

DOI: 10.5846/stxb202005141226

黄婷, 王晓锋, 刘婷婷, 庞吉丽, 陈彦蓉, 吴文洁, 赵舒宁, 吴胜男, 王继龙. 城市小型景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放特征及影响因素. 生态学报, 2021, 41 (15): 6024–6037.

Huang T, Wang X F, Liu T T, Pang J L, Chen Y R, Wu W J, Zhao S N, Wu S N, Wang J L. Spatiotemporal variations and influencing factors of CO₂ and CH₄ emissions from urban small landscape waters. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41 (15): 6024–6037.

城市小型景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放特征及影响因素

黄 婷^{1,3}, 王晓锋^{1,2,3,*}, 刘婷婷^{1,4}, 庞吉丽³, 陈彦蓉³, 吴文洁³, 赵舒宁³, 吴胜男^{1,2,3},
王继龙^{1,2,3}

1 长江上游湿地科学研究重庆市重点实验室, 重庆 401331

2 三峡库区地表生态过程重庆市野外科学观测研究站, 重庆 405400

3 重庆师范大学地理与旅游学院, 重庆 401331

4 华东师范大学河口海岸研究所, 上海 200241

摘要: 淡水生态系统被认为是大气温室气体排放的重要来源, 尤其在人类活动影响下, 其排放强度可能进一步增强。城市小型景观水体是城市生态系统的重要组成, 具有面积小、数量大以及人类干扰强的特征, 其温室气体排放特征及影响因素尚不清楚。选择重庆市大学城 8 个景观水体和周边 2 个自然水体为对象, 于 2019 年 1、4、7、10 月, 利用漂浮箱和顶空法分析了水体 CO₂ 与 CH₄ 的溶存浓度及排放通量, 旨在揭示城市小型景观水体 CO₂ 与 CH₄ 排放强度、时空变异特征以及影响因素。结果表明, 10 个小型水体 CO₂、CH₄ 的溶存浓度范围分别为 10.75–116.25 μmol/L 和 0.09–3.61 μmol/L (均值分别为 (47.6±29.3) μmol/L、(1.13±0.56) μmol/L), 均为过饱和状态; 漂浮箱法实测的 8 个景观水体 CO₂ 和 CH₄ 排放通量均值分别为 (72.7±65.9) mmol m⁻² d⁻¹ 和 (2.31±3.48) mmol m⁻² d⁻¹ (顶空法估算值为 (69.7±82.0) mmol m⁻² d⁻¹ 和 (3.69±2.92) mmol m⁻² d⁻¹), 是 2 个自然水体的 3.5–6.1 和 2.0–4.5 倍, 呈较强的 CO₂、CH₄ 排放源; 居民区景观水体 CO₂ 和 CH₄ 排放略高于校园区, 均显著高于对照的自然水体; CO₂ 排放夏季最高, 秋季次之, 冬、春季最低, CH₄ 呈夏季>秋季≈春季>冬季的季节模式, 温度和水体初级生产共同影响 CO₂ 和 CH₄ 排放的季节模式; 水生植物分布对景观水体 CO₂、CH₄ 排放有显著影响, 有植物分布的水域比无植物水域平均高 1.97 和 2.94 倍; 漂浮箱法和顶空法测得气体通量线性关系较好, 但顶空法测得 CO₂ 通量在春季明显偏低, 而 CH₄ 则普遍偏高。相关分析表明, 景观水体碳、氮浓度、pH 值以及 DO 等对 CO₂ 排放具有较好的指示性, CH₄ 排放通量主要与水体中碳、磷浓度有关。城市小型景观水体 CO₂、CH₄ 排放通量远高于大部分已有自然水体的研究结果, 呈一种较强的大气温室气体排放源, 在区域淡水系统温室气体排放清单中具有重要贡献, 未来研究中应给予更多关注。

关键词: 城市; 景观水体; CO₂ 与 CH₄ 排放; 时空特征; 影响因素

Spatiotemporal variations and influencing factors of CO₂ and CH₄ emissions from urban small landscape waters

HUANG Ting^{1,3}, WANG Xiaofeng^{1,2,3,*}, LIU Tingting^{1,4}, PANG Jili³, CHEN Yanrong³, WU Wenjie³,
ZHAO Shuning³, WU Shengnan^{1,2,3}, WANG Jilong^{1,2,3}

1 Chongqing Key Laboratory of Wetland Science Research of the Upper Reaches of the Yangtze River, Chongqing 401331, China

2 Three Gorges Reservoir Area Earth Surface Ecological Processes of Chongqing Observation and Research Station, Chongqing 405400, China

3 College of Geography and Tourism, Chongqing Normal University, Chongqing 401331, China

4 State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41807321); 重庆市基础研究与前沿探索项目 (cstc2018jcyjAX0672); 重庆市教委科学技术研究项目 (KJZD-K202000502); 地理科学重庆市本科一流专业立项建设项目

收稿日期: 2020-05-14; 修订日期: 2021-02-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xiaofeng6540@163.com

Abstract: Freshwater ecosystem, as sink of the terrestrial and anthropogenic carbon, is the most active bioreactor for global carbon biogeochemical processes and an important emitter of greenhouse gases (i.e. CO₂ and CH₄) to atmosphere, and then influences the global climate change and carbon cycling. CO₂ and CH₄ emissions from freshwaters have been extensively attentional in recent years given their importance, particularly that the emissions would be further enhanced by the increasing human activities. The urban small-scale landscape water bodies (including landscape pond, lake) , featured by small area and large quantity, are a crucial component of urban ecosystem and strongly influenced by human activities. However, greenhouse gases emissions from such artificial-dominated waters are rarely studied and have been badly neglected. In the present study, for exploring the spatiotemporal variations and controls of CO₂ and CH₄ emissions from urban small landscape waters, we selected eight landscape water bodies and two natural water bodies in Chongqing, and carried out four seasonal investigations of CO₂ and CH₄ concentrations and emissions from the surface water in January, April, July and October in 2019 through the static chamber-gas chromatography technique and headspace method. Meanwhile, the vegetated and non-vegetated zones in the sampling water were monitored separately to identify the hydrophyte's disturbance. The result showed that CO₂ and CH₄ concentrations in urban landscape waters in Chongqing were widely supersaturated with range of 10.75—116.25 μmol/L (averaged (42.5±28.7) μmol/L) and 0.09—3.61 μmol/L (average of (0.98±0.80) μmol/L) , respectively; the average CO₂ and CH₄ fluxes measured by the floating box method were (72.7±65.9) and (2.3±3.5) mmol m⁻² d⁻¹ respectively, indicating that the urban landscape waters were the net CO₂/CH₄ emission source. CO₂ and CH₄ emissions from the residential landscape waters were slightly higher than those from the landscape waters in campuses, but both were significantly higher than the two natural waters which were almost impervious to urban activity, suggested that the urban landscape waters could play a crucial contribution to the inland water CO₂ and CH₄ emissions on regional scale. In addition, the distribution of aquatic plants had a significant impact on the CO₂ and CH₄ emissions of landscape waters with that the emission flux from non-vegetated water was universally smaller than that from vegetated zone. CO₂ and CH₄ fluxes from urban landscape waters presented obviously seasonal patterns, there into, CO₂ fluxes were the highest in summer, followed by autumn, and the lowest in winter and spring, while CH₄ fluxes in summer were higher than that in autumn and spring, significantly higher than winter. Temperature was the critical factor determining the seasonal variation of CH₄ and CO₂ emissions, while CO₂ flux was also affected by water primary production. CO₂ emissions of landscape waters were significantly associated with the factors such as pH, nitrogen, carbon concentration and dissolved oxygen. Meanwhile, CH₄ emissions were mainly related to the carbon and phosphorus concentrations in surface water. The CO₂ and CH₄ fluxes from urban small landscape water bodies in this study were much higher than most of the previous survey on natural lakes, reservoirs and ponds, which highlighted the landscape waters may be a strong source of greenhouse gas emissions to the atmosphere, and plays a vital role in the greenhouse gas emission inventory from global or regional freshwater system, and thus more attention should be paid in future.

