J. Lake Sci.(湖泊科学),2024,**36**(2):499-511
DOI 10.18307/2024.0227

亚热带城市湖泊与河流 CO_2 气体通量特征及其影响因素*

刘纪明[1,2],赵　优[1,2],肖启涛[3],屈　琦[1,2],胡又心[1,2],李郑杰[1,2],易心钰[4,5],卢伟志[1,2**]
(1:中南林业科技大学生命科学与技术学院,长沙 410004)
(2:中南林业科技大学南方林业生态应用技术国家工程实验室,长沙 410004)
(3:中国科学院南京地理与湖泊研究所,中国科学院流域地理学重点实验室,南京 210008)
(4:湖南省植物园,长沙 410000)
(5:湖南长株潭城市群森林生态系统国家定位观测研究站,长沙 410116)

摘　要:湖泊、河流等内陆水体是连接陆地生态系统和海洋的"长程碳环路"的重要节点,也是温室气体二氧化碳(CO_2)排放源,在调节陆地、海洋间的碳迁移转换中发挥着重要作用。相对于自然水体,城市水体因面积小、水深浅且受监测方法限制,水-气界面碳通量经常被忽略。为探讨我国亚热带城市水体温室气体排放特征,本研究以湖南省长沙市典型城市水体,包括洋湖、西湖、松雅湖、月湖 4 个湖泊和湘江长沙段为研究对象,分别于 2022 年 4 和 10 月采用光化学反馈-腔增强吸收光谱法(OF-CEAS)和扩散模型法对水-气界面 CO_2 通量进行对比测定。结果表明,长沙城市湖泊与河流春季为 CO_2 排放源,秋季为吸收汇,河流水-气界面 CO_2 通量呈显著季节差异。河湖之间 CO_2 通量在春季表现为显著差异,秋季差异不显著。CO_2 通量与水体溶解氧、水体总氮浓度等呈显著正相关。2 种方法的 CO_2 通量对比测定在湖泊上显著相关,但对河流而言相关性不显著。研究揭示的城市湖泊与河流 CO_2 气体的排放特征有利于深入探究城市水体碳的迁移转化,可对全面了解全球气候变化过程和河湖湿地温室气体减排和调控提供科学支撑。
关键词:城市湖泊与河流;CO_2 通量;季节变化;影响因素

Characteristics and influencing factors of CO_2 flux in subtropical urban lakes and river*

Liu Jiming[1,2], Zhao You[1,2], Xiao Qitao[3], Qu Qi[1,2], Hu Youxin[1,2], Li Zhengjie[1,2], Yi Xinyu[4,5] & Lu Weizhi[1,2**]
(1: *College of Life Science and Technology*, *Central South University of Forestry and Technology*, *Changsha* 410004, *P.R. China*)
(2: *National Engineering Laboratory for Applied Technology of Forestry & Ecology in South China*, *Central South University of Forestry and Technology*, *Changsha* 410004, *P.R.China*)
(3: *Key Laboratory of Watershed Geographic Sciences*, *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *P.R.China*)
(4: *Hunan Botanical Garden*, *Changsha* 410000, *P.R.China*)
(5: *Hunan Changsha-Zhuzhou-Xiangtan City Cluster National Research Station of Forest Ecosystem*, *Changsha* 410116, *P.R. China*)

Abstract: Inland water bodies, such as lakes and rivers, are important nodes of the "long-range carbon loop" connecting terrestrial ecosystems and oceans, as well as sources of greenhouse gas carbon dioxide (CO_2) emissions. Inland water bodies also play an important role in regulating carbon migration between land and sea. Compared with natural water bodies, carbon fluxes at the water-air interface are often overlooked in urban water due to their small sizes, shallow depths, and limitations in monitoring methods. In

---

* 2023-07-03 收稿;2023-08-16 收修改稿。
湖南省自然科学基金项目(2021JJ20012, 2021JJ41071)、湖南省教育厅项目(20B618)、湖南省水利科技项目(XSKJ2022068-35)、林业科技攻关与创新(XLKY202216)和湖南林业科技创新杰青培养项目(XLK202108-05)联合资助。
** 通信作者;E-mail:weizhilu@csuft.edu.cn。

order to explore the greenhouse gas emission characteristics of such water bodies in China, this study took four typical urban water bodies in Changsha, Hunan Province, including Lake Yang, Lake West, Lake Songya and Lake Yue, and Changsha section of Xiangjiang River as research objects. The CO_2 fluxes at the water-gas interface were measured by laser-based gas analyzer that used optical feedback-cavity-enhanced absorption spectroscopy (OF-CEAS) and diffusion model in April and October 2022, respectively. Results showed that lakes and rivers in Changsha city were CO_2 sources in spring but CO_2 sinks in fall, and there was a significant seasonal difference in CO_2 fluxes at the river water-air interface. Moreover, the CO_2 flux was positively correlated with the content of dissolved oxygen and total nitrogen. The comparative determination of CO_2 fluxes between the two methods was significantly correlated on lakes, but not on rivers. The study reveals that the CO_2 emission characteristics of urban lakes and rivers are beneficial to the in-depth investigation of carbon transport and transformation, which can provide scientific support for the comprehensive understanding of global climate change processes and the reduction and regulation of greenhouse gas emissions in inland wetlands.
Keywords: Urban lakes and river; CO_2 flux; seasonal variability; influence factors

河湖等内陆水体的二氧化碳(CO_2)排放与吸收是全球碳循环的重要过程[1],其向大气排放的 CO_2 量可相当于全球海洋和陆地的汇[2],而现如今内陆水体 CO_2 通量的研究对象多集中在湖泊、水库、河流及河口[3-6]等大型自然水域,城市水体研究较少。已有研究表明内陆水体 CO_2 排放高达 2.1 Pg C/a[7],是陆地生态系统温室效应的重要贡献者[8],超过 90% 来自湖泊与河流[1],其中,城市湖泊 CO_2 排放高于非城市湖泊,城市河流的 CO_2 排放是非城市河流的 2 倍[9-10],城市水库 CO_2 排放量是非城市的 3 倍[11],可见城市水体 CO_2 排放在区域和全球碳循环过程中至关重要。

相对于自然水体而言,城市水体多为缓流或静止水体、水深相对较浅,加上人类活动向城市水体输入大量营养盐和有机物导致其自净能力差[12-13]。一方面水体营养物质的大量输入会进一步刺激微生物活性和新陈代谢,导致水体中产生大量的 CO_2[14-16],所以城市水体常被认为是 CO_2 的排放源;另一方面水体营养物质增加也有利于浮游植物的生长,通过光合作用,消耗和吸收 CO_2,减少了 CO_2 排放[10, 17]。因此城市水体的碳源汇角色及其驱动机制需要更一步探究。

目前水-气界面 CO_2 通量的测定包括扩散模型法、通量箱法、倒置漏斗法以及微气象法[18],其中通量箱法和扩散模型法由于价格低廉、操作简便、测定区域广阔,目前应用最广泛[17-19],且被认为估算结果更接近实际排放强度[20]。但扩散模型法受风速制约,研究结果通常变异较大且需进一步优化模型,而通量箱法每个点需要花费大量的时间采集气体,不便于进行大面积的温室气体监测,且受到许多因素的影响,例如箱体扰动、箱体内外温差、箱内气压变化、箱体大小以及箱内气体混合程度等[21-22]。已有对城市水体研究发现扩散模型法计算出来的 CO_2 通量明显高于通量箱法[19,23],而也有研究得出不同的结果[24]。在此背景下,本研究对通量箱法进行技术改进,耦合光化学反馈-腔增强吸收光谱技术形成新的通量箱测定方法 OF-CEAS,该方法相较于传统通量箱法具有便携、现场监测、测量速度快、测量频次高等优点,形成了与扩散模型法可比较的空间覆盖的特点。

长沙作为长江中游地区重要中心城市,是典型的亚热带季风区城市之一,据 2022 年长沙统计年鉴显示,2021 年长沙市降雨量 1390.8 mm,年平均气温 18.9℃,具有降水充沛和雨热同期的特点。长沙市河湖水系完整,河网密布,市区水域面积占比高达 18%,同时湘江长沙段和长沙市众多湖泊具有典型亚热带城市水体的特点,水体受到农业源、工业源、生活源等污染,对温室气体总量的估算影响不可小视。因此本研究以长沙城市水体为例,采用 OF-CEAS 法和扩散模型法对城市湖泊与河流 CO_2 通量进行对比研究,探究不同季节和 2 种方法间 CO_2 通量差异,揭示 CO_2 通量的时空变化特征及其控制要素。研究结果可揭示亚热带城市水体湖泊与河流的 CO_2 产生和城市水体 CO_2 通量的时空变化特征及其与水环境间的相互关系。

