

持续性高藻输入河道温室气体时空排放特征及其影响因素^{*}

张 璐^{1,2}, 茹 凡^{2,3}, 沈 悅^{2,3}, 柯 凡², 杜 先², 陈新芳^{1**}, 冯慕华^{2**}

(1:河海大学水文水资源学院,南京 210098)

(2:中国科学院南京地理与湖泊研究所,湖泊与环境国家重点实验室,南京 210008)

(3:中国科学院大学,北京 100049)

摘要:淡水水生生态系统是大气中温室气体重要的“源”,对于城市的动脉——城市河流(尤其是持续性高藻输入河道)温室气体的研究比较匮乏。太湖梅梁湖的高藻水排入地梁溪河是典型的高藻输入河道,月均藻密度为 3.6×10^7 cells/L,夏季日均藻密度为 1.2×10^8 cells/L。本文以梁溪河为研究对象,采用静态箱法测定了梁溪河河道CH₄、CO₂通量,分析其特征及影响因素。结果表明:1)空间尺度上,各断面CH₄气体通量平均值为 $4.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,CO₂气体通量平均值为 $98.87 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 。CH₄在各断面均呈释放态,CO₂除在梅梁湖泵站处呈吸收态外,在其余各点位同样呈释放态;2)对鸿桥点位进行温室气体通量的日尺度观测发现,CH₄通量日变化峰值出现在傍晚,CO₂通量日变化峰值出现在正午前后,昼夜变化不明显;3)影响梁溪河CH₄通量变化的主要因素为河道流速、水体溶解氧浓度和固体悬浮物浓度,影响梁溪河CO₂通量变化的主要因素为河道流速、水体溶解氧浓度、氧化还原电位和pH值,另外河道的水动力条件和蓝藻堆积密度成为影响温室气体排放的关键因子。梁溪河作为典型的高藻输入河道,其温室气体排放量显著高于世界河流平均气体排放量(CO₂释放平均值为 $7.65 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,CH₄释放平均值为 $0.1 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$)。因此,持续性高藻输入河道温室气体排放机制的研究对准确评估全球河流碳排放具有重要理论支撑作用。

关键词:高藻河道;温室气体;水动力;时空排放特征;太湖;梅梁湖

Spatiotemporal emission characteristics and influencing factors of greenhouse-gas emissions in persistent algae-input channels^{*}

Zhang Lu^{1,2}, Xun Fan^{2,3}, Shen Yue^{2,3}, Ke Fan², Du Xian², Chen Xinfang^{1**} & Feng Muhua^{2**}

(1: College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210098, P.R.China)

(2: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(3: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

Abstract: Freshwater aquatic ecosystem is an important source of greenhouse gases emission in the atmosphere. There is little research on greenhouse gases in urban artery-urban rivers (especially the channels with persistent high algae input). The discharge of high algae from Meiliang Bay of Lake Taihu into Liangxi River is a typical channel of high algae input, with a monthly averaged algae density of 3.6×10^7 cells/L and a daily averaged algae density of 1.2×10^8 cells/L in summer. In this paper, the fluxes of methane and carbon dioxide in Liangxi River were measured by static chamber method, and their characteristics and influencing factors were analyzed. The results show that on the spatial scale, the average methane flux is $4.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, and the average carbon dioxide flux is $98.87 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. Methane was released at all sections, and carbon dioxide was released at all points except the absorption state at Meiliang Bay pumping station. The diurnal observation of greenhouse gas flux at Hongqiao site shows that the peak value of methane flux appears in the evening, and the peak value of carbon dioxide flux appears around noon, and the diurnal

* 2021-05-26 收稿;2021-09-07 收修改稿。

国家自然科学基金项目(41877482, 41471075)、国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07603-005, 2017ZX07203-003)和江苏省高校水处理技术与材料协同创新中心项目联合资助。

** 通信作者;E-mail:20060049@hhu.edu.cn, mhfang@niglas.ac.cn.

variation is not obvious. The main factors influencing the beam river methane flux variation were river flow velocity, dissolved oxygen and suspended solids contents, Redox potential and pH value, hydrodynamic conditions and cyanobacteria packing density become the key factors affecting greenhouse gas emissions. The Liangxi River, as a typical algal input channel, exhibited much higher greenhouse gas emissions above the world average (carbon dioxide emission is $7.65 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$, methane emission is $0.1 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$). Therefore, the study of greenhouse gas emission mechanism from persistent high algae input channels is of important theoretical support for accurate assessment of global river carbon emissions.