Key Words: urban district; landscape water; CO₂ and CH₄ emission; spatiotemporal characteristics; influence factors

二氧化碳(CO₂)和甲烷(CH₄)是大气中最重要的温室气体。河流、湖泊、水库等淡水生态系统作为陆地碳的“汇”,是全球C的生物地化循环最活跃的场所^[1-2],并通过水-气界面向大气排放CO₂和CH₄,成为大气温室气体的重要来源^[2-4]。据估算,全球淡水系统每年向大气中排放大约1.4—2.1 Pg CO₂^[1,4]和0.12 Pg CH₄^[3],分别相当于全球陆地生态系统年净初级生产的固碳总量(2.6 Pg)的54%—81%^[5]和全球CH₄排放总量的20%^[6],甚至超过了全球海洋年CO₂净吸收量(约2.0 Pg)^[7]。同时,湖泊、水库等静水水体年CO₂、CH₄的排放总量分别约为0.62 Pg^[8]和0.09 Pg^[3],是淡水生态系统排放总量的重要组成^[9]。淡水系统含碳气体的排放在全球和区域尺度碳平衡中具有重要贡献,成为全球关注的热点。

当前大多数研究以大型河流、湖泊和水库为主^[10-13],对面积不易统计的小型水体的排放关注较少^[14],导

致淡水系统 CO_2 、 CH_4 清单仍存在较大的不确定性。由于水体较浅,交换能力差以及“汇水面积/水域面积”大,小型水体单位面积接纳的陆源碳更多、沉积层代谢产生的含碳气体更容易传输至表层水体形成排放,因此具有更高的 CO_2 / CH_4 排放潜势^[15-16]。Kankaala 等^[16] 对芬兰的湖泊群研究表明,面积越小,湖泊的 CO_2 和 CH_4 排放速率越快,特别是面积小于 0.1 km^2 时,湖泊 CO_2 和 CH_4 排放通量随湖泊面积的减小呈指数式增加。Holgerson 等^[17] 认为,小型池塘水体 CO_2 和 CH_4 排放通量远高于其他大型静水水体。Holgerson 等^[18] 研究指出,尽管小型水体 ($<0.01 \text{ km}^2$) 总面积仅占全球湖泊、水塘总面积的 8.6%,但却贡献了约 15.1% 的 CO_2 排放和 40.6% 的 CH_4 排放^[18]。Raymond 等^[4] 研究表明,由于对小型湖泊和水塘碳气体排放的忽视可能导致全球湖泊、水库 CO_2 排放总量低估 40%—50%。因此,开展小型水体温室气体排放通量的研究对精确评估淡水系统在全球温室气体排放格局中的贡献具有重要意义。然而,由于小型水体环境容量差,对环境变化的敏感性强,因此碳排放具有不确定性^[16-18],特别是一些人类活动主导的小型水体碳排放研究较少。

近 20 年来,全球城市化极大的改变了区域地表过程,一系列小型水体转变为城市景观水体,与人工营造的景观水体共同组成了城市区特有的水体类型^[19]。由于城市水体具有独特的流域环境,且受到强烈的人类活动(水污染、水环境修复、景观植物种植等)干扰,其碳氮循环及温室气体排放特征具有特殊性和不确定性^[11]。温志丹等^[20] 对我国吉林省长春市的 7 个城市湖泊的研究发现,城市水体 CO_2 和 CH_4 排放通量呈 2—3 个量级的变异,由于大量人为碳源的输入,导致其平均排放通量高于大多数自然水体。Ortega 等^[21] 的研究中,城市小型水体 CH_4 排放通量是湖泊和河流的 4 倍多。龙丽等^[22] 的研究也指出,城市小型水体 CH_4 排放量比自然湖泊高 1—2 个数量级。可见,城市水体具有较强的温室气体排放潜势,特别是小型水体,可能是城市淡水系统 CO_2 和 CH_4 排放的新热点。然而,目前仅少数学者对城市小型水体碳排放开展了研究^[21-22],对其排放的强度以及关键影响因素等仍不十分清楚,尤其是与人类生活密切相关的城市景观水体的监测极为薄弱,成为区域淡水生态系统温室气体排放中最不确定的环节。

随着全球城市化进程的不断加快,城市生活环境对景观水体的依赖性增强,景观水体数量越来越多,在区域碳循环及温室气体排放清单中的贡献也不容忽视。为明确城市小型景观水体温室气体排放特征及关键影响因素,本研究选取重庆市大学城区域 8 个景观水体和外围的 2 个自然水体为研究对象,通过漂浮箱法和顶空模型法监测水气界面 CO_2 与 CH_4 的排放通量,结合城市环境、水生植物分布以及水环境参数的分析,探讨城市小型景观水体温室气体排放时空特征及其关键驱动因素,进一步评价了不同方法在景观水体 C 气体通量监测中的适用性,为城市淡水系统碳循环研究提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于重庆西部新城的中心区,属亚热带季风性湿润气候,气候温和、四季分明、雨量充沛。月平均气温在 7.8 — $28.5 \text{ }^\circ\text{C}$,年降雨量为 1082.9 mm 。研究区属川东平行岭谷低山丘陵区,地貌复杂,加之丰富的降雨,形成了数量庞大的小型水塘或湖泊。自 2008 年以来,该区域成为重庆市城市化速度最快的区域之一,城市建设导致大量小型水体被改造为城市景观水体,广泛分布于居民小区和校园区内,构成了典型的景观类型。

1.2 采样点设置

选择研究区内 5 所高校(重庆大学、重庆师范大学、重庆医科大学、重庆科技学院、四川美术学院)和 3 个居民区(师大苑、富力城小区、东桥郡)内的景观水体为研究对象,同时选择城市区外围的 2 个小型水体(石马山水库、矿厂沟水库)作为对照,共计 10 个水体。所选水体水域面积在 0.003 — 0.090 km^2 ,平均水深范围为 1 — 6 m ,属于典型的小型景观水体。各水体基本特征如表 1 所示。每个水体根据面积、水深特征设置 3—5 个重复采样点进行采样监测,共计 30 个采样点。

同时,根据不同水体人工种植的景观植物的分布特征,在重庆大学、重庆师范大学、四川美术学院、师大苑、富力城小区 5 个水生植物分布较多的水体,区分有、无水生植物分布进行采样点布设,在有植物分布的水域增设

3 个重复采样点, 共计 15 个采样点。

表 1 所选水体生境特征及基本物理参数

Table 1 Habitat characteristics and basic physical parameters of selected water bodies

研究区 Study area	水深 Water depth/m	面积 Area/ km ²	电导率 Conductivity/ ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	溶解氧 DO/(mg/L)	pH	优势植物群落 Dominant plant community	植物覆盖面积 Plant area/%	水生植物盖度 Overage/%	综合污染指数 Composite pollution index
师大苑	1—2.5	0.003	282±70	10.55±0.47	8.28±0.39	睡莲	30	85	0.77±0.23
东桥郡	2—5	0.023	418±39	7.15±1.94	7.88±0.24	—	—	—	0.93±0.31
富力城	1—3	0.005	275±22	5.47±2.71	7.49±0.49	睡莲、荷花	40	90	0.59±0.18
重庆医科大学	3—6	0.079	455±49	9.02±1.35	7.98±0.28	—	—	—	0.72±0.21
重庆大学	2—5	0.019	282±23	9.21±0.76	8.2±0.28	荷花、狐尾藻	40	95	0.61±0.11
四川美术学院	1—4	0.009	364±43	11.39±1.75	8.1±0.11	荷花、狐尾藻	20	60	0.70±0.18
重庆科技学院	2—5	0.028	312±26	7.9±1.68	8.13±0.39	—	—	—	0.67±0.11
重庆师范大学	2—5	0.036	331±56	13.07±1.41	8.52±0.13	荷花、睡莲	20	70	0.88±0.08
石马山	3—6	0.090	218±18	10.22±2.16	7.54±0.25	—	—	—	0.48±0.05
矿厂沟	3—6	0.049	245±46	10.47±2.91	7.83±0.41	—	—	—	0.54±0.06

植物覆盖面积指整个水体范围内有人工种植水生植物分布的面积占比; 水生植物盖度指监测样点 1 m×1 m 的样方内水生植物覆盖度; 综合污染指数计算以《地表水环境质量标准》Ⅲ类水为参考标准, 污染等级划分依据为: 0.2—0.5 较好, 0.5—0.7 为轻度污染, 0.7—1.0 为中度污染, >1.0 为重污染; DO: 溶解氧 Dissolved oxygen

1.3 样品采集

分别于 2019 年 1 月(冬季)、4 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)对选取的采样点进行采样。使用有机玻璃采水器采集表层 0.5 m 深处的水样 500 mL 装入样品瓶中。所有水样保存于冷藏箱带回实验室, 于 4℃ 低温避光保存并在 3 d 内完成水体理化参数的测定。

采用漂浮箱法进行水-气界面 CO₂/CH₄排放通量监测。漂浮箱由 PVC 材质的采集箱和漂浮装置两部分组成: 采集箱规格为 30 cm×30 cm×40 cm(长×宽×高), 箱体外表由铝箔包裹以减少太阳辐射引起的箱内温度的快速变化; 采集箱底部镂空, 顶部设置两个小孔, 一个连接铜管保持箱体内外气压稳定, 另一个连接气体导管, 用于气体采样。漂浮装置由泡沫板制成, 用于固定采集箱。每个采样点设置 3 个重复漂浮箱同步采样, 箱体底部浸入水面 9 cm 左右。一旦静态箱安置成功, 立即进行气体抽取作为 0 min 气样, 随后于 5、10、15、20 min 时分别采集气样, 所采气样均保存于 10 mL 真空管中, 用于 CO₂/CH₄浓度测定。

同时采用顶空振荡法进行水体溶存气体浓度的测定^[23]。首先用注射器抽取原位 0.5 m 深处水样, 缓慢注入体积为 54 mL 的气密性有机玻璃管中, 完全注满。打开玻璃管一端的排水阀, 从另一端用注射器缓慢注入 24 mL 已知浓度的标准空气, 多余水样从水阀排除, 形成顶空。剧烈振荡 5 min, 静置待顶空与水体达到平衡后, 抽取顶空气体, 用于 CO₂/CH₄浓度分析。

现场利用传统水深仪测定原位水体深度, 使用校正的多参数水质分析仪(Manta™ 2 Multiparameter System, Eureka Company, USA)测定原位表层水体温度、pH 和溶解氧(DO)等理化参数, 利用手持式气象仪(Kestrel 2500, USA)测定水面以上 1 m 处风速、气温和气压。与此同时, 记录点周围环境特征、水生植被生长情况等。