1 材料与方法

1.1 采样点布设

于 2022 年 4 和 10 月选择晴天对长沙城市湖泊和湘江长沙段水体 CO_2 通量进行测定,每次采样和测定持续时间为 3~4 d,采样点设置见图 1。通过权衡测定安全距离与样点的代表性,本研究所有采样点均离岸

距离 3 m 以上。其中湖泊包括西湖(28°13′N, 112°56′E)、洋湖(28°08′N, 112°55′E)、月湖(28°14′N, 113°02′E)和松雅湖(28°16′N, 113°06′E),湘江长沙段(28°01′~28°18′N, 112°55′~112°57′E)穿长沙城而过,西湖和洋湖位于湘江西侧,月湖和松雅湖位于湘江东侧。本研究的湖泊面积范围在 0.6~3 km^2,水深在 0.5~4 m 之间,湖泊中有浮水、沉水、挺水和藻类等植物分布。每个湖泊各选择 5 个样点,湘江长沙段 6 个样点,共计 26 个采样点,每个样点采样 3 次作为重复,CO_2 通量测定与采样在 9:00—16:00 之间进行。

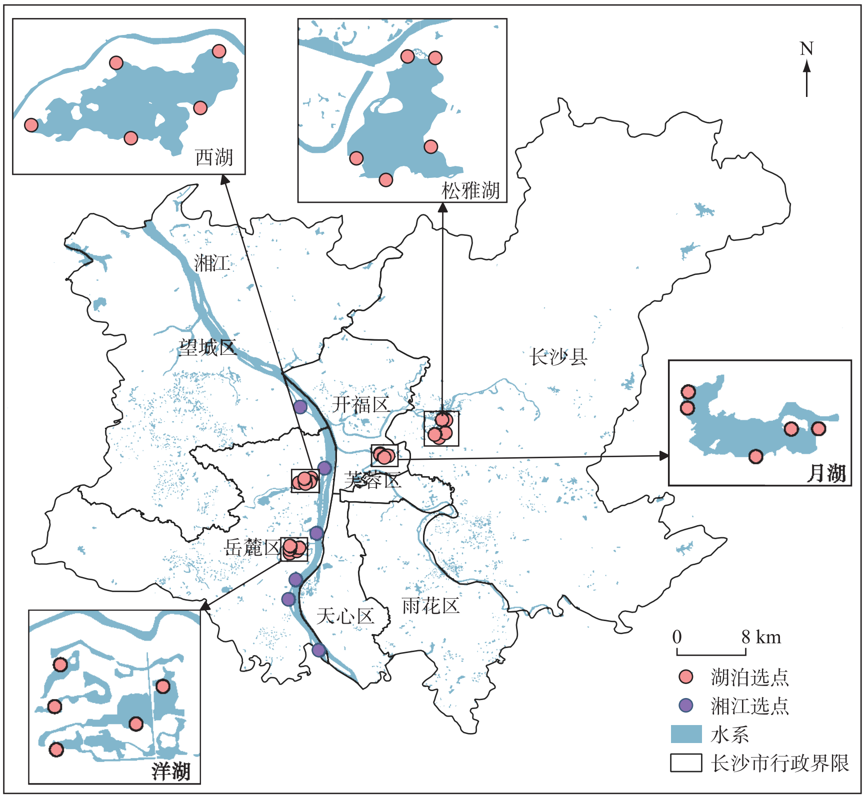


图 1 长沙市湖泊和河流采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling sites of lakes and river in Changsha

1.2 CO_2 通量测定

CO_2 通量测定采用光化学反馈-腔增强吸收光谱法(OF-CEAS)和扩散模型法 2 种方法。在每个采样点现场通过 OF-CEAS 法进行直接测定获取水-气界面 CO_2 通量(FCO_{2_OC})。同时使用采水器采集表层 10 cm 深度的湖水 3 L,用 60 mL 注射器采取水样通过扩散模型法测定扩散通量(FCO_{2_DM})。

1.2.1 光化学反馈-腔增强吸收光谱法 OF-CEAS　该方法是利用智能腔室连接 $CH_4/CO_2/H_2O$ 微量气体分析仪(美国/LI-COR,LI-7810),同时搭配漂浮板测量水体 CO_2 通量 FCO_{2_OC}(附图 Ia),智能腔室体积为 4244.10 cm^3,测量时内无漂浮植物。采用光化学反馈-腔增强吸收光谱技术来测量空气中 CO_2 浓度的变化,智能测量室可以通过连接微量气体分析仪测量 CO_2 气体通量,CO_2 通量计算公式如下:

$$F_c = \frac{10VP_0\left(1 - \frac{W_0}{1000}\right)}{RS(T_0 + 273.15)} \frac{ac'}{at} \tag{1}$$

式中, F_c 是气体排放通量 FCO_{2_OC}(μmol/(m^2·s)),V 是体积(cm^3),R 是气体常数(8.314 Pa/(m^3·K·mol)),P_0 是初始压强(kPa),W_0 是初始水蒸气摩尔分数(mmol/mol),S 是水体表面积(cm^2),T_0 是初始空气温度

(℃);$\frac{ac'}{at}$是水分校正后的 CO_2 摩尔分数初始变化速率(μmol/(mol·s)),整个计算过程可通过 SoilFluxPro™(美国/LI-COR,version 5.2.0)软件完成。

1.2.2 扩散模型法 扩散模型法所测得的扩散通量 FCO_{2_DM} 是通过表层水体和大气气体浓度差计算水-气界面交换速率而得到[25],每个采样点采集 3 个水体作为平行样品,水样用 60 mL 带有三通阀的医用注射器采集,每次采样前润洗 3 次注射器和采水器,在水中匀速缓慢抽取 30 mL 水样至注射器。本研究采用水-气界面 CO_2 理论扩散模型计算扩散排放通量[25-27]:

$$F = k(C_w - C_{eq}) \tag{2}$$

式中,F 为扩散排放通量 FCO_{2_DM}(μmol/(m²·s)),k 为气体交换系数(cm/h),定义为风速和气体施密特数的函数[28],C_{eq} 为大气中 CO_2 浓度(μmol/L),C_w 为 CO_2 在表层水体中浓度(μmol/L),根据水-气平衡后采样管顶部 CO_2 浓度和 Bunsen 系数计算。顶部 CO_2 浓度通过水-气顶空平衡-气相色谱法测定,即向装有水样的注射器注入高纯氮气使注射器上方形成气室,在 25℃条件下将注射器水平剧烈振荡 20 min,然后静置 2 h 达到气-液两相平衡[29-30],将上层平衡气体注入密封真空瓶中(12 mL,英国),采用气相色谱仪(美国,安捷伦,Agilent 7890B)于 24 h 内测定完成。风速采用现场瞬时风速,Bunsen 系数使用水温和盐度进行计算矫正,该方法测试示意图参照高洁[31]如附图 Ib。

1.3 水环境参数测定

现场原位测定环境参数包括水体温度(TW)、酸碱度(pH)、电导率(EC)、总固体溶解度(TDS)、电阻率(RT)、盐度(PSU)、氧化还原电位(ORP)和溶解氧(DO)等通过便携式多参数水质测定仪(意大利,HANNA,HI98194-04)测定;蓝绿藻-藻蓝蛋白(PC)、叶绿素 a(Chl.a)、铵态氮(NH_4^+-N)通过 YSI(美国,赛莱默,EXO2 多参数水质分析)测定;风速使用便携式风速仪测定。同时采集表层水样带回实验室后立即进行总有机碳(TOC)、总无机碳(TIC)、溶解性有机碳(DOC)、溶解性无机碳(DIC)、总氮(TN)和总磷(TP)浓度的测定。其中 TOC、TIC、DOC、DIC 浓度采用总有机碳分析仪(日本,岛津,TOC-V WP)测定;TN 浓度采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定;TP 浓度采用过硫酸钾氧化-钼蓝比色法测定。

