

DOI: 10.5846/stxb202105271393

刘婵, 刘心怡, 周佳诚, 谭路, 刘振元, 王伟民, 陈宇顺, 唐涛. 河流着生藻类多样性对城镇化的响应——以深圳市为例. 生态学报, 2022, 42(24): 10041-10050.

Liu C, Liu X Y, Zhou J C, Tan L, Liu Z Y, Wang W M, Chen Y S, Tang T. Response of stream benthic algal diversity to urbanization: A case study in Shenzhen. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(24): 10041-10050.

河流着生藻类多样性对城镇化的响应 ——以深圳市为例

刘 婵^{1,2}, 刘心怡^{1,2}, 周佳诚^{1,2}, 谭 路^{1,2}, 刘振元^{1,2}, 王伟民³, 陈宇顺^{1,2}, 唐 涛^{1,2,*}

1 中国科学院水生生物研究所, 淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 深圳市环境监测中心站, 深圳 518049

摘要: 着生藻类是河流生态状况的重要指示生物, 然而关于城镇化对着生藻类多样性影响的研究还较缺乏。基于深圳市 9 条主要河流 74 个样点 2020 年雨、旱季的调查数据, 对比了城区、郊区河流样点的着生藻类 α 、 β 多样性。两次调查共鉴定出着生藻类 301 个分类单元, 其中硅藻门种类最多。谷皮菱形藻 (*Nitzschia palea*)、隐头舟形藻 (*Navicula cryptocephala*)、平庸菱形藻 (*Nitzschia inconspicua*) 等污染指示种在城区组相对丰度更高, 而清洁指示种微小曲丝藻 (*Achnanthes minutissimum*) 在郊区组相对丰度更高。城镇化对着生藻类物种丰富度、香农-威尔逊多样性指数、Pielou 均匀度指数等 α 多样性指数均无显著影响, 但对着生藻类群落结构有显著影响。城区组样点的着生藻类 β 多样性 (用主坐标分析质心指示) 低于郊区组, 城区组与郊区组藻类 β 多样性差异在旱季更为显著。两组样点的藻类 β 多样性差异主要来源于物种周转组分。与城区组着生藻类群落显著相关的环境因子包括总氮、高锰酸钾指数、电导率、pH、浊度和水深, 而与郊区组着生藻类群落显著相关的是总氮、溶解性无机磷和电导率。研究发现, 城市人类活动导致的总氮、溶解性无机磷、高锰酸钾指数、电导率等指标的显著增高导致着生藻类 β 多样性的降低。为了保护河流生物多样性, 建议有效控制城区生产生活污水排放, 减少人类活动对河流的干扰。

关键词: 城镇化; 生物多样性; 着生藻类; 群落结构; 季节差异

Response of stream benthic algal diversity to urbanization: A case study in Shenzhen

LIU Chan^{1,2}, LIU Xinyi^{1,2}, ZHOU Jiacheng^{1,2}, TAN Lu^{1,2}, LIU Zhenyuan^{1,2}, WANG Weimin³, CHEN Yushun^{1,2}, TANG Tao^{1,2,*}

1 State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Central Station for Environmental Monitoring and Assessment, Shenzhen 518049, China

Abstract: Benthic algae are important indicators for ecological conditions of streams and rivers, but studies on effects of urbanization on benthic algal diversity is still sparse. In this study, we surveyed 74 sites from nine rivers located in Shenzhen City in the wet and dry season of 2020, and compared differences of α - and β -diversity of lotic benthic algal assemblages between urban and suburban groups. A total of 301 algal taxa were identified in the two seasons, among which the most taxa belonging to diatoms. The relative abundance of pollution indicator species such as *Nitzschia palea*, *Navicula cryptocephala* and *Nitzschia inconspicua* was higher in the urban groups, while the suburban groups with higher relative abundance of *Achnanthes minutissimum*, which is an indicator species of clean water. We found that urbanization had no

基金项目: 深圳市主要河流水生态监测与评价项目 (NO.2019-07-233)

收稿日期: 2021-05-27; **网络出版日期:** 2022-07-29

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tangtao@ihb.ac.cn

significant effects on algal α -diversity indices including richness, Shannon-Wiener's diversity index, and Pielou's index; while, algal community compositions in urban sites were significantly different from that of suburban sites. β -diversity of benthic algae, represented by centroids of the principal coordinate analysis, was lower for the urban sites than that of the suburban sites, with more significant difference in the dry season. The difference of benthic algal assemblages between the two groups mainly came from species turnover components. Total nitrogen, COD_{Mn} , conductivity, pH, turbidity and water depth were identified by the Mantel test as the environmental factors that were significantly correlated with algal community compositions in the urban group; while, TN, Dissolved inorganic Phosphorus ($\text{PO}_4\text{-P}$) and conductivity were significantly correlated with the community compositions of benthic algae in the suburban group. We found that levels of TN, $\text{PO}_4\text{-P}$, COD_{Mn} and conductivity were significantly increased in the urban group, which decreased β -diversity of benthic algae communities in Shenzhen rivers. To protect biodiversity of Shenzhen rivers, we therefore suggest to effectively control domestic and industrial sewage in urban areas to reduce human disturbance to rivers.