1.4 样品分析

本研究测了表层水体总有机碳(TOC)、溶解性有机碳(DOC)、溶解性无机碳(DIC)、总氮(TN)、铵态氮(NH₄⁺-N)、总磷(TP)、磷酸盐(PO₄³⁻)、溶解性总磷(DTP)、硫酸根离子(SO₄²⁻)、硝态氮(NO₃⁻-N)以及亚硝态氮(NO₂⁻-N)等水环境参数(如表 2 所示)。其中 TOC、DOC、DIC 采用 TOC-2000 有机碳分析仪进行测定; TN、NH₄⁺-N、TP、PO₄³⁻、DTP 采用流动注射分析仪(北京吉天 FIA-6000+)进行测定; SO₄²⁻、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 采用离子色谱仪(CIC-D120)进行分析。

利用气相色谱仪(磐诺 A90, 江苏) 测定 CO_2 和 CH_4 浓度。 CO_2 和 CH_4 检测器为氢火焰离子化检测器(FID) , 工作温度为 250°C , 载气为高纯度氮气(N_2) , 以氢气(H_2) 为燃气, 空气为助燃气, 流速分别为 60 和 450 mL/min , 采用标气浓度分别为 CO_2 1000 $\mu\text{L}/\text{L}$, CH_4 10 $\mu\text{L}/\text{L}$ 。

表 2 不同水体表层水碳、氮、磷含量
Table 2 C、N、P contents of surface water in different water bodies

研究区 Study area	TC/ (mg/L)	TOC/ (mg/L)	TIC/ (mg/L)	DOC/ (mg/L)	TP/ (mg/L)	TN/ (mg/L)	$\text{NO}_3^- \text{-N}/$ (mg/L)	$\text{NO}_2^- \text{-N}/$ (mg/L)	$\text{NH}_4^+ \text{-N}/$ (mg/L)
师大苑	35.74±9.52	8.69±0.7	27.05±9.27	8.58±1.94	0.03±0.02	0.59±0.18	0.12±0.04	0.03±0.04	0.11±0.13
东桥郡	38.82±7.34	11.00±1.44	27.82±5.97	10.6±5.32	0.08±0.05	1.47±0.74	1.31±2.22	0.07±0.07	0.16±0.07
富力城	42.97±6.56	10.65±2.83	32.32±3.83	10.24±3.41	0.04±0.02	0.52±0.1	0.09±0.02	0.003±0.002	0.09±0.06
重庆医科大学	56.75±7.3	12.19±1.91	44.56±6.34	9.56±1.85	0.03±0.02	0.56±0.07	0.11±0.06	0.01±0.01	0.04±0.04
重庆大学	41.76±5.4	12.33±2.76	29.43±3.08	10.5±2.58	0.02±0.01	0.76±0.16	0.09±0.08	0.01±0.01	0.05±0.06
四川美术学院	40.33±4.82	9.41±1.19	30.92±3.73	8.09±0.84	0.02±0.01	0.74±0.18	0.42±0.47	0.01±0.01	0.05±0.09
重庆科技学院	42.33±6.92	12.64±3.24	29.68±3.92	9.7±2.14	0.02±0.01	0.86±0.17	0.09±0.05	0.005±0.004	0.09±0.05
重庆师范大学	40.70±6.64	12.74±2.15	27.96±5.48	10.06±3.32	0.04±0.01	0.89±0.15	0.1±0.06	0.005±0.003	0.12±0.09
石马山	31.34±5.12	8.93±1.45	22.50±4.64	6.67±1.66	0.01±0.004	0.31±0.05	0.05±0.03	0.003	0.03±0.03
矿厂沟	32.59±5.18	8.08±1.04	22.68±4.68	8.17±1.08	0.02±0.008	0.37±0.07	0.07±0.06	0.004	0.04±0.04

数据表示均值±标准差; TC: 总碳 Total carbon; TOC: 总有机碳 Total organic carbon; TIC: 总无机碳 Total inorganic carbon; TP: 总磷 Total phosphorus; TN: 总氮 Total nitrogen

1.5 数据计算

1.5.1 静态箱法监测水-气界面 CO_2 、 CH_4 交换通量

利用气相色谱仪测定气样浓度, 通过浓度的变化率, 计算水-气界面气体排放通量^[11], 公式如下:

$$F_p = \frac{d_c}{d_t} \times \frac{M \times P \times T_0}{V_0 \times P_0 \times T} \times H \quad (1)$$

式中, F_p 表示漂浮箱法测定的 CO_2 和 CH_4 排放通量($\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) , d_c/d_t 为采样时气体浓度随时间变化的直线斜率, M 为被测气体摩尔质量, P 为采样点气压(现场实测值) , T 为采样时绝对温度, V_0 、 P_0 、 T_0 分别为标准状态下的气体摩尔体积、空气气压和绝对温度, H 为水面以上采样箱高(30 cm) 。

1.5.2 水体 CO_2 、 CH_4 溶存浓度计算及气体排放通量的估算

根据 Henry 定律, 利用顶空平衡气体浓度分别计算水体 CO_2 和 CH_4 溶存浓度^[24], 公式如下:

$$C_w = \frac{c_a \times V_0 + c_w \times V_w - c_0 \times V_w}{V_w} \quad (2)$$

$$c_w = c_a \times k_c \quad (3)$$

式中, C_w 为 CO_2 和 CH_4 溶存浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$) , c_a 为顶空中气体浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$) , c_w 为顶空平衡条件下水体气体浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$) , c_0 为初始标准空气中的气体浓度, k_c 表示实测温度下气体溶解度系数。 V_a 和 V_w 分别表示顶空体积与水体体积(L) 。

根据边界层模型法估算水-气界面气体排放通量^[25], 公式如下:

$$F_b = k_0 \times (C_w - C_a) \quad (4)$$

F_b 表示边界层模型法估算的气体排放通量($\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) , C_w 和 C_a 分别表示表层水体溶存气体浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$) 和水气平衡时的大气浓度($\mu\text{mol}/\text{L}$) 。 k_0 表示水-气界面的气体交换系数(cm/h) 。考虑到景观水体水面扰动主要来自风, 本研究选择目前广泛使用的温度-风速模型计算 k_0 ^[23]:

$$k_0 = 1.58 \times e^{0.30 \times U_{10}} \times (Sc/600)^{-0.5} \quad (5)$$

$$Sc(\text{CO}_2) = 1911.1 - 118.11t + 3.4527t^2 - 0.04132t^3 \quad (6)$$

$$Sc(\text{CH}_4) = 1897.8 - 114.28t + 3.2902t^2 - 0.039061t^3 \quad (7)$$

U_{10} 表示采样区域上空 10 m 处常年平均风速(0.95 m/s), t 为实测水温(°C), Sc (CO₂)为温度矫正下 CO₂的 Schmidt 常数。

1.6 统计分析

本研究用 SPSS 进行统计分析,利用单因素方差分析(One-Way ANOVA)检验不同水体、不同季节之间 CO₂/CH₄排放的差异显著性,成对 t 检验分析有无植物覆盖水域气体排放通量的差异显著性,利用相关分析检验气体排放通量与水体理化参数的相关性,主成分分析(PCA)对水环境参数进行冗余分析,提取关键指示因子,利用逐步多元回归分析构建指示因子与其他排放通量的预测关系。利用 GraphPad 8.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同水体 CO₂、CH₄排放通量

基于静态箱法实测的水体 CO₂和 CH₄排放通量如图 1 所示。8 个景观水体 CO₂排放通量的变化范围为 -16.3—259.0 mmol m⁻² d⁻¹,平均为(72.7±65.9) mmol m⁻² d⁻¹。不同水体间 CO₂排放通量差异明显,东桥郡年平均值最高((152.4±113.0) mmol m⁻² d⁻¹),富力城和重庆医科大学次之,其他水体略低;除重庆医科大学春季出现负值外,其他均为正值,表现为大气 CO₂的净排放源;两个城市外围水体石马山和矿厂沟的年均 CO₂排放通量仅为(11.8±9.6)和(17.9±14.8) mmol m⁻² d⁻¹,显著低于城市内景观水体。8 个景观水体 CH₄排放通量的变化范围为 0.59—20.1 mmol m⁻² d⁻¹,平均为(2.31±3.48) mmol m⁻² d⁻¹,呈 CH₄排放源;景观水体之间 CH₄排放通量差异不显著,仅师大苑、重庆师范大学水体略高于其他水体(图 1);外围对照的两个水体(石马山,(0.49±0.09) mmol m⁻² d⁻¹;矿厂沟,(0.71±0.16) mmol m⁻² d⁻¹)均显著低于城市内的景观水体($P<0.01$)。城市景观水体 CO₂和 CH₄排放通量是对照水体的 3.5—6.1 和 2.0—4.5 倍。

将 10 个水体分为居民区、校园区和城市外围区 3 组(图 2),居民区水体 CO₂与 CH₄平均排放通量分别为(91.10±59.00) mmol m⁻² d⁻¹和(2.78±2.55) mmol m⁻² d⁻¹,高于校园区水体(CO₂(54.60±26.00) mmol m⁻² d⁻¹, CH₄(1.20±0.39) mmol m⁻² d⁻¹),均显著高于城市外围区的两个对照水体(CO₂(14.80±4.30) mmol m⁻² d⁻¹, CH₄(0.60±0.15) mmol m⁻² d⁻¹)。