1.4 数据分析

实验数据计算、处理与统计通过 Micorsoft Excel 2010 和 IBM SPSS Statistics 27 进行,采用相关性分析方法(Pearson correlations)和单因素方差分析(One-way ANOVA)方法分析数据之间的相关性和差异显著性,且符合检验要求;采用 Rstudio(R4.2.1)软件"ggplot2"等包进行 CO_2 通量数据汇总、绘制相关图件;采用 ArcGIS 10.4 进行采样点位分布图绘制。

2 结果分析

2.1 城市湖泊与河流水环境参数特征分析

湖泊与河流水质特征如表 1 所示,4 个城市湖泊和河流水体 pH 在 7.6~8.9 之间,均呈弱碱性。河湖中的 DO 浓度存在显著季节差异,且河流与除西湖外 3 个湖泊之间存在显著差异($P<0.05$),洋湖的 DO 浓度在秋季显著大于其他 3 个湖泊与河流。春季洋湖、西湖和湘江 TP 浓度显著高于松雅湖和月湖,秋季各湖泊与河流之间 TP 浓度无显著差异。洋湖的 TN 浓度在春、秋两季都显著高于其他 3 个湖泊和河流($P<0.05$)。所有湖泊的秋季 TOC 浓度均大于春季,其中西湖春秋两季之间存在显著差异($P<0.05$),且均高于其他湖泊和河流,西湖 TOC 浓度在春季显著高于松雅湖、月湖和河流($P<0.05$),在秋季,其浓度显著高于其他 3 个湖泊与河流($P<0.05$);河流秋季 TOC 浓度小于春季。湖泊和河流的 TIC 浓度范围在 4.0~25.1 mg/L,均为秋季低于春季,洋湖、西湖以及河流的 TIC 在春秋季间存在显著差异($P<0.05$)。

为了进一步探讨 CO_2 通量的影响因素,在秋季增测了 PC、Chl.a、NH_4^+-N 等指标。秋季湖泊 PC、Chl.a、NH_4^+-N 浓度高于河流(图 2),西湖的 PC 与 Chl.a 浓度最高,显著大于其他湖泊与河流($P<0.05$)(图 2a、b)。湖泊整体的 NH_4^+-N 浓度显著大于河流($P<0.05$),其中洋湖的 NH_4^+-N 浓度最高且显著高于其他河湖($P<0.05$),西湖与月湖、湘江存在显著差异($P<0.05$),松雅湖与湘江存在显著差异($P<0.05$)(图 2c)。

表 1 4 个城市湖泊和河流部分水质参数*

Tab.1 Water quality parameters of four urban lakes and river

季节	水体	pH	DO/(mg/L)	TP/(mg/L)	TN/(mg/L)	TOC/(mg/L)	TIC/(mg/L)
春季(4 月)	洋湖	$7.8±0.2^{c}$	$7.8±0.6^{de}$	$0.2±0.1^{ab}$	$7.2±1.5^{a}$	$8.9±0.9^{bcd}$	$25.1±1.6^{a}$
	西湖	$8.4±0.2^{ab}$	$8.9±0.7^{bc}$	$0.3±0.1^{a}$	$3.8±0.3^{c}$	$11.5±0.8^{b}$	$22.9±0.4^{a}$
	松雅湖	$8.1±0.2^{bc}$	$7.1±0.3^{ef}$	$0.02±0.002^{c}$	$0.6±0.2^{f}$	$4.1±0.5^{de}$	$12.0±1.7^{c}$
	月湖	$7.9±0.3^{c}$	$6.4±0.4^{f}$	$0.03±0.01^{c}$	$0.7±0.2^{f}$	$3.9±0.1^{e}$	$7.3±0.4^{de}$
	湘江	$7.8±0.02^{c}$	$9.4±0.9^{b}$	$0.2±0.2^{ab}$	$3.7±0.7^{c}$	$5.8±0.5^{cde}$	$17.6±1.0^{b}$
秋季(10 月)	洋湖	$7.8±0.2^{c}$	$12.2±1.1^{a}$	$0.07±0.02^{bc}$	$5.5±1.0^{b}$	$9.3±7.3^{bc}$	$8.9±5.5^{cd}$
	西湖	$8.5±0.2^{a}$	$4.4±0.1^{g}$	$0.1±0.03^{bc}$	$2.7±0.2^{d}$	$17.6±4.0^{a}$	$5.7±2.6^{de}$
	松雅湖	$8.1±0.2^{bc}$	$9.8±1.5^{b}$	$0.1±0.06^{bc}$	$1.7±0.6^{e}$	$7.7±1.1^{cd}$	$8.7±5.1^{cd}$
	月湖	$8.5±0.4^{a}$	$8.4±0.4^{cd}$	$0.09±0.06^{bc}$	$1.0±0.5^{ef}$	$5.7±1.0^{cde}$	$4.1±0.7^{e}$
	湘江	$7.8±0.2^{c}$	$4.8±0.2^{g}$	$0.06±0.01^{bc}$	$1.7±0.3^{e}$	$2.6±0.1^{e}$	$11.0±1.9^{c}$

*同一列不同小写字母表示具有显著性差异($P<0.05$)，相同字母表示无显著性差异($P>0.05$)。

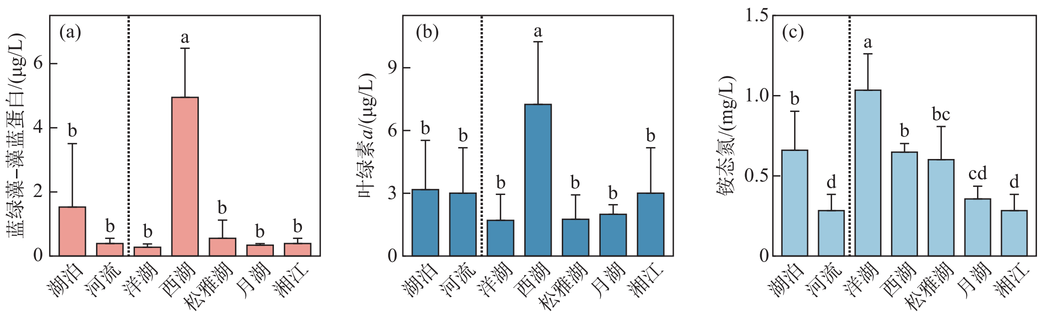


图 2 4 个城市湖泊和河流水体秋季 PC(a)、Chl.a(b)和 NH_4^+-N(c)浓度特征

(不同小写字母表示方差分析具有显著性差异，$P<0.05$)

Fig.2 Concentration characteristics of PC (a), Chl.a (b) and NH_4^+-N (c) in four urban lakes and river in autumn

2.2 城市湖泊与河流 CO_2 通量特征

OF-CEAS 法测定湖泊水体 CO_2 通量春季均值为(0.10±0.48) μmol/(m^2·s) ($n=20$)，秋季为(−0.16±0.61) μmol/(m^2·s) ($n=20$)；河流水体 CO_2 通量春季均值为(1.32±0.65) μmol/(m^2·s) ($n=5$)，秋季为(−0.23±0.10) μmol/(m^2·s) ($n=5$)。湖泊的 CO_2 通量表现为春季排放，秋季吸收；河流的 CO_2 通量季节变化显著($P<0.01$)，春季排放，秋季吸收(图 3a)。在春季，河湖之间 CO_2 通量差异显著($P<0.05$)，洋湖为排放源，其他 3 个湖泊为汇，且洋湖 CO_2 与其他 3 个湖泊之间存在显著差异($P<0.05$)，河流 CO_2 通量与西湖、松雅湖、月湖之间存在显著差异($P<0.05$)(图 3b)。在秋季，河湖整体表现为吸收，无显著差异，但其中洋湖为排放源，其他 3 个湖泊为碳汇。洋湖 CO_2 通量与西湖、月湖之间存在显著差异($P<0.05$)，松雅湖 CO_2 通量与月湖之间存在显著差异($P<0.05$)(图 3c)。对于湖泊来说秋季 CO_2 通量低于春季都呈现降低的趋势。从季节波动上来看，河流 FCO_{2_OC} 波动大于湖泊。

扩散模型法监测到湖泊水体 CO_2 通量春季为(0.02±0.04) μmol/(m^2·s) ($n=20$)，秋季为(0.01±0.03) μmol/(m^2·s) ($n=20$)；河流水体 CO_2 通量春季为(0.08±0.04) μmol/(m^2·s) ($n=5$)，秋季为(−0.0003±0.004) μmol/(m^2·s) ($n=5$)。湖泊的 CO_2 通量季节变化不显著，春秋两季整体表现为弱排放；河流的 CO_2 通量季节变化显著($P<0.05$)，春季弱排放，秋季弱吸收(图 3d)。在春季，河湖之间 CO_2 通量差异显著($P<0.05$)，洋湖 CO_2 通量排放大于其它 3 个湖泊，湘江与西湖、松雅湖、月湖之间存在显著差异($P<0.05$)(图