Keywords: Algae-laden channels; greenhouse gases; hydrodynamics; temporal and spatial emission characteristics; Lake Taihu; Meiliang Bay

大气中温室气体含量持续升高,造成全球变暖,导致了一系列的生态问题^[1]。淡水生态系统作为内陆水生态系统的一部分,与陆地生态系统交换频繁,受人为因素影响大,是温室气体的重要排放源^[2-3]。研究表明,全球热带、温带淡水生态系统 CO₂ 过饱和,是大气中 CO₂ 的净来源^[4]。同时,全球淡水生态系统 CH₄ 排放量能够抵消陆地生态系统碳吸收量的 25%^[5]。河流生态系统作为连接陆地和海洋的纽带,既参与全球碳循环,又是生物地化循环的重要循环^[6-8],据报道,全球河流每年向大气中排放 1.8 Pg CO₂^[6] 和 1.5~2.6 Tg CH₄^[5,9]。总体来说,河流生态系统的碳排放受因素影响过程较为复杂,河流碳排放研究存在较大的不确定性。

近年来,对淡水系统温室气体排放研究集中在湖泊湿地,对河流碳排放的研究主要集中在热带地区,对其他地区研究偏少,尤其是城市地区缺乏人类活动对河流温室气体排放的影响研究。对重庆河网的研究发现城市地区 CO₂ 的排放速率是农村地区或森林地区的 3~6 倍^[10],对上海河网的研究发现,城市区 CH₄ 的排放显著高于农业地区或森林地区^[11]。城市河流温室气体排放量主要受上游水源地及支流营养状态影响^[11],城市河流出现富营养化时,CH₄ 及 CO₂ 呈饱和状态^[12]。平原地区城市富营养化的河网是 CH₄ 和 CO₂ 重要的潜在排放源^[13]。富营养河道沙颍河部分河段夏季蓝藻密度超过 98%^[14],CO₂、CH₄ 溶存浓度分别为 398.8~1052.2, 0.2635~4.02 μmol/L, 均处于世界较高水平(不同地区 CO₂、CH₄ 浓度范围分别为 25~2399, 0.01~4.02 μmol/L)^[15]。富营养化导致的蓝藻暴发与温室气体排放关系密切,一方面蓝藻生长过程中产生大量活性有机碳,增加 CH₄ 及 CO₂ 的产生,同时蓝藻的大量产生降低了水体中的溶解氧浓度,促进了 CH₄ 的产生^[16-17]。与湖泊及水库等相比,水动力条件对河道温室气体的排放量影响更为明显^[18],水—气界面动力可通过影响光通透性^[19]、气体交换量^[20]、有机物分解速率及气泡速率^[21]影响温室气体的排放量,影响机制较为复杂。

近年来,随着城市化进程快速推进,地处无锡市区的梁溪河及其支流支浜岸带生态退化、沿岸的环境压力居高不下,支流支浜黑臭,京杭运河客水污染。泵站工程通过将梅梁湖湖水引入无锡城区河网,提高河湖的自净能力,增加水体环境容量^[22]。太湖蓝藻暴发季节,在季节性主导风向作用下,太湖湖区的水华蓝藻汇聚到梅梁湖,梅梁湖的高藻水调入梁溪河,对梁溪河水系形成巨大的胁迫压力,是典型的持续性高藻输入河道。本文以高藻输入河道梁溪河为研究对象,采用静态箱法测定梁溪河河道断面的 CH₄、CO₂ 通量,分析持续性高藻输入河道温室气体通量变化时空特征及其影响因素,为准确评估淡水系统温室气体排放量提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究观测区域位于江苏省无锡市滨湖区的梁溪河不同断面上中心处($31^{\circ}21'00''\text{N}, 120^{\circ}10'57''\text{E}$),其中观测点位设在入河口(梁溪河与梅梁湖交汇处)、梅梁湖泵站、梁湖大桥、景宜桥、鸿桥、隐秀桥、青祁桥、蠡桥(图 1)。梁溪河是无锡市的母亲河,东起京杭运河,西至太湖梅梁湖,贯穿无锡城区,干流全长 6710 m,属北亚热带湿润的季风气候区,年平均气温 15.6℃(无锡站)。近年来太湖藻华暴发频繁,其中梅梁湖为水华主要发生区域,水华频率高达 61%,其中大面积暴发蓝藻水华的频率为 44.3%^[23]。梅梁湖泵站枢纽工程从梅梁湖调水,以期改善梁溪河水质,提高自净能力^[22]。然而,由于夏、秋季节梅梁湖蓝藻水华暴发,进入梁溪河的

藻颗粒通量最高可达 496 t/d , 平均值为 105 t/d ^[24]. 蓝藻流向京杭大运河过程中积聚分解, 河流水体中藻源性碳源负荷不断累积^[24], 增加了河道温室气体的排放量. 本研究选择藻华暴发严重的夏季进行采样. 采样前, 梁溪河河道完成底清淤和硬化工程, 沉积物少且河底状况一致.