Key Words: urbanization; biodiversity; benthic algae; community composition; seasonal differences

随着我国经济社会的持续发展,城镇化进程越来越快;据国家统计局 2020 年公报显示,我国城镇化率已超过 60%^[1-2]。城镇化为人类生活带来便利的同时,也产生了诸如土地利用类型变更、环境同质化、污染加剧的问题,导致生物多样性降低^[3-4]。评估城镇化对生态环境的影响,探讨减缓城镇化对生物多样性影响的有效方法成为日益受关注的问题^[5]。

河流与人类关系密切,因此也是最易受人类活动影响的生态系统类型^[6]。高度城镇化的河流中,总氮、总磷、溶解性有机质、化学需氧量、电导率等会显著升高,导致水生生物多样性降低,进而影响河流生态系统的功能和服务^[7-8]。研究表明,对于不同的多样性指标,城镇化的影响并不完全相同。城镇化对物种丰富度的影响受到研究类群、研究的空间尺度以及城镇化强度的影响^[9-10]。例如,多数情况下城镇化会导致鱼类、大型无脊椎动物、藻类等河流生物多样性下降^[11-13],但也有研究发现城镇化带来的大量营养物输入会造成细菌多样性和均匀度升高^[14]。当然,城镇化引起的环境变化对一些物种带来不利影响的同时也可能有利于另一些物种的生存,因此物种丰富度可能不会出现明显变化。相较于 α 多样性, β 多样性与城镇化强度的相关性更强,城镇化往往会造成群落结构同质化,显著降低 β 多样性^[15-16]。对河流鱼类和大型无脊椎动物的研究发现城镇化不影响物种丰富度,但会引起群落组成和结构的改变^[17-18]。有研究发现,城镇化对河流生物 α 、 β 多样性的影响与研究区域的环境条件高度相关,存在地区差异^[16]。不同地区的河流在气候、地形和地质等自然环境背景的差异导致它们在水化学和水文条件方面存在差异,造成生物群落对于环境胁迫的反应不同^[16, 19-20]。因此,城镇化如何影响河流生物多样性尚需更多研究。此外,在水文节律季节性波动明显的区域,季节变化也会对河流生物多样性产生影响,研究城镇化对河流生物多样性影响的季节差异还相对缺乏。

深圳市是我国经济最发达的城市之一,城镇化率已达到 100%,土地开发程度达到 49%^[21],市区河流受人类干扰影响较大,是探讨城镇化对河流生物多样性影响的理想场所。本文利用 2020 年雨、旱季深圳市主要河流生态调查数据,分析城镇化对着生藻类多样性的影响。着生藻类是河流生态系统的主要初级生产者,对环境变化敏感,常被用作人类干扰指示生物^[22]。本研究拟验证以下假说:1、城镇化对不同物种的影响不同,人类干扰使得一些物种消失的同时可能会有新的物种出现,因此城镇化对着生藻类物种丰富度不存在显著影响;但是城镇化造成的水体污染会使一些耐污种成为明显的优势种,使藻类群落的均匀度降低;2、城镇化会造成藻类群落结构同质化,进而降低藻类 β 多样性;3、旱季河流径流量较小,河流受人类干扰影响更大,因此城镇化对藻类多样性的影响较雨季显著。

1 研究区域

深圳市具有小河众多,大河稀少的特点,流域面积大于 1km^2 的河流有 300 余条,流域面积大于 100km^2 的

河流仅 5 条,且河道多从市区穿过^[23-24]。由于缺乏过境的大江大河作为水源,深圳市河流属雨源性河流,径流量受降水影响较大。深圳市地处亚热带季风气候区,具有明显的旱、雨季,其中 4—9 月为雨季,12 月到来年 3 月为旱季,其他月份为过渡期。深圳市年平均降水量约为 1935.8mm,其中 86%集中在雨季^[25-26]。深圳市植被覆盖呈现东部大于西部、南部大于北部的地域特征,位于东南部的河流往往具有较高的植被覆盖率^[27]。

本研究调查了深圳市九个主要流域:珠江口、茅洲河、深圳湾、观澜河、深圳河、龙岗河、坪山河、大鹏河和大亚湾。其中茅洲河、观澜河、深圳河、龙岗河及坪山河流域面积大于 100km²;珠江口、深圳湾和大亚湾水系包括区域内多条相互联通的河流。深圳河、茅洲河、龙岗河、观澜河、深圳湾及珠江口流域位于深圳市中西部,主要流经城区;而坪山河、大鹏河及大亚湾流域位于深圳市东部郊区,植被覆盖率较高。于 2020 年 8 月(雨季)、12 月(旱季)开展生态调查,于每个流域布设 5—9 个样点,共计 74 个样点(图 1),两次调查采样点保持一致。根据是否位于城区将 74 个样点分为城区组和郊区组(城乡结合部样点以建筑、道路等不透水面占比是否超过 50%为划分标准),其中城区组包括 50 个样点,主要位于珠江口、茅洲河、深圳湾、观澜河、深圳河和龙岗河,郊区组包括 24 个样点,主要位于坪山河、大鹏河及大亚湾流域。两次调查样点因此分成雨季城区组、雨季郊区组、旱季城区组和旱季郊区组。