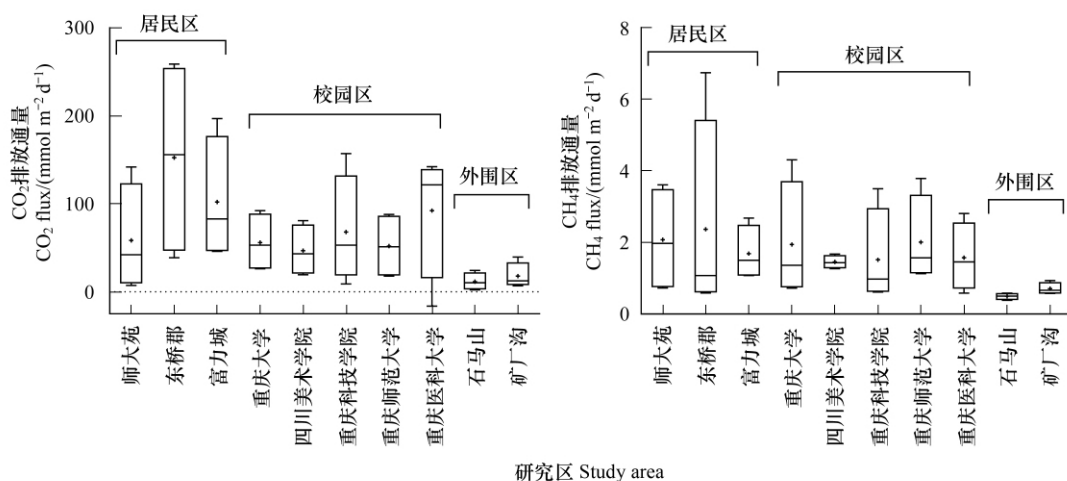


图 1 基于漂浮箱法的不同水体水气界面 CO₂和 CH₄排放通量

Fig.1 CO₂ and CH₄ emission fluxes at different water-air interfaces based on floating box method

CH₄排放通量图中不包含秋季东桥郡数据(20.10 mmol m⁻² d⁻¹)

2.2 景观水体 CO₂、CH₄排放通量的季节差异

重庆城市小型景观水体 CO₂、CH₄排放通量均呈一定的季节变化模式(图 3)。CO₂排放通量在夏季最高

(中值为 $80.9 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), 秋季次之(中值为 $69.3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), 冬、春季最低(中值分别为 19.0 、 $23.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)。 CH_4 排放通量春、夏季较高(中值分别为 1.31 、 $1.36 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), 秋季略低($1.07 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), 但均显著高于冬季($0.70 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)。

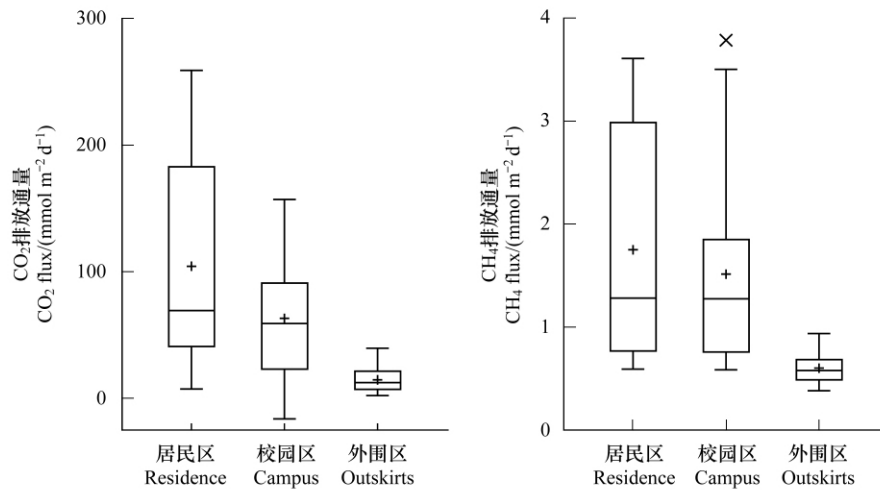


图2 居民区、校园区、城市外围区水体 CO_2 和 CH_4 排放通量的比较

Fig.2 Comparison of CO_2 and CH_4 emission fluxes in residential quarters, campus areas and urban fringe areas

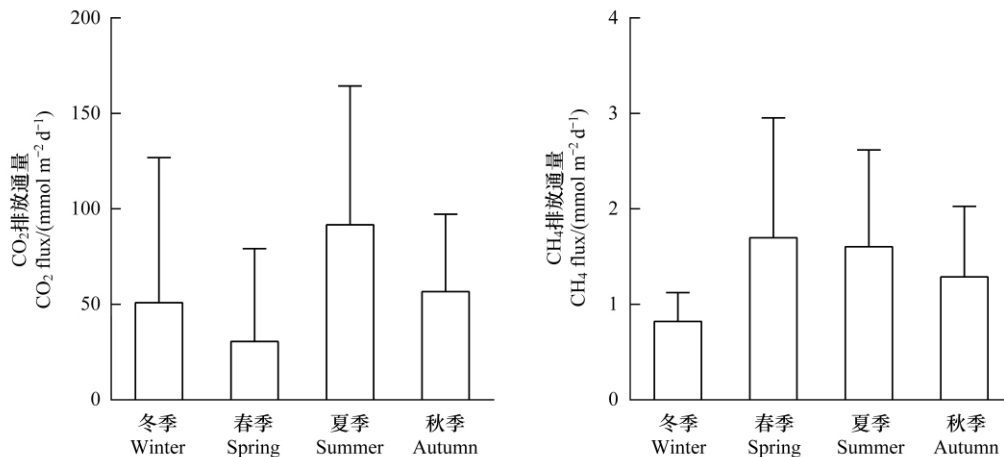


图3 基于漂浮箱法的不同水体水气界面 CO_2 和 CH_4 排放通量的季节变化

Fig.3 Seasonal variation of CO_2 and CH_4 emission fluxes at different water-air interfaces based on floating box method

2.3 水生植物对景观水体 CO_2 和 CH_4 排放通量的影响

比较了景观无植物区(No-P)和植物覆盖区(P)水-气界面 CO_2 和 CH_4 排放通量,如图4所示。结果表明,四个季节有植物分布和无植物分布的水域之间 CO_2 和 CH_4 排放通量均存在显著差异,有植物覆盖的水域气体排放通量均高于开敞水域($P < 0.05$)。进一步分析有植物区 CO_2 排放通量是无植物水体的 0.41 — 4.24 倍,平均为 1.97 倍,其中夏季和秋季差异最大(达 2.7 倍);有植物区 CH_4 排放通量是无植物区的 1.67 — 3.94 倍(平均达 2.94 倍)。作为城市景观水体的重要组成,水生植物种植对水体 CO_2 和 CH_4 排放通量具有重要影响。

2.4 边界层模型估算与漂浮箱法测定小型景观水体 CO_2 、 CH_4 排放通量的比较分析

为评估不同监测方法对小型景观水体温室气体排放强度的影响,进一步对比了边界层模型法和漂浮箱法在监测上的差异。顶空法测得 10 个水体 CO_2 溶存浓度为 23.8 — $142.4 \mu\text{mol/L}$,平均为 $(47.6 \pm 29.3) \mu\text{mol/L}$

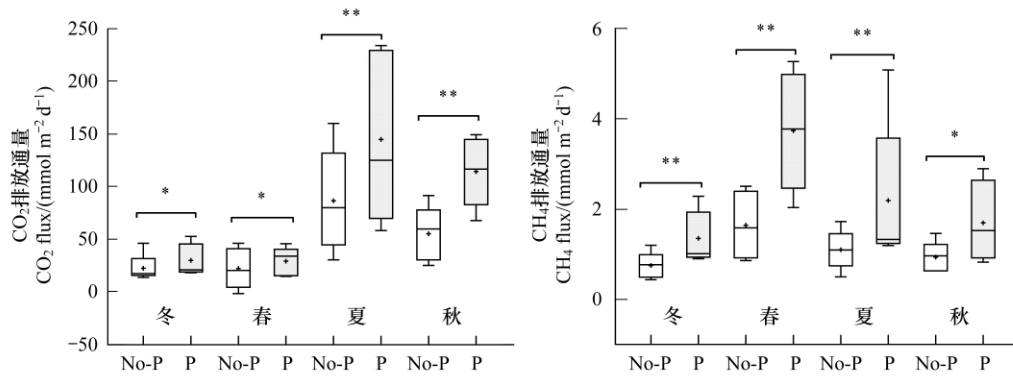


图4 不同季节无植物水域 (No-P) 与有植物水域 (P) 水-气界面 CO₂ 和 CH₄ 排放通量的差异分析

Fig.4 Variation analysis of CO₂ and CH₄ emission fluxes between plant-free water (No-P) and vegetated water (P) in different seasons

差异显著性通过成对 t 检验进行分析, * 表示组间差异显著, ** 表示组间差异极显著

(饱和度为 $(264\% \pm 162\%)$), CH₄ 溶存浓度为 0.32—1.93 $\mu\text{mol/L}$, 均值为 (1.13 ± 0.56) $\mu\text{mol/L}$ ($2055\% \pm 1011\%$), 所有水体均属于气体过饱和状态, 与漂浮箱监测结果一致。模型法估算景观水体 CO₂ 排放通量均值为 (69.7 ± 82.0) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($-12.7—370.9$ $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), CH₄ 为 (3.69 ± 2.92) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ($0.18—11.0$ $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$), 对照水体 CO₂ 和 CH₄ 排放通量分别为 (20.8 ± 16.9) 和 (1.11 ± 0.47) $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$, 总体上景观水体 CO₂ 和 CH₄ 排放较自然水体高 3 倍多。