图 1 采样点位置(自左向右分别为入河口、梅梁湖泵站、梁湖大桥、景宜桥、鸿桥、隐秀桥、青祁桥、蠡桥)

Fig.1 Location of the sampling sites (from left to right are the entrance estuaries, Meilianghu Pumping Station, Lianghu Bridge, Jingyi Bridge, Hongqiao Bridge, Yinxu Bridge, Qingqi Bridge and Liqiao Bridge)

1.2 温室气体采集与测定

2018年7月10—11日选择梁溪河不同断面上中心处(入河口、梅梁湖泵站、梁湖大桥、景宜桥、鸿桥、隐秀桥、青祁桥、蠡桥)及蓝藻不同堆积密度点位进行温室气体排放通量的测定, 采样均限制在早上9:00—11:00之间进行, 且保证采样时阳光充足, 每次测量选取3个相近点位作为平行. 水—气界面CH₄、CO₂通量观测基于静态箱原理, 使用静态箱连接便携式温室气体分析仪(915-0011-CUSTOM, Los Gatos Research, SF, USA)对箱体内积累的CH₄、CO₂浓度进行实时监测. 测量前使用便携式风速仪测量风速, 确保其在3 m/s以下, 静态箱法可用^[25]. 选取鸿桥断面进行温室气体通量日尺度的观测, 观测时间为2018年7月11—13日早9:00—次日早9:00, 每次观测间隔0.5 h.

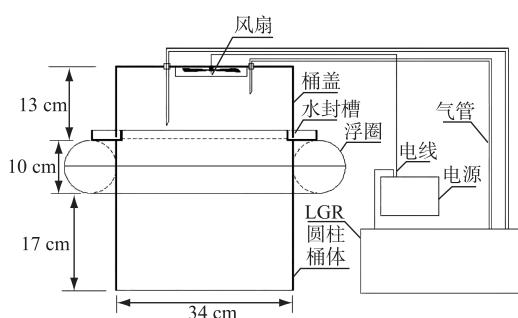


图 2 静态箱示意图

Fig.2 Schematic diagram of the floating chamber

静态箱箱体改进示意图如图2所示^[26]. 改进静态箱箱体由有机玻璃圆柱桶体(体积 0.02 m^3 , 直径34 cm, 高40 cm)、桶盖(直径34 cm, 高13 cm)和浮圈(截面直径10 cm)组成; 桶盖顶部装有风扇, 使箱体中气体混合均匀; 进气管和出气管粘贴固定在桶盖顶部, 分别连通LGR进气口和出气口, 即在持续抽出箱体内的气体进行分析的同时将分析后的气体通过管道排回箱体内, 以保证箱体内部环境不因LGR的分析过程而改变, 从而实现CH₄、CO₂浓度实时测定. 为防止箱内长时间气体积累导致水—气界面气体交换受阻以及箱内温、湿度与箱外条件差异过大, 影响监测结果, 每个点位测量时间为15 min, 前5 min

用于箱内气体平衡, 平衡后开始测量. 每次测量前, 先将套有浮圈的桶体放置于水面, 然后将连接有分析仪的桶盖扣于桶体上部水封槽中, 注入少量水于桶体上部水封槽中, 用于水封桶体与桶盖连接处; 测量完成后, 将桶盖掀起放置好, 再将桶体拿出水面, 迅速移至下个采样点位.

1.3 水样采集与测定

采气同时,现场测定水体物理指标。采集表层水样,储于1 L水样瓶中,并保存于带有冰盒的保温箱中,运回实验室进行水质理化指标分析。

实验期间采用便携式多参数水质分析仪(AP2000,Aquaread公司,英国)测定水温(WT)、溶解氧(DO)、pH、氧化还原电位(ORP)、电导率(EC)。剖面流速(V)采用船只牵引声学多普勒水流剖面仪(RiverSurveyor M9,YSI公司,美国)测定。在雷诺数(Re)的计算中,取上游来水流速为特征流速,用水深代替水力半径^[23],根据实时水温计算水体运动粘性系数。

水样经0.45 μm醋酸纤维膜过滤后所得滤膜用丙酮提取法测定叶绿素a(Chl.a)浓度;水样经过预先103℃烘2 h的0.45 μm醋酸纤维膜过滤,所得滤膜烘干,采用重量法测定悬浮固体(SS)浓度。总氮(TN)、总磷(TP)用水样原液用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法、过硫酸钾消解—钼酸盐分光光度法测定。水样经过预先450℃灼烧4 h的GF/F膜(0.7 μm)过滤,滤液用总有机碳定仪(TOC5000A,岛津)测定总有机碳(TOC)浓度。上述分析方法均参照《水和废水监测分析方法(第四版)》^[27]

