015, 11(1): e0147308
- [11] 谢海伟, 文冰, 郭勇, 等. 深圳福田红树植物群落特征及金属元素分布状况. *广西植物*, 2010, 30(1): 64–69
- [12] 夏玉强, 李海龙. 影响潮间带湿地的环境水文因素——以海南东寨港红树林湿地为例. *长江科学院院报*, 2010, 27(10): 35–38
- [13] 刘莉娜, 陈里娥, 韦萍萍, 等. 深圳福田红树林自然保护区的生态问题及修复对策研究. *海洋技术*, 2013, 32(2): 125–132
- [14] 沈小雪, 李瑞利, 柴民伟, 等. 深圳湾红树木榄根系生物量及空间分布格局. *广西植物*, 2016, 30(4): 379–386
- [15] He Bei, Li Ruili, Chai Minwei, et al. Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2014, 36(3): 467–476
- [16] Li Fenglan, Zeng Xiaokang, Yang Junda, et al. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments and plants of mangrove swamps in Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85(2): 590–596
- [17] 李存焕, 李曼玉, 濠罗, 等. 深圳红树林保护区水质重金属含量. *深圳大学学报(理工版)*, 2013, 30(4): 437–440
- [18] 朱雷, 刘萍, 黄鹤, 等. 深圳湾红树林湿地雨季面源污染研究. *市政技术*, 2011, 29(3): 95–97
- [19] 许观嫦, 徐颂军, 宋焱, 等. 深圳红树林自然保护区海水重金属质量评价. *华南师范大学学报(自然科学版)*, 2015(1): 101–108
- [20] 管启杰, 王勇军, 王伯荪. 深圳福田红树林无瓣海桑与海桑群落的重金属累积和循环. *环境科学*, 2002, 23(4): 81–88
- [21] 翟世奎, 张怀静, 范德江, 等. 长江口及其邻近海域悬浮物浓度和浊度的对应关系. *环境科学学报*, 2005, 25(5): 693–699
- [22] 杨新林, 刘赞锋. 深圳湾红树林湿地面临的威胁与保护策略. *湿地科学与管理*, 2010, 6(2): 34–36
- [23] 马玉琴. 环境监测. 武汉: 武汉工业大学出版社, 1998
- [24] 王嘉学, 刘丛强, 王锐良. 滇池及入湖河道富营养化治理的人工辅助增氧. *地球与环境*, 2008, 36(2): 183–187
- [25] 杨丽娜, 李正炎, 张学庆. 大辽河近入海河段水体溶解氧分布特征及低氧成因的初步分析. *环境科学*, 2011(1): 51–57
- [26] Quirós R. The relationship between nitrate and ammonia concentrations in the pelagic zone of lakes. *Limnetica*, 2003, 22(1/2): 37–50
- [27] 孟春霞, 邓春梅, 姚鹏, 等. 小清河口及邻近海域的溶解氧. *海洋环境科学*, 2005, 24(3): 25–28
- [28] 唐天均, 韩龙, 彭溢, 等. 深圳湾水环境污染现状及防治对策研究. *环境科学与管理*, 2016, 41(2): 43–45
- [29] 张静, 张瑜斌, 周凯, 等. 深圳湾海域营养盐的时空分布及潜在性富营养化程度评价. *生态环境学报*, 2010, 19(2): 253–261
- [30] 曾春芬, 黄文钰, 王伟霞, 等. 天目湖溶解氧分布特征及环境影响因子. *长江流域资源与环境*, 2010, 19(4): 445–451
- [31] 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. *环境科学*, 2011, 32(7): 1952–1959
- [32] 李鹏山, 谢跟踪, 李巧香, 等. 东寨港红树林国家级自然保护区海水水质状况分析与评价. *海洋湖沼通报*, 2010(4): 53–60
- [33] 聂泽宇, 梁新强, 邢波, 等. 基于氮磷比解析太湖苕溪水体营养现状及应对策略. *生态学报*, 2012, 32(1): 48–55
- [34] 李哲, 郭劲松, 方芳, 等. 三峡水库小江回水区不同 TN/TP 水平下氮素形态分布和循环特点. *湖泊科学*, 2009(4): 509–517
- [35] 于西龙, 张学典, 潘丽娜, 等. COD 与 TOC、BOD 相关性的研究及其在水环境监测中的应用. *应用激光*, 2014, 34(5): 455–459
- [36] 王骏, 毕春娟, 陈振楼, 等. 温州城市降雨径流中 BOD5 和 COD 污染特征及其初始冲刷效应. *环境科学*, 2013, 34(5): 1735–1744
- [37] 黄小平, 李向东, 岳维忠, 等. 深圳湾沉积物中重金属污染累积过程. *环境科学*, 2003, 24(4): 144–149