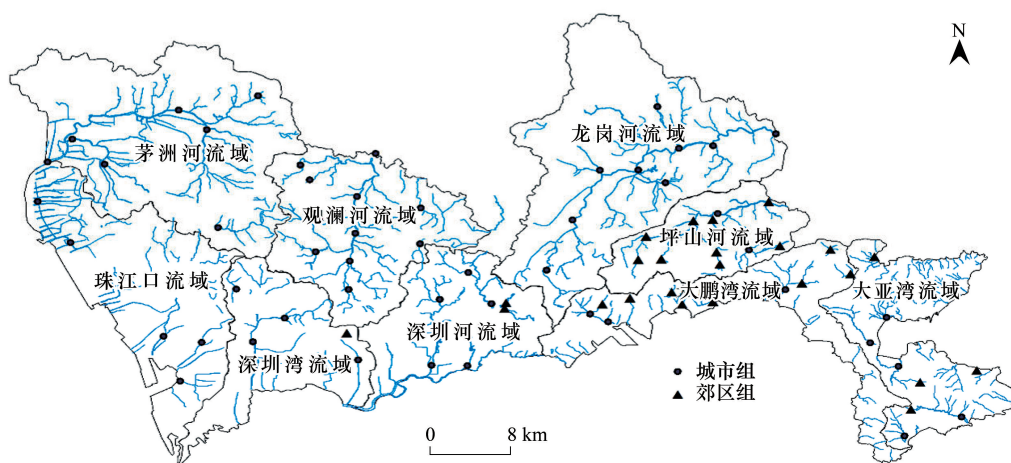


图 1 深圳主要城市河流调查样点图

Fig.1 Location of the sampling sites in Shenzhen main rivers

2 研究方法

2.1 着生藻类采集与鉴定

每个样点调查时,在纵向 100m 河段内,选取 5 个不同生境位点,每个位点随机选取 3 块石头块,用半径 2.5cm 的塑料圆盖在石块上固定采集区域,用硬毛刷刷取圆盖内区域的着生藻,用水冲洗石块获取藻液。将 15 块石头上刷取的藻液转移到同一容器中混合均匀,并定容至 550mL。现场转移藻液至标本瓶并加入 5% 甲醛溶液固定保存^[28]。着生藻类鉴定在实验室光学显微镜下分两步进行。先在 400 倍镜下鉴定非硅藻到属并记录硅藻个数,取部分藻液进行酸处理后制作成硅藻封片,参考藻类分类文献^[29-36],在 1000 倍油镜下将硅藻鉴定到种或变种,记录鉴定结果并计算着生藻类相对丰度及物种丰富度(Richness)、香农维纳多样性指数(Shannon-Wiener's diversity index)、Pielou 均匀度指数(Pielou's index)等 α 多样性指数。

2.2 环境因子测定

现场采样时,每个点用水质分析仪(YSI)测定水体的酸碱度(pH)、溶解氧(DO)和电导率(Cond),用直读式流速仪测定采样点的流速和水深,并用浊度仪测定水体浊度(Turb)。另外采集 350mL 水样并加浓硫酸将

pH 值调至小于 2,低温保存并尽快运回实验室用连续流动水质分析仪(SAN++, Skalar)测定总氮(TN)、总磷(TP)、硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}$)、溶解性无机磷($\text{PO}_4\text{-P}$)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})、溶解性有机碳(DOC)等水质指标,各指标测定方法参照《水和废水监测分析方法》进行^[37]。

2.3 数据分析

分析前根据 Pearson 相关系数剔除相关性较高的环境因子($r>0.8$),并对剩下的环境因子(pH 除外)、藻类 α 多样性指标及相对丰度数据进行 $\log(x+1)$ 转换后进行后续分析。

首先,检验样点位置及季节两因素对环境因子和着生藻类 α 多样性影响的显著程度。由于各组数据无法同时满足正态分布和方差齐性,使用 Scheirer-Ray-Hare 非参检验法。该方法是 Kruskal-Wallis 秩和检验的扩展,主要针对两组以上样本的均值进行统计推断。作为双因素方差分析的非参数替代方法,用于样本无法满足方差分析条件时,检验两个因素的变化是否对样本均值产生显著影响^[38]。

其次,使用主坐标分析(PCoA)比较不同样点组间藻类群落结构的差异,并用群落相似性分析(ANOSIM)判断组间差异的显著程度。PCoA 分析是一种非约束性数据降维分析方法,用于探究和可视化样本群落组成的差异性 or 相似性,本研究基于藻类群落的 Bray-Curtis 距离进行 PCoA 排序^[39]。ANOSIM 是一种分析高纬度数据组间相似性的非参数检验方法,它基于样本间距离测度计算关系排名,通过对排名进行置换检验判断样本组间差异是否显著不同于组内差异,常与 PCoA 等降维分析配合使用来说明样本组间差异的显著性^[39-40]。通过 PCoA 计算得到的物种距离矩阵可以简单地提取质心作为藻类群落的相异性指数,即藻类群落的 β 多样性^[41],绘制质心箱线图并对各组质心进行单因素方差分析以判断四组质心差异是否显著。随后,根据群落组成相异性指数和多点相异性指数,基于导致群落间物种组成差异的两种不同过程,进一步将 β 多样性分解为物种周转(β_{sim})和嵌套(β_{sne})组分,物种周转表示不同群落间的物种替换,而嵌套表示由于物种丧失导致群落间物种丰富度产生差异^[42]。并使用置换多元方差分析(PERMANOVA)研究样点位置和季节差异是否对 β_{sim} 和 β_{sne} 造成影响。PERMANOVA 是根据距离矩阵对总方差进行分解的非参数多元方差分析方法,可以分析不同分组因素对样本差异的解释度,并通过置换检验确定其显著性^[40, 43]。

最后,用 BIOENV 分析和 Mantel 检验研究环境因子与着生藻类群落结构间的相关性。BIOENV 分析通过计算群落结构距离矩阵与环境因子距离矩阵之间的相关系数挑选最适宜的环境因子组合,本研究用 Bray-Curtis 距离计算群落结构距离,用欧氏距离计算环境因子距离^[44]。筛选出重要的环境因子后,使用 Mantel 检验分析着生藻类群落与环境因子间的关联性,并检验筛选出的各环境因子与城区组、郊区组周转组分的相关性。Mantel 检验可分析群落结构差异沿环境梯度的变化程度,Mantel 检验中 $P<0.05$ 说明二者显著相关,而 r 越大,说明两个矩阵相关性越强^[39]。

所有分析均基于 R 进行。着生藻类 α 多样性的计算、PCoA 分析、ANOSIM 分析、PERMANOVA 分析、BIOENV 分析及 Mantel 检验使用“vegan”包实现^[45]。Scheirer-Ray-Hare 检验使用“rcompanion”包实现^[46]。 β 多样性的分解使用“betapart”包实现^[47]。