3e)。在秋季,河湖之间 CO_2通量差异不显著,湖泊为弱源,河流为弱汇(图 3f)。洋湖、松雅湖为碳源,西湖、月湖为碳汇,且洋湖与西湖和月湖之间存在显著差异($P<0.05$)。对于 4 个湖泊来说秋季 CO_2通量都呈现降低的趋势。从季节波动上来看,河流 FCO_{2_DM}波动大于湖泊。

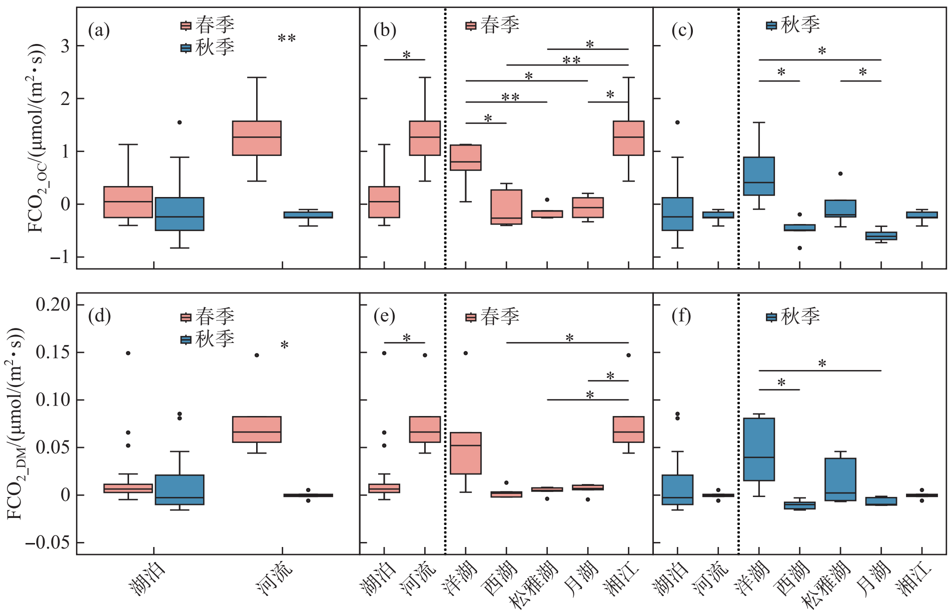


图 3 城市湖泊与河流 CO_2通量季节变化

(* 表示方差分析检验结果 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$)

Fig.3 Seasonal CO_2 fluxes of urban lakes and river

2.3 城市湖泊与河流 CO_2通量控制要素

2 种方法测得的 CO_2通量与水环境参数相关性分析表明,CO_2通量和水质因子的相关性表现出一致性。湖泊 FCO_{2_OC}和 FCO_{2_DM},与 EC、TDS、PSU、TIC、TN 存在极显著正相关,与 DO 显著正相关(图 4a),与 RT、pH 存在极显著负相关,与 TW 显著负相关(图 4a);河流 FCO_{2_OC}和 FCO_{2_DM},与 TOC、DO、RT、TIC、TN 存在极显著正相关(图 4b),与 EC、TDS、PSU、TW 存在极显著负相关(图 4b)。湖泊的 CO_2通量与 NH_4^+-N、DOC、DIC 存在正相关关系,其中与 NH_4^+-N 呈显著正相关,与 PC、Chl.*a* 存在负相关关系(表 2)。对河流来说 FCO_{2_OC}与 PC、DOC、DIC 存负相关关系,其中与 DIC 显著负相关,与 Chl.*a*、NH_4^+-N 呈正相关,河流 FCO_{2_DM}与 PC 存在显著正相关,与 DOC 存在显著负相关(表 2)。

表 2 秋季城市湖泊与河流 CO_2通量与部分水环境参数的 Pearson 相关性

Tab.2 Pearson correlation between CO_2 flux and water environmental parameters in urban lakes and river in autumn

水体类型	CO_2通量	PC	Chl.*a*	NH_4^+-N	DOC	DIC
湖泊	FCO_{2_OC}	−0.329	−0.230	0.555*	0.365	0.092
	FCO_{2_MD}	−0.358	−0.267	0.521*	0.228	0.278
河流	FCO_{2_OC}	−0.069	0.222	0.434	−0.495	−0.605*
	FCO_{2_MD}	0.633*	−0.121	−0.274	−0.578*	−0.465

* 表示在 $P<0.05$ 水平相关性显著。

2.4 OF-CEAS 法与扩散模型法测定结果比较

OF-CEAS 法和扩散模型法测定结果对比表明,2 种方法所得 CO_2通量差异性显著。春、秋两季湖泊的

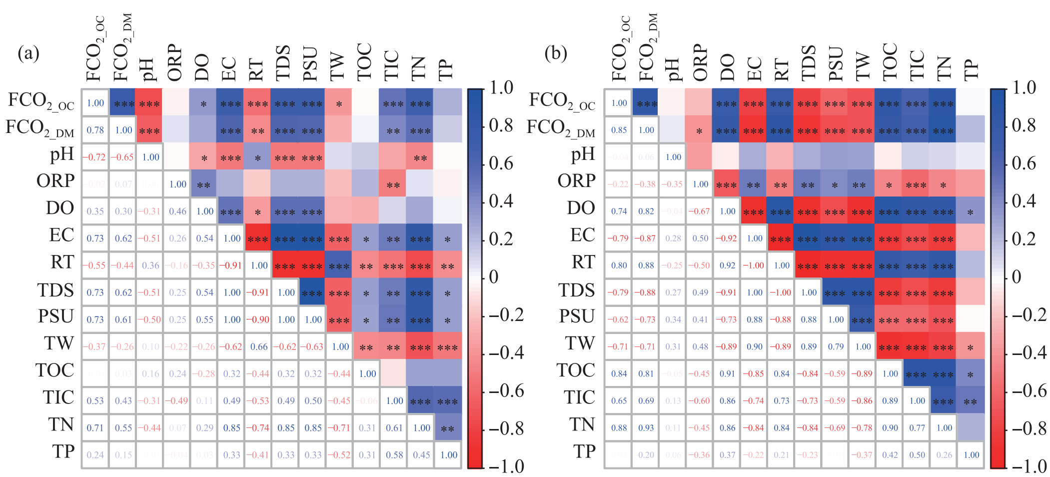


图 4 春秋两季湖泊(a)和河流(b)通量与环境参数相关关系

(* 表示方差分析检验结果 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$, *** 表示 $P<0.001$)

Fig.4 Correlation significance analysis of parameters and fluxes of lakes (a) and river (b) in spring and autumn

FCO_{2_OC}和 FCO_{2_DM}相关性极显著(春季 $R^2=0.48$, $P<0.001$;秋季 $R^2=0.77$, $P<0.001$,图 5a),且 FCO_{2_OC}大于 FCO_{2_DM}。河流的 FCO_{2_OC}和 FCO_{2_DM}两者之间的相关性不显著($P>0.05$)(图 5b),且 FCO_{2_OC}大于 FCO_{2_DM}。2 种监测方法在 CO_2通量结果估算上存在较大差异,无论是春季还是秋季,湖泊与河流的 FCO_{2_DM}均小于 FCO_{2_OC}。研究结果表明尽管 OF-CEAS 法和扩散模型法测定结果存在量级上的差异,但 2 种方法在揭示湖泊与河流源汇问题上有较好的一致性。

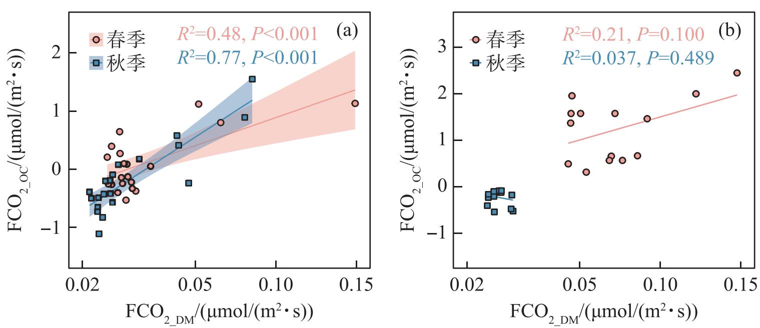


图 5 湖泊(a)与河流(b)OF-CEAS 法和扩散模型法测定结果回归分析

Fig.5 Regression analysis of CO_2 emission for OF-CEAS and diffusion model observations lakes(a) and river(b)