如图 5 所示, 两种方法测定结果的一元回归分析结果表明, 边界层模型法与漂浮箱法测得 CO₂ 和 CH₄ 通量线性关系均较好 (R^2 均 > 0.3)。边界层模型法估算的 CO₂ 排放通量在春季显著低于漂浮箱法, 但夏季则略高于漂浮箱法; CH₄ 排放通量两种方法相比, 二者线性回归方程斜率均高于 1, 表明边界层模型法明显高估了景观水体水-气界面的 CH₄ 排放。

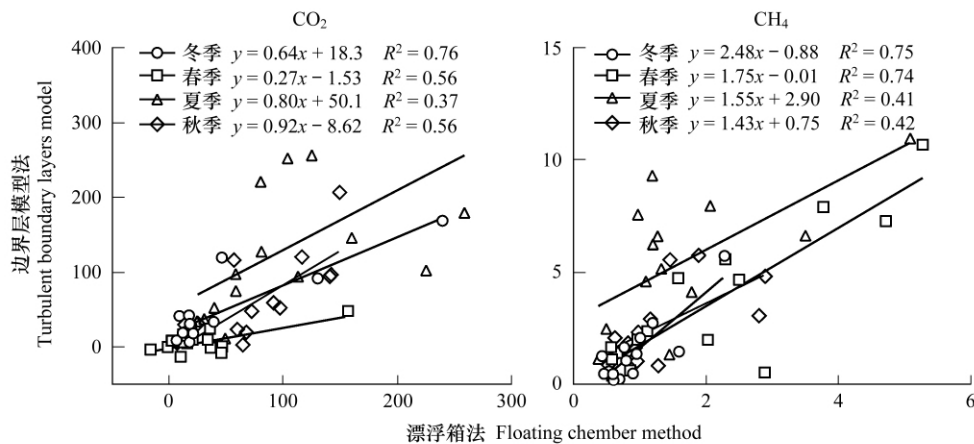


图5 漂浮箱与边界层模型法估算 CO₂ 和 CH₄ 排放通量的回归分析

Fig.5 Regression analysis of CO₂ and CH₄ emission fluxes by floating box method and boundary layer model method

2.5 城市景观水体 CO₂ 和 CH₄ 排放通量与水环境因子的关系

相关分析结果表明, CO₂ 排放通量与水体 TC、TIC、TOC、DOC、TP、TN、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 及水温等因子均呈显著正相关, 与 pH 值和 DO 呈显著负相关 ($P < 0.05$); CH₄ 排放通量与水体中不同形态碳、磷浓度及水温呈显著正相关 (表 3)。对所有环境因子进行主成分分析, 得到 4 个主成分, 累积解释所有环境变量的 75.2% (表 4), 其中主成分 1 与主要与 TC、TOC、DOC、TP 等关系密切, 表征水体有机碳和磷的丰富程度; 主成分 2 主要与

TN、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 相关性较强,表征水体 N 水平;主成分 3 与 NH₄⁺-N、DTP 相关性最强,表征水体可能受人为污染的情况;主成分 4 主要与 pH、DO 关系密切,表征水体的生化特征。进一步利用 4 个主成分的分值与 CO₂、CH₄排放通量进行逐步多元回归分析,主成分 1 和主成分 4 对 CO₂影响较大,主成分 1 对 CH₄影响最强(表 5),表明尽管水体碳含量对 CO₂和 CH₄排放通量具有重要影响,CO₂排放还受到水体 pH 和初级生产的共同影响。

表 3 CO₂、CH₄通量与监测点理化因子之间的 Pearson 相关性

Table 3 Pearson correlation between CO ₂ 、CH ₄ fluxes and physicochemical factors of monitoring points																
		TC	TIC	TOC	DIC	DOC	TP	DTP	TN	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	SO ₄ ²⁻	pH	DO	WT
CO ₂ 通量 Flux	r	0.456**	0.396**	0.436**	0.166	0.369**	0.286*	-0.096	0.385**	0.411**	0.492**	-0.044	0.157	-0.293*	-0.317*	0.366*
CH ₄ 通量 Flux	r	0.414**	0.409**	0.282*	0.282*	0.398**	0.522**	0.507**	0.253	0.173	0.159	0.263*	-0.052	0.223	-0.087	0.325*

**表示在 0.01 水平上显著相关,*表示在 0.05 水平上显著相关;DTP: 溶解性总磷 Dissolved total phosphorus; WT: 水温 Water temperature

表 4 水环境因子主成分分析的因子得分系数矩阵

Table 4 Principal component analysis (PCA) results of water environmental factors																
	TC	TIC	TOC	DIC	DOC	TP	DTP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	TN	SO ₄ ²⁻	pH	DO	WT	累积得分 Cumulative score/%
主成分 1 Principal component 1	0.292	0.221	0.342	0.011	0.240	0.248	0.002	-0.128	-0.061	-0.023	-0.022	-0.152	0.090	0.058	0.168	24.780
主成分 2 Principal component 2	-0.060	-0.033	-0.097	0.027	-0.041	-0.016	-0.048	0.033	0.324	0.319	0.280	0.283	-0.051	-0.021	0.016	45.470
主成分 3 Principal component 3	-0.089	-0.036	-0.172	0.195	-0.022	-0.037	0.291	0.392	-0.050	-0.066	-0.020	0.146	-0.027	0.016	-0.476	61.597
主成分 4 Principal component 4	-0.018	-0.063	0.091	-0.076	0.066	0.140	0.069	-0.037	-0.052	-0.129	0.035	0.016	0.500	0.476	-0.010	75.239

表 5 重庆大学城景观水体 CO₂和 CH₄通量预测模型

Table 5 Prediction model of CO ₂ and CH ₄ fluxes in landscape waters of Chongqing University City		
项目 Item	回归模型 Regression model	R ²
CO ₂ 排放通量 CO ₂ flux	Y = 0.546×(主成分 1) - 0.387×(主成分 4) + 0.371×(主成分 2) - 0.363×(主成分 3) + 0.321	0.717
CH ₄ 排放通量 CH ₄ flux	Y = 0.430×(主成分 1) - 0.092	0.185

3 讨论

3.1 城市小型景观水体 CO₂与 CH₄排放强度

陆源有机碳进入淡水系统后经微生物的分解作用,生成 CO₂和 CH₄,并通过扩散、冒泡、植物传输的途径排入大气^[2-4,26]。随着人为碳、氮、磷等输入的不断增多,水体 CO₂和 CH₄被进一步增强,形成了一系列温室气体排放热源^[20-23]。本研究中,8 个典型的城市景观水体与 2 个城郊水体的 CO₂和 CH₄年均排放通量均为正值,是大气的净排放源。这与以往对自然湖泊^[10,13]、河流^[27]、水库^[28]等淡水系统研究结果一致。Wang 等^[23]对重庆主城区 16 个小型水库研究结果也表明该区域小型水体具有较强的温室气体排放通量。然而,罗佳宸等^[29]等研究中,重庆西部的 9 个湖泊由于受到水体富营养化和较高的初级生产的影响,夏季均呈 CO₂“汇”。本研究除春季师大苑和重庆医科大学两个水体有轻微富营养化且呈 CO₂吸收外,大部分呈异养系统。

本研究中,城市景观水体 CO₂和 CH₄排放通量分别为(78.6±66.9) mmol m⁻² d⁻¹和(2.31±3.48) mmol m⁻² d⁻¹,与 Panneer 等^[30]对印度水塘系统(Ponds)的研究结果相似(CO₂: (67.1±64.0) mmol m⁻² d⁻¹,CH₄: 3.1 mmol m⁻² d⁻¹),显著高于全球湖库水体排放水平的均值(24.4—41.4 mmol m⁻² d⁻¹和 0.44 mmol m⁻² d⁻¹)^[3-4]。Li 等^[12]根据我国已有湖库研究结果,估算全国湖库 CO₂和 CH₄平均排放通量约为(37.3±68.5)和(2.0±5.8)

mmol m⁻² d⁻¹,也均低于本研究结果。Wang 等^[23]、Yoon 等^[31]、Martinez-Cruz 等^[32]研究均表明,城市小型水体由于受到污水排放和高溶解性有机质(DOM)输入,呈增强型的 CO₂和 CH₄排放源。图 6 所示,重庆城市景观水体 CO₂排放通量与南京城市浅水水塘基本一致,但显著高于鄱阳湖^[10]、洞庭湖^[13]、太湖^[13]、巢湖^[8]等国内大部分自然湖泊,甚至高于一些热带地区的水体^[30];同时,景观水体 CH₄排放通量也处于较高的水平,甚至远高于水污染严重的滇池^[13]、太湖^[13]等,是长江下游中下游地区淡水湖泊群 CH₄排放的 3 倍^[33]。然而,由于没有明显外源污染(表 1),本研究景观水体 CH₄排放明显低于大部分城市湖泊和城市水塘(图 6)。此外,本研究城市景观水体 CO₂和 CH₄排放均显著高于城市区外围的自然水体(图 1,图 2),这与大部分城市水体研究结果一致^[23,34]。Wang 等^[23]研究表明,城市内的小型水库 CO₂和 CH₄排放通量是林地区水库的 3 倍和 7 倍。Ortega 等^[21]发现柏林城市区人工水塘 CH₄排放量是湖泊、河流的 4 倍多,呈极强的 CH₄排放源。总体可见,城市小型景观水体具有较强的 CO₂和 CH₄排放强度,是区域淡水系统温室气体排放的潜在热源。