3 结果与分析

3.1 环境状况

Scheirer-Ray-Hare 检验结果显示(表 1),城区组除 pH、溶解氧(DO)和流速(Vel)外的其他环境因子的取值均高于郊区组,其中旱季城区组总氮含量均值高达 9.04mg/L,为郊区组(0.92mg/L)的十倍。除总氮外,电导率在城区组和郊区组间也表现出显著差异,无论雨、旱季都存在四倍以上的差异。季节对高锰酸钾指数(COD_{Mn})、DO、浊度(Turb)、水深(WD)和流速有影响。旱季 COD_{Mn} 均值(2.05mg/L)明显高于雨季(1.23mg/L),这种差别在城区组更为明显(3.15mg/L, 1.72mg/L)。旱季城区组总氮含量均值(9.04mg/L)高于雨季(6.09mg/L),而郊区组总氮含量无季节差异。两个季节所有样点的总磷、氨态氮、溶解性有机碳、溶解性无机磷和 pH 平均值无明显区别。此外,比较城区组和郊区组水质指标发现: COD_{Mn} 和浊度也是在旱季有更大差异。

表 1 深圳市主要河流环境因子均值及取值范围

Table 1 Differences in the Mean and range of environmental factors of main rivers in Shenzhen

环境因子 Environmental factors	城区组 Urban group		郊区组 Suburban group	
	雨季 Wet season	旱季 Dry season	雨季 Wet season	旱季 Dry season
总氮 TN/(mg/L)	6.09(0.56—19.02)	9.04(0.56—26.75)	0.92(0.16—3.13)	0.92(0.17—6.37)
总磷 TP/(mg/L)	0.26(0.04—1.47)	0.33(0.04—3.66)	0.05(0.02—0.27)	0.05(0.02—0.28)
高锰酸钾指数 COD _{Mn} /(mg/L)	1.72(0.52—6.83)	3.15(0.75—15.29)	0.74(0.35—2.31)	0.94(0.57—1.94)
氨态氮 NH ₄ -N/(mg/L)	1.75(0.10—15.23)	1.35(0.06—9.01)	0.19(0.04—0.90)	0.16(0.03—1.34)
溶解性有机碳 DOC/(mg/L)	3.72(0.98—6.92)	3.85(1.26—11.38)	1.91(0.98—4.67)	1.44(0.55—3.83)
溶解性无机磷 PO ₄ -P/(mg/L)	0.21(0.02—1.18)	0.22(0.01—1.22)	0.04(0.02—0.20)	0.04(0.02—1.78)
pH	7.89(6.82—8.59)	8.27(7.17—12.50)	7.64(6.72—8.42)	8.24(7.24—11.28)
溶解性氧 DO/(mg/L)	4.61(2.02—8.04)	6.31(3.53—12.51)	6.18(3.31—8.19)	6.05(2.07—9.51)
电导率 Cond/(μS/cm)	1849.53(54.80—33904.00)	4131.39(33.6—46293.00)	372.85(30.4—5950.00)	345.98(27.9—5805.00)
浊度 Turb/(NTU)	36.34(0.15—6.00)	33.06(1.57—866.00)	21.94(3.40—54.50)	8.81(1.25—48.40)
水深 WD/m	0.61(0.01—0.59)	0.38(0.10—3.00)	0.33(0.15—0.54)	0.24(0.10—0.35)
流速 Vel/(m/s)	0.22(0.01—0.59)	0.19(0.01—0.86)	0.35(0.09—0.65)	0.15(0.00—0.28)

TN:总氮 Total nitrogen; TP:总磷 Total phosphorus; COD_{Mn}:高锰酸钾指数 Chemical oxygen demand; DOC:溶解性有机碳 Dissolved organic carbon; DO:溶解氧 Dissolved oxygen; Cond:电导率 Conductivity; Turb:浊度 Turbidity; WD:水深 Water depth; Vel:流速 Velocity

3.2 城区与郊区组样点着生藻类 α 多样性的差别

两次调查共鉴定出着生藻类 301 个分类单元,分属硅藻门、蓝藻门和绿藻门。其中硅藻门种类最多,为 242 个分类单元,蓝藻门 17 个分类单元,绿藻门 42 个分类单元。雨季鉴定出 217 个分类单元,其中城区组 189 个分类单元,郊区组 164 个分类单元;旱季鉴定出 227 个分类单元,其中城区组 198 个分类单元,郊区组 161 个分类单元。平均相对丰度>5%的物种有 9 种(表 2),其中,颤藻(*Oscillatoria* sp.)、鞘丝藻(*Lyngbya* sp.)、席藻(*Phormidium* sp.)和微小曲丝藻(*Achnanthes minutissimum*)在两个季节的城区组和郊区组都是优势种,而罕见曲丝藻(*Achnanthes exiguum*)只在城区组作为优势种出现,比利牛斯山曲丝藻(*Achnanthes pyrenaicum*)只在旱季郊区组为优势种,两栖菱形藻(*Nitzschia amphibia*)和平庸菱形藻(*Nitzschia inconspicua*)只在旱季城区组为优势种。比较雨、旱两季优势种相对丰度发现,雨季丝状蓝藻相对丰度较旱季高;综合两季数据来看,城区组相对丰度较高的硅藻门物种主要是菱形藻属,而郊区组相对丰度较高的硅藻门物种主要是曲丝藻属。平均相对丰度大于 1%的物种有 17 种,其中硅藻门 12 种,蓝藻门 3 种,绿藻门 2 种。其他 284 种藻类的平均丰度小于 1%。雨季城区组的指示物种有 β-中污带指示种变异直链藻(*Melosira varians* C.Agardh)、钝脆杆藻(*Fragilaria capucina* Desmazières)、克罗顿脆杆藻(*Fragilaria crotonensis* Kitton)、尖针杆藻(*Ulnaria acus* Kützinger)、隐头舟形藻(*Navicula cryptocephala* Kützinger)和椭圆波缘藻(*Cymatopleura elliptica* W.Smith),以及梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana* Kützinger)、平庸菱形藻等富营养化指示种;与雨季城市组相比,β-中污带指示种椭圆波缘藻不在雨季郊区组出现,且大部分污染指示种相对丰度有所下降;旱季城区组的指示物种有 β-中污带指示种钝脆杆藻和隐头舟形藻,及富营养化指示种梅尼小环藻、平庸菱形藻和库津细齿藻(*Denticula kuetzingii* Grunow);旱季郊区组指示物种有 β-中污带指示种隐头舟形藻,以及富营养化指示种梅尼小环藻、平庸菱形藻。α-中污带指示种谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)和颤藻、清洁指示种微小曲丝藻在四组样点都存在,其中谷皮菱形藻在城市组相对丰度更高,颤藻在雨季组相对丰度更高,而清洁种微小曲丝藻在郊区组有更高的相对丰度。比较各组出现的污染和清洁指示种的数量和相对丰度,可以发现污染指示种更倾向于在雨季、城市组出现,而清洁指示种更倾向旱季、郊区的环境。