3 讨论

3.1 城市湖泊与河流 CO_2通量时空动态与驱动要素

本研究结果表明,长沙城市湖泊 CO_2通量交换较弱且时空特征复杂,整体呈现源汇交替状态。同时长沙作为亚热带城市,降水、气温等因素都可能会对通量排放或吸收造成影响。其中,洋湖在春、秋两季呈现较高的 FCO_{2_OC}排放,这可能与洋湖水体 TIC、TN、NH_4^+-N 浓度高于其他湖泊(表 1,图 2c),富营养化程度较高有关(图 6)。其他 3 个湖泊 FCO_{2_OC}在春、秋两季都表现为吸收,这与以往研究表现一致[32]。城市河流 CO_2通量呈现出较明显的季节动态,春季河流 CO_2通量表现为释放,秋季表现为吸收状态,与南京市河流[33]、上海河流[23]在秋季呈现 CO_2通量为排放结果相反,这可能与人类活动强度大小、水体理化性质以及河道类型宽

度等条件相关。长三角地区城市化和人类活动强度比长沙更高,内、外秦淮河和金川河全部为闸控河流,河道两边均为人筑石堤,河道宽度较窄;淀浦河、苏州河呈现出缺氧的特征,河道宽度分别为 120 和 45 m,这些河流的宽度远小于湘江长沙段。同时水体周围用地环境也会显著影响气体通量,如湘江长沙段周边分布的居住小区、工业区、农作物区等;湖泊周边分布的居住小区、学校、医院、建筑施工的用地和待开发建设用地等。

城市河湖水-气界面 CO_2通量与水体碳(TOC、DOC、TIC、DIC)、氮(TN、NH_4^+-N)、磷(TP)营养盐及水质指标 DO、pH 相关性较高。本研究结果表明,长沙城市湖泊与河流水体均为富营养化状态(表 1)。营养水平高的湖泊往往会接纳更多的氮、磷和外源碳等物质[34]。一方面,水体氮、磷营养盐通过影响浮游植物初级生产力和水生生物新陈代谢过程间接影响水-气界面 CO_2排放通量变化[35-37]。水体氮、磷营养盐浓度增加可导致浮游生物呼吸作用释放的 CO_2增多,引起水中 CO_2浓度上升,促使水中 CO_2进入大气[38-39]。本研究中城市湖泊与河流 CO_2通量与 TN 浓度呈显著相关(图 6),湖泊中 NH_4^+-N 与 CO_2通量呈显著正相关(表 2),这些特征在洋湖表现得最为显著。另一方面,湖泊富营养化对碳通量的影响受内源藻类光合作用的影响,富营养化导致藻类增加,固碳能力加强,降低 CO_2排放[40],但城市频繁的人类活动导致输入大量的外源有机质,为 CO_2产生提供碳源,最终增加 CO_2的产生和排放[41-43]。对于河流而言,30%~90% 的 CO_2可能源于陆域土壤无机碳的直接输入[44-45],且春季河流中 TOC、TN、TIC 浓度高于秋季(表 1),河流 CO_2通量与 TOC、TN、TIC 浓度呈显著正相关(图 4 和图 6),春季河流 CO_2通量表现为排放,秋季表现为吸收状态,这也说明长沙城市河流 CO_2通量与城市工业产业发展情况、碳氮等有机质浓度有关。

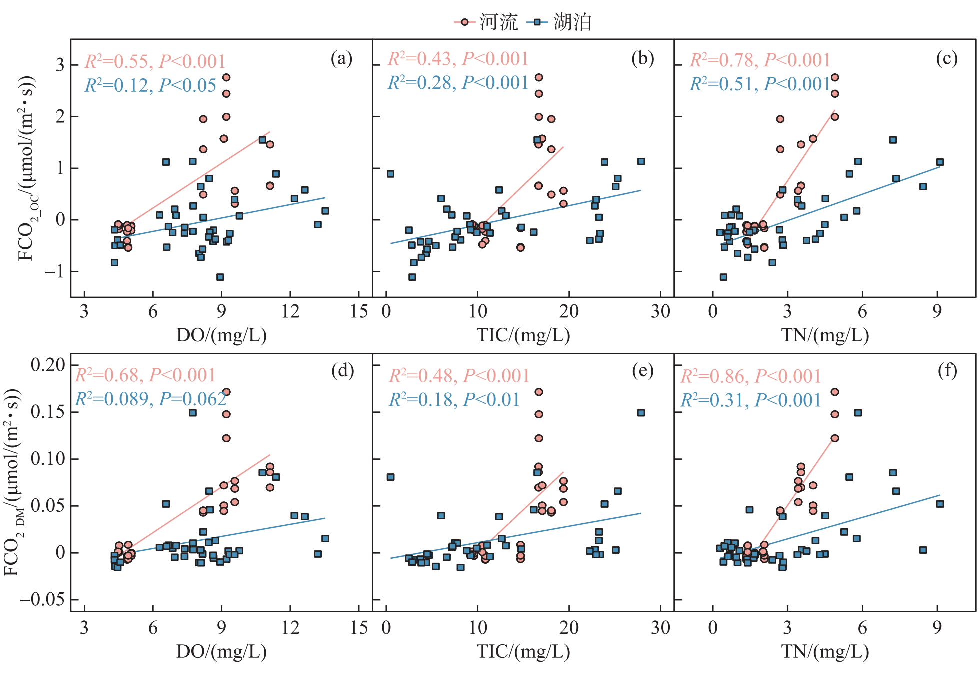


图 6 DO、TIC、TN 与 FCO_{2_OC}及 FCO_{2_DM}相关性分析

Fig.6 Correlation analysis of DO, TIC, TN with FCO_{2_OC} and FCO_{2_DM} diffusion flux

研究还表明长沙湖泊与河流水体均呈碱性(表 1),湖泊水体 CO_2通量与 pH 呈显著负相关,pH 可通过改变水体中碳酸盐的动态平衡与形态直接影响 CO_2的排放,当 pH 值较高时,碳在水中主要以碳酸盐形式存在,水中 CO_2浓度减小,进而 CO_2排放减小。DO 在一定程度上反映了水体光合作用和呼吸作用的强度,一方面水体中 DO 浓度越高,表明水体中水生和浮游植物的光合作用越强,溶存的 CO_2越少,CO_2通量越小,当其通量为负值时表现为对 CO_2的吸收就越强;另一方面,随着 DO 浓度的升高,水生生物的呼吸作用加强,产生

和排放的 CO_2 就增加。本研究中,城市水体 CO_2 通量与 DO 浓度呈显著正相关(图 4 和图 6),除西湖外其他 3 个湖泊的 DO 浓度在秋季增加,且对 CO_2 通量吸收增强,推测在长沙城市湖泊中水生和浮游植物的光合作用可能占主导。而河流春季排放 CO_2,秋季吸收 CO_2,且春季水温偏低,DO 浓度大于秋季,推测在春季河流可能主要以水生生物呼吸作用占主导,秋季以水生植物光合作用占主导。

3.2 水体 CO_2 通量测定方法对比分析

本研究改进传统的静态箱法,构建基于光化学反馈-腔增强吸收光谱静态箱法与扩散模型法共同监测 CO_2 通量。OF-CEAS 法在传统的通量箱基础上进行改进,主要包括:(1)风箱控制的闭合机制,保证气室的放置对每个测量样点的完整性;(2)气室通风口能保证在有风的环境下也能使腔室内外的压强保持平衡;(3)安装的水体环使得水面大小一致确保水体的可比较性。OF-CEAS 法通过改进设计允许在多个地点进行快速测量,也可用于对特定应用或实验类型进行长期测量,实现单个现场的多次重复。研究中 OF-CEAS 法因其腔室设计测定的是水-气界面总通量,而扩散模型法仅估算气体扩散通量,未考虑其他因素,例如植物分布和传输的影响,故 OF-CEAS 法估算通量高于扩散模型法,这与之前研究结果相似[46-47]。Duchemin 等[20]在加拿大魁北克北部 2 个水库的研究中发现,漂浮箱法测定的 CO_2 通量比扩散模型法高 1.6~4 倍;Vachon 等[47]认为箱法造成的通量高估会随着风速的增加而降低,当风速大于 4 m/s 时,两者估算结果趋于一致。本研究区位于城市,城市周边的建筑物导致风速大小有很大的不确定性,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[48],因此基于碳酸盐平衡体系和风速模型的扩散模型估算的结果偏低。