一方面,城市景观水体面积较小,沉积率高,碳积累速率快,特别是城市表面颗粒物、粉尘等随径流输入形成淤滞沉积层^[19],有利于微生物分解代谢和 CO₂、CH₄产生。同时,硬化陆域面风化碎屑物进入城市水体,能够经过化学分解影响水体碳酸盐平衡,导致水体 CO₂分压增加^[31]。另一方面,人为碳氮输入刺激水体原位生物代谢,或通过污水输入直接增加了外源 CH₄和 CO₂的输入^[11,35],进而形成温室气体排放热点。本研究 8 个景观水体碳、氮、磷含量均明显高于两个对照水体(表 2),为原位的 C 代谢提供了条件。相关分析结果表明,水体 CO₂和 CH₄排放与碳、氮、磷含量均呈一定的正相关关系,进一步说明水体生源要素积累是景观水体 C 气体排放增强的重要因素。

进一步分析表明,居民区水体可能具有更高的排放通量(图 2)。考虑到居民区和校园区水体营养物质含量差异较小(表 2),而居民区景观水体多属于人工营造,水深较浅(表 1),可能是排放通量较高的主要因素^[19]。值得注意的是,水体污染明显的东桥郡年均 CO₂和 CH₄排放高达 152.4、5.7 mmol m⁻² d⁻¹,是城市外围水体石马山的 8.5 和 11.7 倍。可见,城市景观水体作为城市生态系统的组成部分,CO₂和 CH₄来源、排放过程具有明显的复杂性。

3.2 城市景观水体 CO₂、CH₄排放的季节变化与影响因素

大部分水体 CO₂、CH₄排放具有显著的季节变异^[41-42]。本研究城市景观水体 CO₂排放呈夏、秋季(雨季)高于冬、春季(旱季)的模式,CH₄排在春、夏季略高于秋季,冬季最低,这与大部分研究结果一致^[13,20-21,23,35,41]。Natchimuthu 等^[5]对瑞典 Linköping 水体的研究认为,夏季高温导致水体微生物代谢增强,是城市浅水水塘 CO₂和 CH₄排放季节变异的主要因素;Ortega 等^[21]也得出相似的结论。小型景观水体较浅,热容量较小,对温度的变化极为敏感^[2],本研究中,景观水体 CO₂、CH₄排放通量与水温均呈显著正相关($P < 0.05$),是 CO₂和 CH₄排放季节变异的重要因素。然而,春季降雨较少、温度升高、日照时数延长等促使水体浮游植物的快速繁殖,影响水体光合作用,导致 CO₂排在春季最低,甚至出现 CO₂吸收^[20]。同时,表层浮游生物代谢产生的小分子有机碳以及其死亡残体能够为沉积层甲烷菌代谢提供新鲜有机碳,加速 CH₄的产生^[43],导致春季出现 CH₄排放峰值。因此,春季 CO₂排放低、CH₄较高。水体初级生产对景观水体温室气体排放也具有一定的调控作用。

3.3 城市景观水体 CO₂、CH₄排放与水环境因子的关系

CO₂、CH₄排放在不同水体间的差异与水体自身环境因子密切相关^[44-45]。淡水系统中,CO₂排放主要受水体初级生产、有机碳的微生物分解以及水体碳酸盐平衡等过程的共同影响^[26]。相关分析表明,水体 C 含量与 CO₂排放通量呈显著的正相关关系,其中 TC 和 TOC 对 CO₂变异性解释度达 21%和 19%。Zhao 等^[11]研究认为,城市水体中较高的人为源的 C 输入是导致其 CO₂排放增强的关键因素。丰富的碳含量是景观水体 CO₂排放通量较高的基础。同时,水体 C 气体排放对营养盐的增强也较为敏感,表现出与 TN、NO₃⁻、NO₂⁻、TP 等均呈极显著正相关关系。一方面,在碳丰富的水体中,营养盐浓度增加有利于解除水体微生物异养代谢的养分限

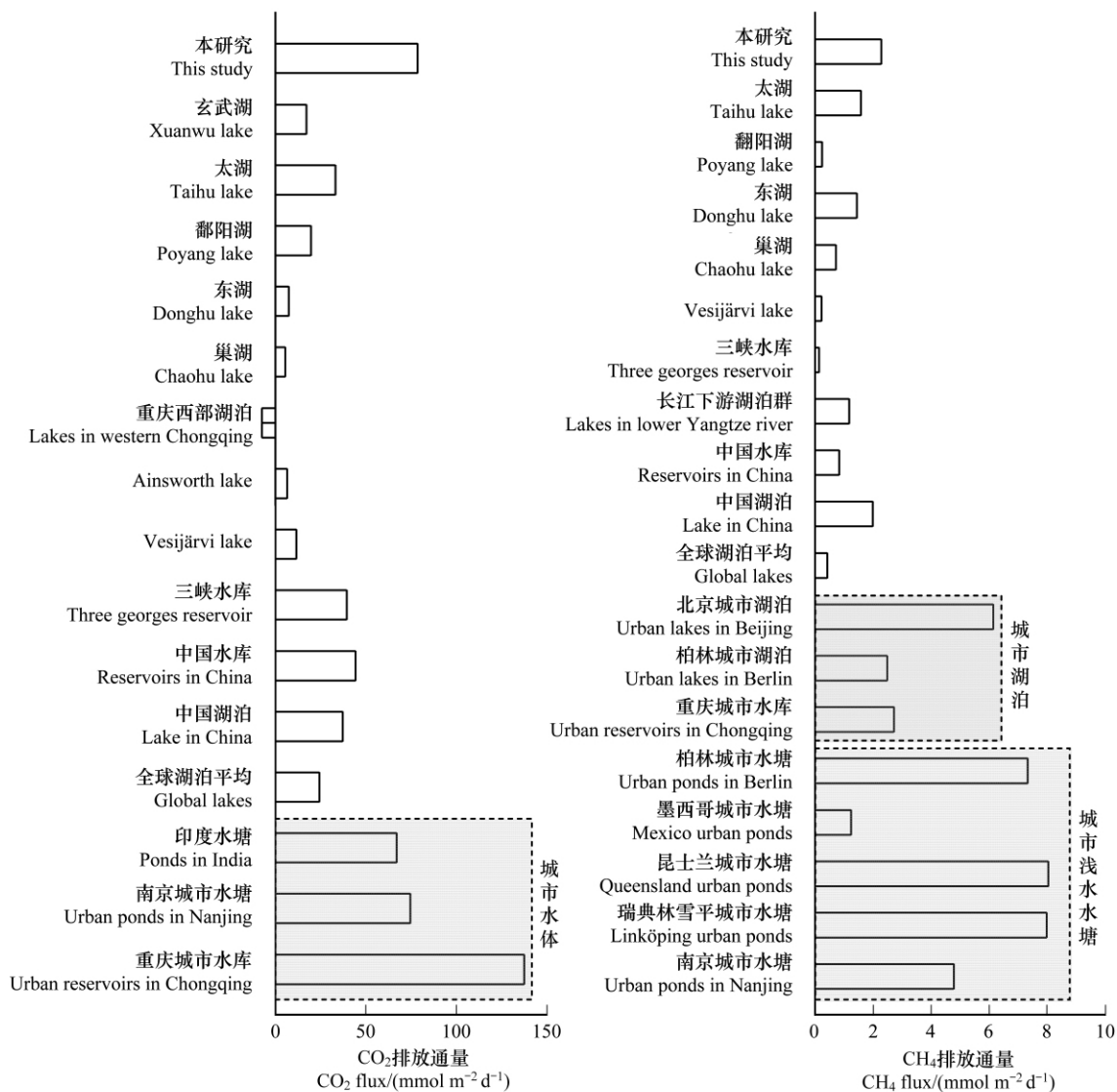


图 6 重庆城市小型景观水体 CO₂、CH₄排放通量与其他研究的比较^[3-5,8,10-13,19,21,23,28-29,30,32-33]

Fig.6 Comparison of CO₂ and CH₄ emission fluxes from small urban landscape waters in Chongqing with other studies

制,增强原位呼吸作用,提高 CO₂ 排放^[26]; 另一方面,氮磷浓度增加在静水水体中有利于浮游生物的生长,提高水体光合作用,导致 CO₂ 消耗和吸收^[26,34]。尽管本研究水体氮磷含量较低,但均高于浮游生物生长的养分限制(N: 0.2 mg/L, P: 0.02 mg/L), 因此本研究中景观水体的氮磷浓度的增加可能主要是刺激原位微生物异养代谢,进而提高原位 CO₂ 的产生和排放。

与大部分研究结果一致^[11,29,34,36], 景观水体中 CO₂ 排放与 pH、DO 呈显著的负相关关系,而与温度呈正相关关系。pH 主要通过影响水体碳酸盐平衡进而影响 CO₂ 的排放或吸收^[5], 对水体 CO₂ 排放具有较强的指示性。此外,水体光合作用产生 DO 而消耗 CO₂, 而呼吸作用产生 CO₂ 消耗 O₂^[46], 因此 CO₂ 与 O₂ 显著的负相关关系表明景观水体内源代谢是调控 CO₂ 的关键,进一步表明景观水体是一个增强型的异养系统。