1.4 通量计算

采用静态箱法—便携式温室气体分析仪法,测定一段时间间隔中箱内水—气界面CH₄、CO₂气体浓度的变化,计算得到CH₄、CO₂气体通量(正值表示排放,负值表示吸收),计算公式^[28]为:

$$F = \frac{(C_2 - C_1) \cdot h}{\Delta t \cdot V_m} \quad (1)$$

式中,F为CH₄、CO₂通量,μmol/(m²·s);C₁、C₂为t₁、t₂时刻的气体浓度,μmol/mol;Δt为t₂-t₁的时间间隔,s;h为箱体高度,m,本研究箱体高度为0.4 m;V_m为气体摩尔体积,本实验取V_m=22.4 L/mol。

1.5 数据统计与分析

用Excel 2019进行数据统计。使用Origin 2017进行图形绘制、线性拟合和主成分分析(PCA)。使用SPSS 23进行多元线性回归。使用R-studio 0.99.903(R 3.5.1)进行相关性分析的数据处理和图形绘制。

2 结果与分析

2.1 水体指标空间变化特征

2.1.1 不同断面水体理化指标 图3为采样期间梁溪河河道各点位水体理化指标变化。其中入河口为梁溪河与梅梁湖的交汇处,为梁溪河的上游,青祁桥为梁溪河的下游。观测期间,梅梁湖入河口处TN((7.28±0.65) mg/L)和TP((0.36±0.03) mg/L)浓度分别超过我国《地表水环境质量标准》V类水和IV类水浓度要求(GB 3838—2002)。梁溪河河道多数点位TN((0.88±0.09) mg/L)、TP((0.17±0.02) mg/L)水平符合梁溪河水质保护目标(《地表水环境质量标准》III类水浓度),其中鸿桥TN浓度(5.42 mg/L)显著高于其他各点,超过我国《地表水环境质量标准》V类水浓度要求。中游Chl.a浓度(93.98~105.06 μg/L)显著大于入河口((44.29±3.34) μg/L)和下游蠡桥((65.83±5.14) μg/L)。SS区域差异性显著(P<0.01),中游SS值达400~600 mg/L,而上下游仅为20~50 mg/L。河道TOC浓度(4.94~5.24 mg/L)高于梅梁湖湖水(4.91 mg/L)。全河道水体呈弱碱性,pH值在7.9~8.1之间。河段上下游EC值稳定在600 μS/cm左右。ORP反映了水体的氧化还原性,河道下游氧化性强于上游,且氧化性逐渐增加。全河道WT无明显区域差异。水体理化指标沿程变化的主要原因是藻颗粒在各点位聚集浓度及停留时间不同,且支浜来水水质存在差异。

2.1.2 不同断面水文水动力条件变化 观测期间各点位流速(V)变化如图4所示,流速随河宽、水动力条件变化在0.5~2.0 m/s之间波动,其中入河口和梅梁湖泵站流速小于0.5 m/s,显著低于其他点位(P<0.05),景宜桥流速接近2 m/s,显著高于其他点位(P<0.01)。

选取雷诺数(Re)表征河道流动情况,计算得到Re如表1所示。同一采样点选取3个断面进行测定,断面湿周的变化造成了流场差异,湿周变化大的采样点易形成涡旋^[29]。本研究选取的5个采样点,Re均远大于明渠临界Re(500),流态为紊流,且扰动程度较大。各采样点之间Re差异较大,其中景宜桥特征流速较快、青祁桥水力半径较小,这两个点位Re显著大于其他点位(P<0.01),其他3个采样点平均Re小于100000。