本研究中湖泊上 CO_2 通量 2 种方法的相关性显著强于河流水体(图 5)。对于湖泊来说,由于面积较小,水体属于静态水体受风浪影响较小,所以 2 种方法研究结果存在一致性,表明 2 种方法在城市湖泊 CO_2 气体排放中具有较好的适用性;对于湘江这种具有通航功能的河流来说,水体属于缓流动态水体,加之受到风浪或航运的影响极大地改变了河道的水动力学,从而影响 CO_2 通量结果,2 种方法研究结果一致性不高,当然其他因素譬如水生植物分布等也是影响两者不一致的重要原因。

3.3 国内外湖泊与河流水-气界面 CO_2 通量对比

通过对长沙城市湖泊与河流 CO_2 通量的研究发现,城市水体不同湖泊与河流之间存在较大的空间变异性。由表 3 可知,不同的气候地区和不同的监测方法都会导致 CO_2 通量估算值存在差异。2 种方法测得的长沙城市湖泊与河流 CO_2 通量比同为亚热带地区的巢湖流域的河流排放低[9],略小于属于热带草原气候的赞比西盆地的河流,高于寒带南极洲的湖泊。OF-CEAS 法测得的 CO_2 通量与亚热带上海淀浦河和苏州河相近,与温带的内蒙古,东北地区的湖泊相近。扩散模型法测得的 CO_2 通量值与亚热带阿根廷中东部湖泊、武汉东湖、加拿大 Wascana Lake、西班牙南部 Guadalcacín Lake,以及温带长春的南湖、北湖、地理所内湖、美国威斯康星州 Mendota Lake 值相近。以往对不同类型的湖泊与河流水面 CO_2 通量研究表明,植被覆盖、气候和人类活动对城市地区的 CO_2 通量有显著的影响[49]。同时湖泊与河流的海拔、面积大小、水深、水表湍流和富营养化等影响也不容忽视,对东北地区 95 个湖泊的研究表明城市湖泊 CO_2 通量高于非城市地区且 CO_2 的平均排放量随着湖泊面积的增加而下降。在巢湖流域,城市河流 CO_2 排放大于非城市地区的河流。由表 3 可知,整体来说富营养化程度越高会导致水体 CO_2 排放增加,但同时也有富营养化水体对 CO_2 表现出吸收的状态,这可能与水中水生生物类型和初级生产强度等水体环境差异有关。因此,对亚热带乃至全球内陆水体温室气体的评估不仅要考虑河湖等水体本身所处区域的不同以及面临的环境问题,还需要考虑监测方法的准确性、普适性、监测频次的统一以及更大更多区域尺度的研究。

4 结论

对长沙市城市湖泊与河流水-气界面 CO_2 通量研究表明,长沙城市湖泊与河流之间 CO_2 通量春季差异显著($P<0.05$),且城市河流的水-气界面 CO_2 通量呈显著季节差异($P<0.05$)。整体来说,河流与湖泊春季为排放源($FCO_{2\_OC}=(0.34\pm0.72)$ μmol/(m^2·s))($n=25$),秋季为吸收汇($FCO_{2\_OC}=(-0.17\pm0.55)$ μmol/(m^2·s))($n=25$)。CO_2 通量与水体溶解氧、水体总氮、总无机碳浓度等呈显著正相关($P<0.05$)。2 种方法的对比研究在湖泊具有显著相关($P<0.05$),但在河流相关并不显著,表明未来需要开展不同观测方法的比较以及不

表 3 不同湖泊与河流水-气界面 CO_2 通量值

Tab.3 CO_2 flux at the water air interface of different lakes and rivers

地区	水体	气候带	营养状况	监测方法	CO_2 通量/(mmol/(m^2·d))	文献
巢湖流域	城市河流	亚热带	严重富营养	扩散模型	895.7±780.0	[9]
	混合景观河流		富营养		581.0±512.9	
	农业景观河流		富营养		551.4±617.4	
	森林景观河流		中营养		308.9±343.8	
长沙	洋湖	亚热带	严重富营养	扩散模型	4.4±3.8	本研究
	月湖、西湖、松雅湖		富营养	扩散模型	0.2±1.1	
	湘江河流		富营养	扩散模型	3.4±4.1	
西班牙南部	Guadalcacín Lake	亚热带	中营养	扩散模型	12.5±6.2	[50]
加拿大萨斯喀彻温省南部	Wascana Lake	亚热带	超富营养	扩散模型	−11.0	[51]
上海	淀浦河	亚热带		扩散模型	71.5	[23]
	苏州河			扩散模型	161.9	
东北地区	湖泊	温带	富营养	扩散模型	67.64	[10]
美国威斯康星州	Mendota Lake	温带	富营养	扩散模型	8.0	[52]
乌鲁木齐	南湖	温带		扩散模型	1220.7	[53]
	幸福一号水库				186.8	
长春	南湖	温带	富营养	扩散模型	−1.1	[32]
	北湖		富营养		12.1	
	雁鸣湖		严重富营养		40.9	
	胜利公园		严重富营养		28.7	
	地理所内湖		富营养		3.88	
	天嘉公园		富营养		124.4	
	长春公园		严重富营养		170.5	
长沙	洋湖	亚热带	严重富营养	OF-CEAS	57.6±43.5	本研究
	月湖、西湖、松雅湖		富营养	OF-CEAS	−22.9±30.9	
	湘江河流		富营养	OF-CEAS	47.0±78.5	
阿根廷中东部	清澈湖泊	亚热带	富营养或超富营养	通量箱	−1.8±0.6	[3]
	浑浊湖泊		富营养或超富营养		4.4±6.8	
武汉	Lake Donghu	亚热带	超富营养	通量箱	7.7	[54]
上海	淀浦河	亚热带		通量箱	29.2	[23]
	苏州河			通量箱	96.9	
内蒙古	乌兰苏海浅水湖	温带	富营养	通量箱	35.7±12.1	[13]
魁北克	河流	温带		通量箱	20.2	[55]
赞比西盆地	Zambezi River	热带		通量箱	76.8	[56]
	Kafue River				84.3	
南极洲	Lake Mochou	寒带	贫营养	通量箱	−38.6±25.9	[57]
	Lake Tuanjie		贫营养		−20.1±27.5	
阿拉斯加州	Small boreal streams	寒带		通量箱	450.1	[58]

确定性来源解析,研究结果对未来内陆水体的碳排放研究具有重要意义。

5 附录

附图 I 见电子版(DOI: 10.18307/2024.0227)。

6 参考文献

[1] Ran LS, Butman DE, Battin TJ *et al*. Substantial decrease in CO_2 emissions from Chinese inland waters due to global change. *Nature Communications*, 2021, **12**: 1730. DOI: 10.1038/s41467-021-21926-6.

[2] Borges AV, Darchambeau F, Teodoru CR *et al*. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience*, 2015, **8**(8): 637-642. DOI: 10.1038/ngeo2486.

[3] Baliña S, Sánchez ML, Izaguirre I *et al*. Shallow Lakes under alternative states differ in the dominant greenhouse gas emission pathways. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(1): 1-13. DOI: 10.1002/lno.12243.

[4] Deng HG, Zhang ZB, Liu T *et al*. Dissolved greenhouse gas concentrations and the influencing factors in different vegetation zones of an urban lake. *J Lake Sci*, 2019, **31**(4): 1055-1063. DOI: 10.18307/2019.0409. [邓焕广, 张智博, 刘涛等. 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.]

[5] Jiang XY, Zhang L, Yao XL *et al*. Greenhouse gas flux at reservoirs of Jiangxi Province and its influencing factors. *J Lake Sci*, 2017, **29**(4): 1000-1008. DOI: 10.18307/2017.0424. [姜星宇, 张路, 姚晓龙等. 江西省水库温室气体释放及其影响因素分析. 湖泊科学, 2017, **29**(4): 1000-1008.]