与 CO₂ 影响因素分析相似, 水体碳含量对 CH₄ 排放具有显著的正驱动(表 3)。Tranvik 等^[9] 研究认为, 水体 DOC 浓度增加能够直接刺激原位 CH₄ 产生和排放; Martinez-Cruz 等^[32]、Delsontro 等^[47]、Gonzalez 等^[48] 的研究中, 城市湖泊、河流、水塘等水体 OC 含量对 CH₄ 排放通量的变异性具有较高的解释度, 与本研究结果相似。Martinez 等^[32] 与 Ortega 等^[21] 均认为小分子有机质输入和浮游植物的生长对城市水体原位 CH₄ 产生有重要影

响。城市景观水体的碳含量一部分源于城市径流携带城市表面的降尘的输入,另一方面源于水体内部浮游生物和水生植物的生长。因此人工地表、景观植物的种植以及水体富营养化等均对此类水体的 CH₄排放具有潜在影响。同时,景观水体 CH₄排放与 TP、DTP 呈极显著的正相关关系,后者解释了 27%和 26%的 CH₄变异性,这在 Wang 等^[23]关于城市水库的研究结果相似。相对于 N 含量,水体 N:P 平均为(27±14),P 元素在城市景观水体中的限制性更显著。在同样受 P 限制的黑水滩河的研究中,TP 含量对水体溶存 CH₄浓度解释量高达 52%^[27],因此景观水体中 CH₄排放对 P 添加的敏感性极强。PCA 和逐步多元回归结果表明,水体碳、磷含量是影响 CH₄排放的关键因素(表 3、表 4)。值得注意的是,CH₄排放与 DO 含量相关性不显著,这与其他研究结果不一致^[11,21,32],主要因为采样水体水深较浅,水气交换对溶解氧补给以及 CH₄由沉积层扩散至表层水体滞留时间较短,因此受 DO 影响有限。总之,丰富的碳浓度是 CH₄排放通量较高的主要条件,而 P 浓度的差异是导致不同水体间 CH₄排放变异的关键因素。

3.4 水生植物分布对景观水体 CO₂/CH₄排放通量的影响

本研究中,漂浮箱法测定水生植物覆盖区 CO₂与 CH₄排放通量均显著高于无植物覆盖的开敞水域($P < 0.05$),表明水生植物对景观水体温室气体排放具有重要影响。Ström 等^[49]的研究表明灯心草(*Juncus effusus*)、宽叶香蒲(*Typha latifolia*)、芦苇(*Phragmites australis*)等覆盖的水域 CO₂排放通量是无植物覆盖水域的 5 倍多,CH₄排放达到 14—30 倍,其认为水生植物凋落物极大的刺激了原位微生物的呼吸代谢和产甲烷菌活性。Bartlett 等^[50]、Bastviken 等^[51]以及 Devol 等^[52]的研究表明,无论生活型和植物种类,水生植物覆盖区 CH₄排放通量较无植物覆盖区高 1.6—2.8 倍。一般认为,水生植物对水体温室气体排放的影响存在多种机制^[53]:(1) 水生植物(特别是挺水植物)的通气组织作为温室气体排放的重要途径;(2) 植物死亡形成的凋落物分解促进原位碳代谢;(3) 植物生长过程中根系分泌物能够刺激根周微生物活性;(4) 水生植物(沉水植物)光合作用和呼吸作用直接参与水体碳排放。此外,植物覆盖改变水体光照、温度格局,进而影响水体 CO₂和 CH₄产生、消耗、输移过程^[44]。本研究水生植物以狐尾藻、荷花、睡莲等为主,冬季植物死亡后残体并未清理,可能是导致夏秋季 CO₂和 CH₄排放显著增强的主要原因。同时,具有稠密狐尾藻分布的水域呈明显的 CO₂和 CH₄排放热点。本研究结果表明,水生植物分布对景观水体 CO₂和 CH₄排放强度具有重要影响,未来需要结合城市景观打造中植物选择、管理以及种植密度等方面,开展更充分的调查。

3.5 不同监测方法在城市小型景观水体 CO₂、CH₄排放通量监测中适用性分析

目前,对水体温室气体排放的监测普遍采用的方法有漂浮箱法和边界层模型法,两种方法测定结果的可靠性一直是关注的热点。一般认为,漂浮箱法的监测结果更接近实际排放强度^[54]。本研究边界层模型法与漂浮箱法测定的结果具有良好的线性关系(尤其是在降水较少的冬季和春季),表明两种方法在景观水体气体排放中具有较好的预测性。漂浮箱法测定的 CO₂排放通量在春季(均值 30.2 mmol m⁻² d⁻¹)远高于边界层模型法(均值 6.7 mmol m⁻² d⁻¹),而夏季则略低于边界层模型。主要因为研究区春季风速较小,加之浮游植物快速繁殖导致水体碳酸盐平衡体系向着碱性方向转变^[27],因此基于碳酸盐平衡体系和风速模型的边界层模型估算的结果偏低。CH₄排放通量在 4 个采样时期,边界层模型法均高于漂浮箱法,偏估系数达(2.0±0.8)。这主要因为景观水体水体面积较小(<0.1 km²),受风力扰动有限,基于区域平均风速的估算会导致 k_0 的普遍高估^[54]。模型法对于开展众多城市小型水体群的研究中,具有采样方便、效率高的优势,研究认为其在城市景观水体的监测中具有较好的指示性,但需要进一步优化 k_0 模型,针对不同季节和不同面积水体建立适应性模型,以达到精确估算的目的。

4 结论

(1) 城市小型景观水体 CO₂与 CH₄排放均呈正值,是大气的净排放源;与其他研究相比,城市小型景观水体具有较高的 CO₂排放和略高的 CH₄排放通量;城市景观水体与同区域城市外围水体相比,CO₂与 CH₄排放通量高出 3.5—6.1、2—4.5 倍,是区域淡水系统排放的热点,在未来淡水系统排放清单中应予以关注。

(2) 城市小型景观水体 CO₂ 排放呈夏、秋季高于冬、春的模式, CH₄ 呈春、夏季较高, 秋季次之, 冬季最低的季节规律; 温度变化以及春季水体初级生产力的提高可能是造成这种季节模式的主要因素。

(3) 景观水体较高的碳含量是 CO₂、CH₄ 排放通量增强的主要因素; 同时 N 含量与 CO₂ 排放通量呈显著正相关, 而 P 含量与 CH₄ 呈显著的正相关, 营养盐的补充可能是不同水体间 CO₂、CH₄ 排放差异的重要影响因素。景观水体 pH 和 DO 对 CO₂ 排放具有较好的指示性。水生植物分布导致小型景观水体 CO₂ 和 CH₄ 排放增强, 是城市景观水体气体排放研究的重要环节。

(4) 顶空模型法在城市景观水体界面气体通量的监测中具有有效的指示性, 但会导致 CO₂ 在春季低估, CH₄ 则普遍高估, 需要进一步优化模型, 提高估算精度。

参考文献(References):