所有样点的着生藻类平均分类单元数为 31(取值范围为 10—53)(表 3),香农维纳多样性指数平均值为 2.87(1.54—3.49),Pielou 均匀度指数平均值为 0.84(0.49—0.94)。三项 α 多样性指数在城区、郊区组间及季节间差异均不显著。

表 2 深圳主要河流城区组和郊区组着生藻类优势种相对丰度/%

Table 2 Relative abundance of dominant taxa of benthic algae in urban and suburban group of main rivers in Shenzhen

物种 Species	城区组 Urban group		郊区组 Suburban group	
	雨季 Wet season	旱季 Dry season	雨季 Wet season	旱季 Dry season
颤藻 <i>Oscillatoria</i> sp. V.Kinetics	13.2	6.0	12.9	6.8
鞘丝藻 <i>Lyngbya</i> sp. Anagn	6.9	9.7	11.5	7.8
席藻 <i>Phormidium</i> sp. Kützing	6.4	6.3	5.6	10.5
微小曲丝藻 <i>Achnanthydium minutissimum</i> Czarniecki	5.3	8.5	24.4	20.7
比利牛斯山曲丝藻 <i>Achnanthydium pyrenaicum</i> H.Kobayasi				8.9
罕见曲丝藻 <i>Achnanthydium exiguum</i> Grunow	6.6	7.0		
谷皮菱形藻 <i>Nitzschia palea</i> W.Smith	24.1	7.9	7.6	
两栖菱形藻 <i>Nitzschia amphibia</i> Grunow		7.8		
平庸菱形藻 <i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow		7.0		

表 3 各组 α 多样性平均值及取值范围

Table 3 The average value and range of alpha diversity in groups

α 多样性指标 α-diversity indexes	城区组 Urban group		郊区组 Suburban group	
	雨季 Wet season	旱季 Dry season	雨季 Wet season	旱季 Dry season
物种丰富度 Richness	30(16—49)	31(10—52)	33(19—53)	30(10—48)
Shannon-Wiener's 指数 Shannon-Wiener's Index	2.89(2.10—3.41)	2.86(1.54—3.42)	2.91(2.14—3.49)	2.82(1.63—3.42)
Pielou 均匀度指数 Pielou's Index	0.85(0.67—0.93)	0.84(0.49—0.94)	0.84(0.73—0.94)	0.84(0.71—0.92)

3.3 城区、郊区组样点着生藻类群落结构的差别

四组样点在 PCoA 排序图上分散分布(图 2),其中相同季节的城区组、郊区组样点着生藻类群落在 PCoA 轴 1 上分离,相同位置不同季节的着生藻类群落在 PCoA 轴 2 上分离。ANOSIM 结果进一步显示,着生藻类群落结构组间差异显著大于组内差异,分组因素显著影响藻类群落结构($r=0.345, P=0.001$)。

PCoA 质心箱线图显示(图 3),雨季藻类群落 β 多样性较低,旱季较高;其中,雨季城区组和郊区组 β 多样性差别不大,旱季郊区组 β 多样性比城区组高。无论是雨季还是旱季,郊区组藻类群落 β 多样性的中位数都较城区组高。四组质心方差分析结果显示:雨季城区组质心显著低于旱季城区组($P=0.015$)和旱季郊区组($P=0.022$),其他各组间质心差异均不显著。

对着生藻类群落的 β 多样性进行分解发现其空间周转组分远高于嵌套组分($\beta_{sim} = 0.9745, \beta_{sne} = 0.0057$)。PERMANOVA 结果显示城镇化与季节都对 β_{sim} 产生显著影响(城镇化: $R^2=0.1058, P<0.001$;季节: $R^2=0.1081, P<0.001$),而不同分组间的 β_{sne} 差异不显著。

3.4 城区、郊区组着生藻类群落与环境因子关系差异

用 BIOENV 筛选出与各组藻类群落结构显著相关的环境因子(表 4)。其中,城区组雨季为 TN、COD_{Mn}、

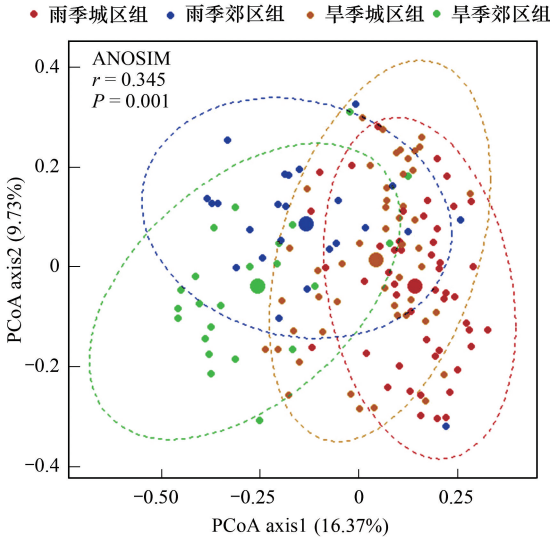


图 2 基于藻类群落 Bray-Curtis 距离的主坐标分析 (PCoA) 排序图
Fig.2 Principal Coordinate Analysis (PCoA) plot based on Bray-Curtis distances of algae communities