[6] Wang XF, Yuan XZ, Chen H *et al*. Review of CO_2 and CH_4 emissions from rivers. *Environmental Science*, 2017, **38**(12): 5352-5366. DOI: 10.13227/j.hjkx.201701049. [王晓锋, 袁兴中, 陈槐等. 河流 CO_2 与 CH_4 排放研究进展. 环境科学, 2017, **38**(12): 5352-5366.]

[7] Raymond PA, Hartmann J, Lauerwald R *et al*. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, **503**(7476): 355-359. DOI: 10.1038/nature12760.

[8] Yang P, He QH, Huang JF *et al*. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric Environment*, 2015, **115**: 269-277. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.05.067.

[9] Zhang WS, Li HP, Xiao QT *et al*. Urban Rivers are hotspots of riverine greenhouse gas (N_2O, CH_4, CO_2) emissions in the mixed-landscape Chaohu Lake basin. *Water Research*, 2021, **189**: 116624. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116624.

[10] Wen ZD, Song KS, Zhao Y *et al*. Carbon dioxide and methane supersaturation in lakes of semi-humid/semi-arid region, Northeastern China. *Atmospheric Environment*, 2016, **138**: 65-73. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.05.009.

[11] Wang XF, He YX, Yuan XZ *et al*. Greenhouse gases concentrations and fluxes from subtropical small reservoirs in relation with watershed urbanization. *Atmospheric Environment*, 2017, **154**: 225-235. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2017.01.047.

[12] Havens KE, Fukushima T, Xie P *et al*. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow Lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 2001, **111**(2): 263-272. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00074-9.

[13] Sun HY, Lu XX, Yu RH *et al*. Eutrophication decreased CO_2 but increased CH_4 emissions from lake: A case study of a shallow Lake Ulansuhai. *Water Research*, 2021, **201**: 117363. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117363.

[14] 胡茂俊. 富营养化自然水体中气体释放特征研究[学位论文]. 南京: 南京农业大学, 2016.

[15] Wang H, Yu LF, Zhang ZH *et al*. Molecular mechanisms of water table lowering and nitrogen deposition in affecting greenhouse gas emissions from a Tibetan alpine wetland. *Global Change Biology*, 2017, **23**(2): 815-829. DOI: 10.1111/gcb.13467.

[16] Schimel JP, Gulledge J. Microbial community structure and global trace gases. *Global Change Biology*, 1998, **4**(7): 745-758. DOI: 10.1046/j.1365-2486.1998.00195.x.

[17] Yang P, Tong C. Emission paths and measurement methods for greenhouse gas fluxes from freshwater ecosystems: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(20): 6868-6880. DOI: 10.5846/stxb201406231298. [杨平, 仝川. 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.]

[18] 杜鹏程. 水库水-气界面温室气体通量监测方法对比研究[学位论文]. 宜昌: 三峡大学, 2019.

[19] Xie H, Long L, Mu XH *et al*. Comparison of floating static chamber and boundary layer equation for measuring CO_2 and CH_4 emission from urban river. *Journal of China Three Gorges University: Natural Sciences*, 2019, **41**(5): 79-83. [谢恒, 龙丽, 穆晓辉等. 城市水体 CO_2 和 CH_4 通量监测的静态箱法与薄边界层模型估算法比较. 三峡大学学报: 自然科学版, 2019, **41**(5): 79-83.]

[20] 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. DOI: 10.1021/es9800840.

[21] Liang NS, Nakadai T, Hirano T *et al*. *In situ* comparison of four approaches to estimating soil CO_2 efflux in a northern larch (*Larix kaempferi* Sarg.) forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2004, **123**(1/2): 97-117. DOI: 10.1016/j.agrformet.2003.10.002.

[22] Pumpanen J, Kolari P, Ilvesniemi H *et al*. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO_2 efflux. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2004, **123**(3/4): 159-176. DOI: 10.1016/j.agrformet.2003.12.001.

[23] Chang SQ, Wang DQ, Yu L *et al*. Greenhouse gas emission characteristics from urban rivers in Shanghai. *Research of Environmental Sciences*, 2015, **28**(9): 1375-1381. DOI: 10.13198j.issn.1001-6929.2015.09.06. [常思琦, 王东启, 俞琳等. 上海城市河流温室气体排

放特征及其影响因素. 环境科学研究, 2015, **28**(9): 1375-1381.]

[24] Huang T, Wang XF, Liu TT *et al*. Spatiotemporal variations and influencing factors of CO_2 and CH_4 emissions from urban small landscape waters. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(15): 6024-6037. DOI: 10.5846/stxb202005141226. [黄婷, 王晓锋, 刘婷婷等. 城市小型景观水体 CO_2与 CH_4排放特征及影响因素. 生态学报, 2021, **41**(15): 6024-6037.]

[25] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1992, **97** (C5): 7373-7382. DOI: 10.1029/92JC00188.

[26] Cole JJ, Caraco NF. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF_6. *Limnology and Oceanography*, 1998, **43**(4): 647-656. DOI: 10.4319/lo.1998.43.4.0647.

[27] Crusius J, Wanninkhof R. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnology and Oceanography*, 2003, **48**(3): 1010-1017. DOI: 10.4319/lo.2003.48.3.1010.

[28] Raymond PA, Cole JJ. Gas exchange in rivers and estuaries: Choosing a gas transfer velocity. *Estuaries*, 2001, **24**(2): 312-317. DOI: 10.2307/1352954.

[29] 杨平. 福建主要河口滨海围垦养虾塘养殖期 CO_2和 CH_4动态研究[学位论文]. 福州:福建师范大学, 2017.

[30] Liang JH, Tian LL, Zhou ZY *et al*. Characteristics and drivers of dissolved carbon dioxide and methane concentrations in the nantiaoxi river system in the upper reaches of the Taihu Lake basin during summer-autumn. *Environmental Science*, 2021, **42**(6): 2826-2838. DOI: 10.13227/j.hjkx.202009095. [梁佳辉, 田琳琳, 周钟昱等. 太湖流域上游南苕溪水系夏秋季水体溶存二氧化碳和甲烷浓度特征及影响因素. 环境科学, 2021, **42**(6): 2826-2838.]

[31] Gao J, Zheng XH, Wang R *et al*. Preliminary comparison of the static floating chamber and the diffusion model methods for measuring water-atmosphere exchanges of methane and nitrous oxide from inland water bodies. *Climatic and Environmental Research*, 2014, **19**(3): 290-302. [高洁, 郑循华, 王睿等. 漂浮通量箱法和扩散模型法测定内陆水体 CH_4和 N_2O 排放通量的初步比较研究. 气候与环境研究, 2014, **19**(3): 290-302.]

[32] Wen ZD, Song KS, Zhao Y *et al*. Seasonal variability of greenhouse gas emissions in the urban lakes in Changchun, China. *Environmental Science*, 2016, **37**(1): 102-111. DOI: 10.13227/j.hjkx.2016.01.015. [温志丹, 宋开山, 赵莹等. 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.]

[33] 韩洋. 南京市河流温室气体排放通量及其影响因素的研究[学位论文]. 南京: 南京信息工程大学, 2013.

[34] Xiao QT, Duan HT, Qi TC *et al*. Environmental investments decreased partial pressure of CO_2 in a small eutrophic urban lake: Evidence from long-term measurements. *Environmental Pollution*, 2020, **263**: 114433. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114433.

[35] Huttunen JT, Lappalainen KM, Saarijärvi E *et al*. A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake. *Science of the Total Environment*, 2001, **266**(1/2/3): 153-158. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00749-X.

[36] Yang P, Tong C, He QH *et al*. Greenhouse gases fluxes at water-air interface of aquaculture ponds and influencing factors in the Min River Estuary. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(5): 1493-1503. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2013.05.018. [杨平, 仝川, 何清华等. 闽江口鱼虾混养塘水-气界面温室气体通量及主要影响因子. 环境科学学报, 2013, **33**(5): 1493-1503.]

[37] Peng X, Wang BL, Liu CQ *et al*. Diurnal variations of pCO_2 in relation to environmental factors in the cascade reservoirs along the Wujiang River, China. *Chinese Journal of Geochemistry*, 2012, **31**(1): 41-47. DOI: 10.1007/s11631-012-0547-5.

[38] Davies JM, Hesslein RH, Kelly CA *et al*. PCO_2 method for measuring photosynthesis and respiration in freshwater lakes. *Journal of Plankton Research*, 2003, **25**(4): 385-395. DOI: 10.1093/plankt/25.4.385.