- [1] Buffam I, Turner M G, Desai A R, Hanson P C, Rusak J A, Lottig N R, Stanley E H, Carpenter S R. Integrating aquatic and terrestrial components to construct a complete carbon budget for a north temperate lake district. *Global Change Biology*, 2011, 17(2): 1193–1211.
- [2] Cole J J, Prairie Y T, Caraco N F, McDowell W H, Tranvik L J, Striegl R G, Duarte C M, Kortelainen P, Downing J A, Middelburg J J, Melack J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 171–184.
- [3] Bastviken D, Tranvik L J, Downing J A, Crill P M, Enrich-Prast A. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 2011, 331(6013): 50–50.
- [4] Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, Sobek S, McDonald C, Hoover M, Butman D, Striegl R, Mayorga E, Humborg C, Kortelainen P, Dürr H, Meybeck M, Ciais P, Guth P. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, 503(7476): 355–359.
- [5] Natchimuthu S, Selvam B P, Bastviken D. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. *Biogeochemistry*, 2014, 119(1/3): 403–413.
- [6] Myhre G, Shindell D, Breon F M, Collins W, Fuglestad J, Huang J, Koch D, Lamarque J F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H. Anthropogenic and natural radiative forcing//IPCC, eds. *Climate Change 2013: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- [7] 张远辉, 王伟强, 陈立奇. 海洋二氧化碳的研究进展. *地球科学进展*, 2000, 15(5): 559–564.
- [8] 齐天赐, 肖启涛, 苗雨青, 段洪涛. 巢湖水体二氧化碳浓度时空分布特征及其水-气交换通量. *湖泊科学*, 2019, 31(3): 766–778.
- [9] Tranvik L J, Downing J A, Cotner J B, Loiselle S A, Striegl R G, Ballatore T J, Dillon P, Finlay K, Fortino K, Knoll L B, Kortelainen P L, Kutser T, Larsen S, Laurion I, Leech D M, McCallister S L, McKnight D M, Melack J M, Overholt E, Porter J A, Prairie Y, Renwick W H, Roland F, Sherman B S, Schindler D W, Sobek S, Tremblay A, Vanni M J, Verschoor A M, von Wachenfeldt E, Weyhenmeyer G A. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 2009, 54(6): 2298–2314.
- [10] Liu L X, Xu M, Lin M, Zhang X. Spatial variability of greenhouse gas effluxes and their controlling factors in the Poyang lake in China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2013, 22(3): 749–758.
- [11] Zhao Z H, Zhang D, Shi W M, Ruan X H, Sun J. Understanding the spatial heterogeneity of CO₂ and CH₄ fluxes from an urban shallow lake: correlations with environmental factors. *Journal of Chemistry*, 2017, 2017: 8175631.
- [12] Li S, Bush R T, Santos I R, Zhang Q F, Song K S, Mao R, Wen Z D, Lu X X. Large greenhouse gases emissions from China's lakes and reservoirs. *Water Research*, 2018, 147: 13–24.
- [13] 李香华. 太湖水-气界面温室气体通量及时空变化特征研究[D]. 南京: 河海大学, 2005.
- [14] Praetzel L, Schmiedeskamp M, Broder T, Hüttemann C, Jansen L, Metzelder U, Wallis R, Knorr K H, Blodau C. Spatial and temporal variability of greenhouse gas emissions from a small and shallow temperate lake. *Geophysical Research Abstracts*, 2017, 19: EGU2017–14870.
- [15] Kortelainen P, Rantakari M, Huttunen J T, Mattsson T, Alm J, Juutinen S, Larmola T, Silvola J, Martikainen P J. Sediment respiration and lake trophic state are important predictors of large CO₂ evasion from small boreal lakes. *Global Change Biology*, 2006, 12(8): 1554–1567.
- [16] Kankaala P, Huotari J, Tulonen T, Ojala A. Lake-size dependent physical forcing drives carbon dioxide and methane effluxes from lakes in a boreal landscape. *Limnology and Oceanography*, 2013, 58(6): 1915–1930.
- [17] Holgersson M A. Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. *Biogeochemistry*, 2015, 124(1/3): 305–318.
- [18] Holgersson M A, Raymond P A. Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 2016, 9(3): 222–226.
- [19] Grinham A, Albert S, Deering N, Dunbabin M, Bastviken D, Sherman B, Lovelock C E, Evans C D. The importance of small artificial water bodies as sources of methane emissions in Queensland, Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2018, 22(10): 5281–5298.
- [20] 温志丹, 宋开山, 赵莹, 邵田田, 李思佳. 长春城市水体夏秋季温室气体排放特征. *环境科学*, 2016, 37(1): 102–111.
- [21] Ortega S H, González - Quijano C R, Casper P, Singer G A, Gessner M O. Methane emissions from contrasting urban freshwaters: rates, drivers, and a whole - city footprint. *Global Change Biology*, 2019, 25(12): 4234–4243.
- [22] 龙丽, 肖尚斌, 张成, 张文丽, 谢恒, 李迎晨, 雷丹, 穆晓辉, 张军伟. 亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征. *环境科学*, 2016, 37(12): 4552–4559.
- [23] Wang X F, He Y X, Yuan X Z, Chen H, Peng C H, Yue J S, Zhang Q Y, Diao Y B, Liu S S. Greenhouse gases concentrations and fluxes from

- subtropical small reservoirs in relation with watershed urbanization. *Atmospheric Environment*, 2017, 154: 225–235.
- [24] Liss P S, Slater P G. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature*, 1974, 247(5438) : 181–184.
- [25] Tremblay A, Varfalvy L, Roehm C, Garneau M. Greenhouse Gas Emissions-Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments. Berlin: Springer, 2005: 725–732.
- [26] 杨平, 全川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展. *生态学报*, 2015, 35(20) : 6868–6880.
- [27] 龚小杰, 王晓锋, 袁兴中, 刘婷婷, 侯春丽. 城镇快速发展对河流温室气体溶存及扩散通量的影响——以重庆市黑水滩河流域场镇为例. *生态学报*, 2019, 39(22) : 8425–8441.
- [28] 赵玮. 三峡水库湖北段温室气体排放通量时空特征及其影响因素分析[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2012.
- [29] 罗佳宸, 倪茂飞, 李思悦. 重庆西部山区典型湖泊水-气界面 CO₂ 交换通量及其影响因素. *环境科学*, 2019, 40(1) : 192–199.
- [30] Panneer Selvam B, Natchimuthu S, Arunachalam L, Bastviken D. Methane and carbon dioxide emissions from inland waters in India-implications for large scale greenhouse gas balances. *Global Change Biology*, 2014, 20(11) : 3397–3407.
- [31] Yoon T K, Jin H, Begum M S, Kang N, Park J H. CO₂ outgassing from an urbanized river system fueled by wastewater treatment plant effluents. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(18) : 10459–10467.
- [32] Martinez-Cruz K, Gonzalez-Valencia R, Sepulveda-Jauregui A, Plascencia-Hernandez F, Belmonte-Izquierdo Y, Thalasso F. Methane emission from aquatic ecosystems of Mexico City. *Aquatic Sciences*, 2017, 79(1) : 159–169.
- [33] 邢阳平. 长江中下游地区淡水湖泊水-气界面碳交换及机制研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2007.
- [34] Wen Z D, Song K S, Zhao Y, Jin X L. Carbon dioxide and methane supersaturation in lakes of semi-humid/semi-arid region, Northeastern China. *Atmospheric Environment*, 2016, 138: 65–73.
- [35] Marescaux A, Thieu V, Garnier J. Carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from the human-impacted Seine watershed in France. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 247–259.
- [36] 邢阳平. 浅水湖泊水-气界面碳循环的研究[D]. 儋州: 华南热带农业大学, 2004: 1–2.
- [37] Perkins A K, Santos I R, Sadat-Noori M, Gatland J R, Maher D T. Groundwater seepage as a driver of CO₂ evasion in a coastal lake (Lake Ainsworth, NSW, Australia) . *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(1) : 779–792.
- [38] Bellido J L, Peltomaa E, Ojala A. An urban boreal lake basin as a source of CO₂ and CH₄. *Environmental Pollution*, 2011, 159(6) : 1649–1659.
- [39] 赵佳玉, 张弥, 肖薇, 王伟, 吴红艳, 张圳, 肖启涛, 胡诚, 于洲, 曹正达, 徐敬争, 刘寿东, 李旭辉. 基于光谱分析仪的通量-梯度法测量小型池塘水-气界面温室气体交换通量. *环境科学*, 2017, 38(1) : 41–51.
- [40] 艾永平. 城市湖泊的甲烷排放时空变化及其与水文水质关系——以北京市为例[D]. 南昌: 南昌大学, 2009.
- [41] Tonetta D, Staehr P A, Petrucio M M. Changes in CO₂ dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. *Hydrobiologia*, 2017, 794(1) : 109–123.
- [42] Finlay K, Vogt R J, Bogard M J, Wissel B, Tutolo B M, Simpson G L, Leavitt P R. Decrease in CO₂ efflux from northern hardwater lakes with increasing atmospheric warming. *Nature*, 2015, 519(7542) : 215–218.
- [43] Yang Y Y, Chen J F, Tong T L, Li B Q, He T, Liu Y, Xie S G. Eutrophication influences methanotrophic activity, abundance and community structure in freshwater lakes. *Science of the Total Environment*, 2019, 662: 863–872.
- [44] Zhang L, Zhang Z H, Gao Y, Yan S H. Effect of aquatic plants on emission of gases from eutrophic water. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, 30(6) : 736–743.
- [45] Liu W Z, Jiang X L, Zhang Q F, Li F, Liu G H. Has submerged vegetation loss altered sediment denitrification, N₂O production, and denitrifying microbial communities in subtropical lakes? *Global Biogeochemical Cycles*, 2018, 32(8) : 1195–1207.
- [46] 邓焕广, 张智博, 刘涛, 殷山红, 董杰, 张菊, 姚昕. 城市湖泊不同水生植被区水体温室气体溶存浓度及其影响因素. *湖泊科学*, 2019, 31(4) : 1055–1063.
- [47] Delsontro T, Beaulieu J J, Downing J A. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 2018, 3(3) : 64–75.
- [48] Gonzalez-Valencia R, Sepulveda-Jauregui A, Martinez-Cruz K, Hoyos-Santillan J, Dendooven L, Thalasso F. Methane emissions from Mexican freshwater bodies: correlations with water pollution. *Hydrobiologia*, 2014, 721(1) : 9–22.
- [49] Ström L, Lampka A, Christensen T R. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern Sweden. *Wetlands Ecology and Management*, 2007, 15(1) : 43–50.
- [50] Bartlett K B, Crill P M, Bonassi J A, Richey J E, Harriss R C. Methane flux from the amazon river floodplain: emissions during rising water. *Journal of Geophysical Research*, 1990, 95(D10) : 16773–16788.
- [51] Bastviken D, Santoro A L, Marotta H, Pinho L Q, Calheiros D F, Crill P, Enrich-Prast Alex. Methane emissions from pantanal, south America, during the low water season: toward more comprehensive sampling. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(14) : 5450–5455.
- [52] Devol A H, Richey J E, Forsberg B R, Martinelli L A. Seasonal dynamics in methane emissions from the Amazon River floodplain to the troposphere. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1990, 95(D10) : 16417–16426.
- [53] Clark J M, Lane S N, Chapman P J, Adamson J K. Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Science of the Total Environment*, 2008, 404(2/3) : 308–315.
- [54] Duchemin E, Lucotte M, Canuel R. Comparison of static chamber and thin boundary layer equation methods for measuring greenhouse gas emissions from large water bodies. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(2) : 350–357.