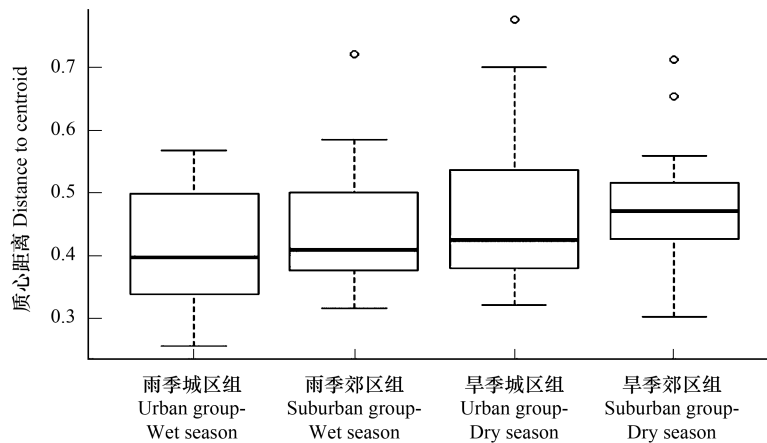


图 3 藻类群落 PCoA 质心箱线图

Fig.3 Boxplot of centroids of PCoA of algae communities

Cond、Turb 和 水深,旱季为 TN、COD_{Mn}、Cond 和 pH;郊区组雨季为 PO₄-P,旱季为 TN 和 Cond。对筛选出的环境因子组合进行 Mantel 检验,结果显示(表 4):筛选出的环境因子组合对于雨季组的解释率均低于旱季组,对于城区组的解释率高于郊区组。

表 4 藻类群落与环境因子相关性 Mantel 分析

Table 4 Mantel correlations between algal communities and environmental factors

分组 Groups	环境因子差异性		BIOENV 筛选的环境因子 Environmental factors selected by BIOENV
	Mantel <i>r</i>	<i>P</i>	
雨季城区组 Urban group-Wet season	0.506	0.001	TN、COD _{Mn} 、Cond、Turb、WD
雨季郊区组 Suburban group-Wet season	0.382	0.008	PO ₄ -P
旱季城区组 Urban group-Dry season	0.549	0.001	TN、COD _{Mn} 、Cond、pH
旱季郊区组 Suburban group-Dry season	0.447	0.002	TN、Cond

将筛选出的环境因子分别与城区组、郊区组周转组分进行 Mantel 检验,结果显示城区组、郊区组周转组分分别与筛选出的城区组、郊区组环境因子显著相关,其中对城区组周转组分解释率最高的环境因子是 Cond ($P<0.001, r=0.524$),对郊区组周转组分解释率最高的环境因子是 PO₄-P ($P=0.01, r=0.169$),总体来看环境因子对城区组周转组分的解释率高于郊区组周转组分。

4 讨论

本研究发现,流经城区的河流 TN、TP、COD_{Mn}、Cond、Turb 等指标均显著增高,可见人类干扰对河流水质有显著影响;季节因素对 COD_{Mn}、DO、Turb、水深和流速产生影响,其中 COD_{Mn} 和 Turb 均是旱季明显高于雨季,而 DO、水深和流速存在季节差异的同时也受到样点位置的影响。深圳市河流是雨源性河流,与雨季相比,旱季径流量更多来自生产与生活污水,因此旱季 COD_{Mn} 和 Turb 更高也与城市人类活动密切相关。DO 在雨季和旱季时具有不同的差异特征,雨季时 DO 城区组显著低于郊区组,而旱季时郊区组具有较低的 DO,这可能是由于雨季时城区组水深较深而流速较低引起的水气交换速率降低导致水中 DO 浓度降低,且雨季水体中充足的营养物质使得浮游藻类呼吸作用显著增加,也会大量消耗 DO^[48-49]。郊区组样点多位于河流源头,城区组样点多位于河流中下游,因此城区组具有较大水深,雨季的大量降水使得差距更为显著。对于流速来说,郊区样点间落差较为明显,在水源充沛的雨季具有较高流速;而旱季时由于河流源头处流量很小,郊区组流速也低于城区组样点。从着生藻类群落组成上看,城区组优势种以菱形藻属为主,郊区组以曲丝藻属为主,城区组污染指示种种类数和相对丰度都比郊区组更高。大量研究表明,菱形藻属与水体营养状态相关,其中城区组相对

丰度最高的硅藻门优势种谷皮菱形藻对高浓度营养盐污染具有较强的耐受性^[50-51],而郊区组主要优势种极小曲丝藻更偏爱低营养盐的生境^[52]。城区组显著增高的 TN、TP 等营养盐指标也从侧面印证城镇化显著影响河流水质,从而对着生藻类群落组成产生影响。对着生藻类 α 多样性的比较研究发现,样点位置和季节都对藻类 α 多样性无明显影响,这与本研究的假设不完全相符,可能与城区组和郊区组之间较大的样点数差异有关。