[39] Yang K, Liu LX, Han YW *et al*. Effects of eutrophication on greenhouse gas emissions from urban water. *Environmental Science & Technology*, 2023, **46**(S1): 231-236. [杨科, 刘丽香, 韩永伟等. 富营养化对城市水体温室气体排放的影响. 环境科学与技术, 2023, **46**(S1): 231-236.]

[40] Qi TC, Xiao QT, Miao YQ *et al*. Temporal and spatial variation of carbon dioxide concentration and its exchange fluxes in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(3): 766-778. DOI: 10.18307/2019.0315. [齐天赐, 肖启涛, 苗雨青等. 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.]

[41] Hope D, Kratz TK, Riera JL. Relationship between and dissolved organic carbon in northern Wisconsin Lakes. *Journal of Environmental Quality*, 1996, **25**(6): 1442-1445. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500060039x.

[42] Han Y, Zheng YF, Wu RJ *et al*. Greenhouse gases emission characteristics of Nanjing typical waters in Spring. *China Environmental Science*, 2013, **33**(8): 1360-1371. [韩洋, 郑有飞, 吴荣军等. 南京典型水体春季温室气体排放特征研究. 中国环境科学, 2013, **33**(8): 1360-1371.]

[43] Huttunen JT, Alm J, Liikanen A *et al*. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 2003, **52**(3): 609-621. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00243-1.

[44] Richey JE, Melack JM, Aufdenkampe AK *et al*. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric

CO_2. *Nature*, 2002, **416**(6881): 617-620. DOI: 10.1038/416617a.

[45] Abril G, Martinez JM, Artigas LF *et al*. Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. *Nature*, 2014, **505**(7483): 395-398. DOI: 10.1038/nature12797.

[46] Matthews CJD, St Louis VL, Hesslein RH. Comparison of three techniques used to measure diffusive gas exchange from sheltered aquatic surfaces. *Environmental Science & Technology*, 2003, **37**(4): 772-780. DOI: 10.1021/es0205838.

[47] Vachon D, Prairie YT, Cole JJ. The relationship between near-surface turbulence and gas transfer velocity in freshwater systems and its implications for floating chamber measurements of gas exchange. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(4): 1723-1732. DOI: 10.4319/lo.2010.55.4.1723.

[48] Gong XJ, Wang XF, Yuan XZ *et al*. Effects of field towns development on the dissolved and diffusion fluxes of greenhouse gases in Heishuitan River basin,Chongqing. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(22): 8425-8441. DOI: 10.5846/stxb201810112205. [龚小杰, 王晓锋, 袁兴中等. 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.]

[49] Ramamurthy P, Pardyjak ER. Toward understanding the behavior of carbon dioxide and surface energy fluxes in the urbanized semi-arid Salt Lake Valley, Utah, USA. *Atmospheric Environment*, 2011, **45**(1): 73-84. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.09.049.

[50] Morales-Pineda M, Cózar A, Laiz I *et al*. Daily, biweekly, and seasonal temporal scales of pCO_2 variability in two stratified Mediterranean reservoirs. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2014, **119**(4): 509-520. DOI: 10.1002/2013JG002317.

[51] Finlay K, Leavitt PR, Patoine A *et al*. Magnitudes and controls of organic and inorganic carbon flux through a chain of hard-water lakes on the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 2010, **55**(4): 1551-1564. DOI: 10.4319/lo.2010.55.4.1551.

[52] Loken LC, Crawford JT, Schramm PJ *et al*. Large spatial and temporal variability of carbon dioxide and methane in a eutrophic lake. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2019, **124**(7): 2248-2266. DOI: 10.1029/2019jg005186.

[53] Li DP, Jiang JBL, Xiang Y *et al*. Greenhouse gas emissions of typical waterbody in summer in Urumqi city. *Environmental Protection Science*, 2020, **46**(6): 122-128. [李典鹏, 蒋靖佰伦, 向殷等. 乌鲁木齐市典型水体夏季温室气体排放初探. 环境保护科学, 2020, **46**(6): 122-128.]

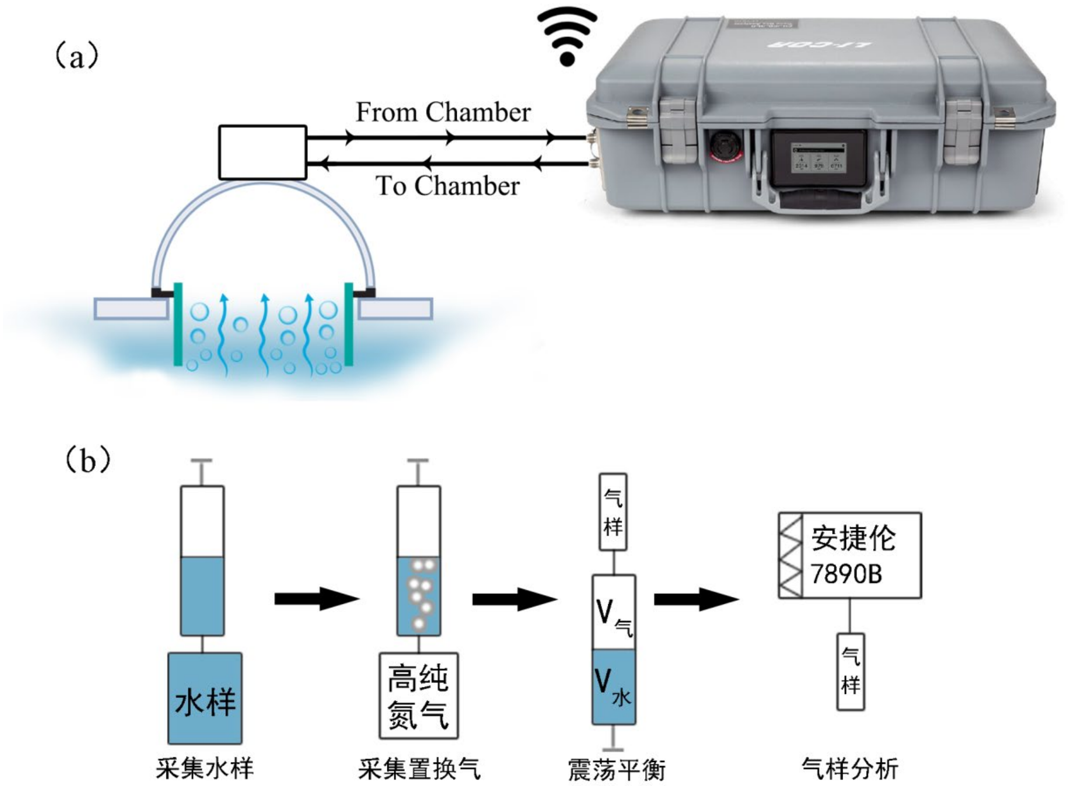
[54] Xing YP, Xie P, Yang H *et al*. Methane and carbon dioxide fluxes from a shallow hypereutrophic subtropical Lake in China. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(30): 5532-5540. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.06.010.

[55] Campeau A, Lapierre JF, Vachon D *et al*. Regional contribution of CO_2 and CH_4fluxes from the fluvial network in a lowland boreal landscape of Québec. *Global Biogeochemical Cycles*, 2014, **28**(1): 57-69. DOI: 10.1002/2013gb004685.

[56] Teodoru CR, Nyoni FC, Borges AV *et al*. Dynamics of greenhouse gases (CO_2, CH_4, N_2O) along the Zambezi River and major tributaries, and their importance in the riverine carbon budget. *Biogeosciences*, 2015, **12**(8): 2431-2453. DOI: 10.5194/bg-12-2431-2015.

[57] Zhu RB, Liu YS, Xu H *et al*. Carbon dioxide and methane fluxes in the littoral zones of two lakes, east Antarctica. *Atmospheric Environment*, 2010, **44**(3): 304-311. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2009.10.038.

[58] Crawford JT, Striegl RG, Wickland KP *et al*. Emissions of carbon dioxide and methane from a headwater stream network of interior Alaska. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2013, **118**(2): 482-494. DOI: 10.1002/jgrg.20034.



附图 I　水-气界面 CO_2 通量测定方法示意：

(a)光化学反馈-腔增强吸收光谱法(OF-CEAS)；(b)扩散模型法测定表层水中 CO_2 浓度操作示意图

Attached Fig.I Determination of CO_2 flux at the water-air interface: (a) OF-CEAS method device schematic diagram; (b) Operation diagram for determination of CO_2 concentration in surface water