PCoA 质心箱线图显示,与郊区组相比,城区组着生藻类群落 β 多样性较低,这种差异在降水量少、径流主要来源于生产生活污水的旱季更加明显。BIOENV 与 Mantel 检验结果显示:影响城区组着生藻类群落的环境因子主要是 TN、COD_{Mn}、Cond、pH、Turb 和水深,影响郊区组着生藻类群落的环境因子主要有 TN、Cond 和 PO₄-P,这与前人研究结果相似^[53]。结合城镇化对环境因子影响的分析结果,说明城市人类活动导致的 TN、COD_{Mn} 和 Cond 水平的显著升高会导致着生藻类 β 多样性下降,这与其他类群研究中得到的城镇化会造成物种同质化的结论一致^[54]。城镇化对着生藻类群落的影响在旱季更加明显可能是因为旱季河流径流缺少雨水汇入,受人类活动干扰更大,环境因子受到的影响更加显著。与旱季相比,雨季藻类 β 多样性较低,但季节引起的差异比样点位置引起的差异更小。雨季藻类 β 多样性较低可能是雨季水文条件变化对着生藻类生长的影响导致的,雨季城区组中 Turb 和水深对着生藻类群落结构具有显著影响的结果也印证了这一点。雨季时,大量雨水汇入河流使得 Turb 和水深显著增大,水体 Turb 较大时会降低水体透明度,对着生藻类的生长产生不利影响,水深对着生藻类的影响也与 Turb 类似,同时水流冲刷也使得藻类 β 多样性降低。对着生藻类群落与环境因子关系的研究还发现,影响城区组与郊区组的环境因子有所不同,而雨、旱季影响藻类群落组成的环境因子差异较小,说明城镇化对环境因子与着生藻类群落的关系的影响比季节因素更显著。比较影响城区组和郊区组着生藻类群落的环境因子可以发现,TN 和 Cond 对城区组和郊区组藻类群落均有影响,且两个因子取值水平在城区组和郊区组差异显著,是造成城区、郊区着生藻类群落结构差异的主要环境因子;同样结合雨季组、旱季组环境因子差异和着生藻类群落分析结果可以发现造成雨季组、旱季组着生藻类群落结构差异的主要环境因子为 COD_{Mn}。对 β 多样性进行分解后发现组间着生藻类群落结构差异的主要来源为物种周转或替换,这与前人研究结果相似,而高于平均水平的 β_{sim} 说明环境过滤、竞争和扩散限制是形成深圳市河流 β 多样性的主要机制^[55-56]。随后对 β_{sim} 进行 PERMANOVA 分析的结果说明城镇化和季节因素共同导致组间 β 多样性差异,这与前文得到的结果一致。

本研究发现城镇化造成河流 TN、PO₄-P、COD_{Mn}、Cond、Turb 等指标水平显著增高,导致河流着生藻类群落 β 多样性降低,说明城市人类活动干扰会对河流生物多样性带来不利影响。为有效保护河流生物多样性,有必要从源头控制工业和生活污水的排放,减少对河流的污染。尤其是在降雨量较小的旱季,更需要采取措施避免污水排放进入河流,并尽量减少雨水进入河流时带入面源污染。

参考文献 (References):

- [1] 王凯,林辰辉,吴乘月. 中国城镇化率 60% 后的趋势与规划选择. 城市规划, 2020, 44(12): 9-17.
- [2] 国家统计局. 中华人民共和国 2020 年国民经济和社会发展统计公报. (2021-02-28) [2021-03-01]. http://www.gov.cn/xinwen/2021-02/28/content_5589283.htm.
- [3] Shochat E, Lerman S B, Anderies J M, Warren P S, Faeth S H, Nilon C H. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, 2010, 60(3): 199-208.
- [4] Foley J A, DeFries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik C J, Monfreda C, Patz J A, Prentice I C, Ramankutty N, Snyder P K. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [5] Grimm N B, Faeth S H, Golubiewski N E, Redman C L, Wu J G, Bai X M, Briggs J M. Global change and the ecology of cities. *Science*, 2008, 319(5864): 756-760.
- [6] Malmqvist B, Rundle S. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 2002, 29(2): 134-153.
- [7] Paul M J, Meyer J L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, 32: 333-365.

- [8] Baker M E, Schley M L, Sexton J O. Impacts of expanding impervious surface on specific conductance in urbanizing streams. *Water Resources Research*, 2019, 55(8): 6482-6498.
- [9] McKinney M L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 2008, 11(2): 161-176.
- [10] Aronson M F J, La Sorte F A, Nilon C H, Katti M, Goddard M A, Lepczyk C A, Warren P S, Williams N S G, Cilliers S, Clarkson B, Dobbs C, Dolan R, Hedblom M, Klotz S, Kooijmans J L, Kühn I, MacGregor-Fors I, McDonnell M, Mörtberg U, Pyšek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P, Winter M. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2014, 281(1780): 20133330.
- [11] Hering D, Johnson R K, Kramm S, et al. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 2006, 51(9): 1757-1785.
- [12] 李宁, 陈阿兰, 杨春江, 孙瑜旸, 马国良, 马琪. 城镇化对湟水河上游水质和底栖动物群落结构的影响. *生态学报*, 2017, 37(10): 3570-3576.
- [13] Waite I R, Munn M D, Moran P W, Konrad C P, Nowell L H, Meador M R, Van Metre P C, Carlisle D M. Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages. *Science of the Total Environment*, 2019, 660: 1472-1485.
- [14] Jordaan K, Bezuidenhout C C. Bacterial community composition of an urban river in the North West Province, South Africa, in relation to physico-chemical water quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(6): 5868-5880.
- [15] Shen J C, Qin G, Yu R D, Zhao Y X, Yang J Q, An S Q, Liu R, Leng X, Wan Y. Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecological Indicators*, 2021, 120: 106944.
- [16] Potapova M, Coles J F, Giddings E M P, Zappia H. A comparison of the influences of urbanization in contrasting environmental settings on stream benthic algal assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, 2005, 2005(47): 333-359.
- [17] Peressin A, Cetra M. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, 2014, 17(3): 675-690.
- [18] Bozók T, Krasznai-Kun E Á, Csercsa A, Várbíró G, Boda P. Temporal and spatial dynamics in aquatic macroinvertebrate communities along a small urban stream. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(15): 559.
- [19] Tang T, Tang T, Tan L, Gu Y, Jiang W X, Cai Q H. Identifying community thresholds for lotic benthic diatoms in response to human disturbance. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 4134.
- [20] Mao S X, Guo S H, Deng H B, Xie Z C, Tang T. Recognition of patterns of benthic diatom assemblages within a river system to aid bioassessment. *Water*, 2018, 10(11): 1559.
- [21] 张晓瑶, 张潇, 李冬花, 陆林, 虞虎. 城市土地利用变化对生态系统服务价值影响的多情景模拟——以深圳市为例. *生态学报*, 2022, 42(6): 2086-2097
- [22] 谭香, 张全发. 底栖硅藻应用于河流生态系统健康评价的研究进展. *水生生物学报*, 2018, 42(1): 212-220.
- [23] 高晓薇, 刘家宏. 深圳河流域城市化对河流水文过程的影响. *北京大学学报: 自然科学版*, 2012, 48(1): 153-159.
- [24] 张敏, 解莹, 彭文启, 高继军, 张永生, 张海萍, 渠晓东, 王浩. 龙岗河坪山河水质时空状况分析. *中国水利*, 2020, (22): 21-23.
- [25] 陈潜, 郑群峰, 陈训来, 李超, 李明华. 1953—2019 年深圳市暴雨的气候特征. *广东气象*, 2020, 42(4): 6-9.
- [26] 深圳特区报. 深圳市气候公报(2019 年). [2020-02-27]. https://sztqb.sznews.com/PC/content/202002/27/content_825167.html.
- [27] 吴炳伦, 孙华, 石军南, 张雨田, 石灵杰. 2000—2018 年深圳市植被覆盖动态变化与预测. *应用生态学报*, 2020, 31(11): 3777-3785.
- [28] 胡建成, 郭姝含, 唐涛, 蔡庆华. 基于着生硅藻多参数指标评价赤水河生态状况. *中国环境监测*, 2020, 36(3): 94-104.
- [29] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统、分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.
- [30] 齐雨藻. 中国淡水藻志: 第四卷: 硅藻门 中心纲. 北京: 科学出版社, 1995.
- [31] 齐雨藻, 李家英. 中国淡水藻志: 第十卷: 硅藻门 羽纹纲(无壳缝目 拟壳缝目). 北京: 科学出版社, 2004.
- [32] 施之新. 中国淡水藻志: 第十二卷: 硅藻门 异极藻科. 北京: 科学出版社, 2004.
- [33] 中国科学院中国孢子植物志编辑委员会. 中国淡水藻志: 第十二卷: 硅藻门 异极藻科. 北京: 科学出版社, 2004.
- [34] 中国科学院中国孢子植物志编辑委员会. 中国淡水藻志: 第十九卷: 硅藻门 舟形藻科(II). 北京: 科学出版社, 2014.
- [35] 李家英, 齐雨藻. 中国淡水藻志. 北京: 科学出版社, 2014.
- [36] 李家英, 齐雨藻. 中国淡水藻志: 第 14 卷: 舟形藻科. 北京: 科学出版社, 2010.
- [37] 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(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [38] 王星. 非参数统计. 北京: 清华大学出版社, 2009.
- [39] Legendre P, Legendre L (2012) Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam, 2012.
- [40] Anderson M J, Walsh D C I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological Monographs*, 2013, 83(4): 557-574.

- [41] Ricotta C, Bacaro G, Caccianiga M, Cerabolini B E L, Moretti M. A classical measure of phylogenetic dissimilarity and its relationship with beta diversity. *Basic and Applied Ecology*, 2015, 16(1): 10-18.
- [42] Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 2010, 19(1): 134-143.
- [43] Kelly B J, Gross R, Bittinger K, Sherrill-Mix S, Lewis J D, Collman R G, Bushman F D, Li H Z. Power and sample-size estimation for microbiome studies using pairwise distances and PERMANOVA. *Bioinformatics*, 2015, 31(15): 2461-2468.
- [44] Clarke K R, Somerfield P J, Gorley R N. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2008, 366(1/2): 56-69.
- [45] Oksanen J, Blanchet F G, Kindt R. Package 'vegan': community ecology package, version 2.3-2. 2015.
- [46] Mangiafico S. rcompanion: Functions to support extension education program evaluation [R statistical package]. 2016.
- [47] Baselga A, Orme C D L. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 2012, 3(5): 808-812.
- [48] Whitehead P G, Wilby R L, Battarbee R W, Kernan M, Wade A J. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 2009, 54(1): 101-123.
- [49] Wallace R B, Gobler C J. The role of algal blooms and community respiration in controlling the temporal and spatial dynamics of hypoxia and acidification in eutrophic estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 172: 112908.
- [50] Liu Y X, Fu J X, Cheng D D, Lin Q D, Su P, Wang X X, Sun H T. The spatial pattern of periphytic algae communities and its corresponding mechanism to environmental variables in the Weihe River Basin, China. *Hydrology Research*, 2020, 51(5): 1036-1047.
- [51] Tuduri A, Becona L P, Venturini N, Rodríguez-Gallego L, García-Rodríguez F, González L, Lescano C, Costa S, del Puerto L, Bergamino L. Trophic assessment in South American Atlantic coastal lagoons: Linking water, sediment and diatom indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 165: 112119.
- [52] Shen R R, Ren H Y, Yu P, You Q M, Pang W T, Wang Q X. Benthic diatoms of the Ying River (Huaihe River Basin, China) and their application in water trophic status assessment. *Water*, 2018, 10(8): 1013.
- [53] Yuan X, Krom M D, Zhang M Z, Chen N W. Human disturbance on phosphorus sources, processes and riverine export in a subtropical watershed. *Science of the Total Environment*, 2021, 769: 144658.
- [54] McKinney M L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 2006, 127(3): 247-260.
- [55] Soininen J, Heino J, Wang J J. A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 2018, 27(1): 96-109.
- [56] Branco C C Z, Bispo P C, Peres C K, Tonetto A F, Krupek R A, Barfield M, Holt R D. Partitioning multiple facets of beta diversity in a tropical stream macroalgal metacommunity. *Journal of Biogeography*, 2020, 47(8): 1765-1780.