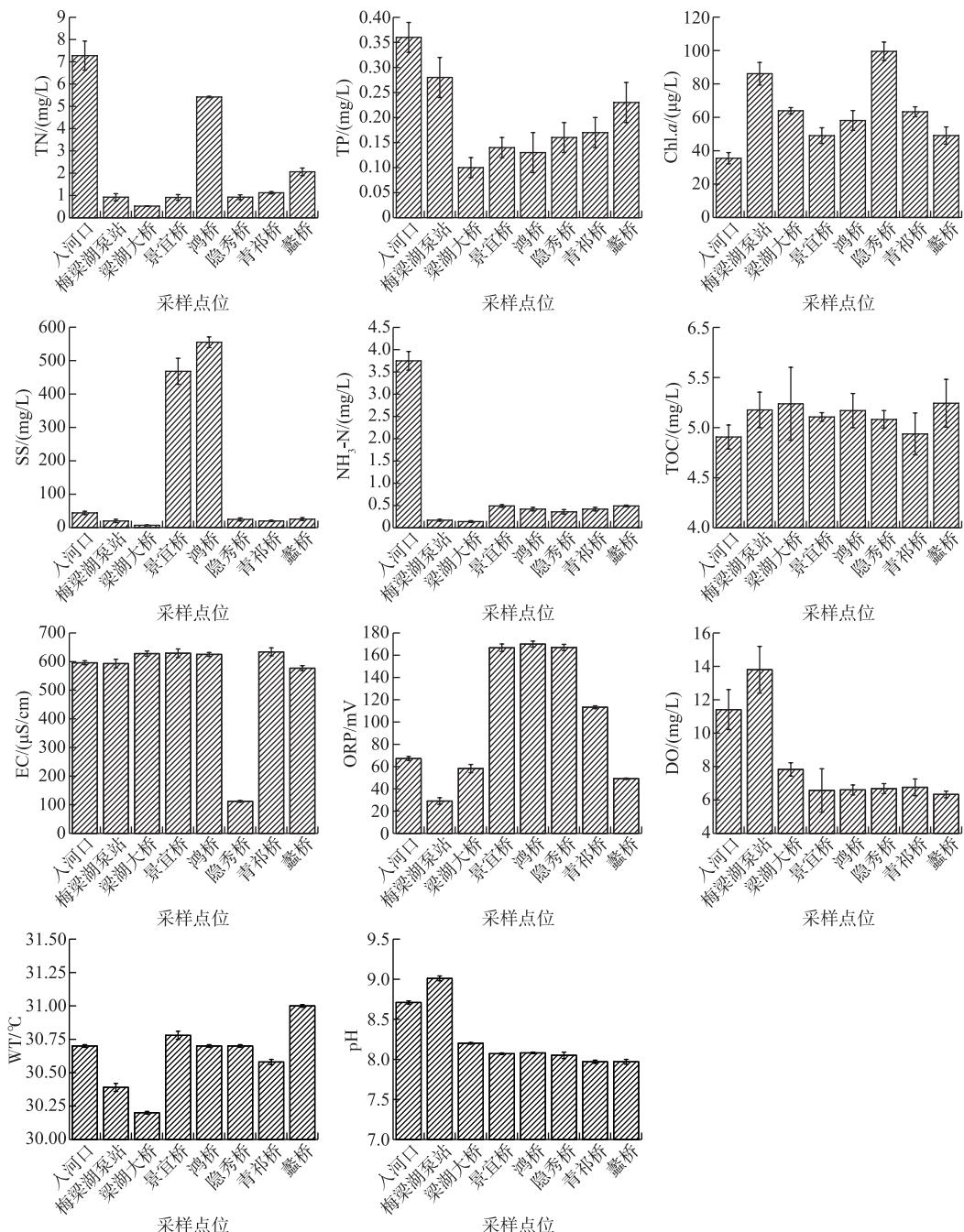


图 3 采样点水化指标变化

Fig.3 Changes of hydration indices at sampling sites

2.2 CH₄ 和 CO₂ 通量时空变化特征

2.2.1 不同断面温室气体通量变化特征 梁溪河河道甲烷通量的变化情况如图 5a 所示。观测期间, 河道 CH₄ 呈释放状态, 平均释放通量为 4.84 μmol/(m²·s)。甲烷通量最小点位于梅梁湖泵站处, CH₄ 通量为 0.12

$\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,最大点位于景宜桥处, CH_4 通量为 $9.24 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 河道中游 CH_4 释放通量随河道流向增大.

表 1 梁溪河各河道雷诺数计算($n=3$)
Tab.1 Reynolds number calculation of Liangxi River channels($n=3$)

点位	水温/°C	运动粘滞系数/(cm ² /s)	水力半径/m	特征流速/(m/s)	雷诺数
景宜桥	30.78	0.00790	1.41±0.05	0.130±0.049	239146.23±92029.02
鸿桥	30.70	0.00791	0.98±0.21	0.030±0.010	30852.77±19961.09
隐秀桥	31.00	0.00791	1.00±0.01	0.030±0.007	41139.83±8534.65
青祁桥	30.70	0.00793	0.42±0.03	0.280±0.073	147870.20±30285.92
蠡桥	30.58	0.00786	1.18±0.15	0.070±0.024	98031.49±38169.85

梁溪河河道 CO_2 通量的变化情况如图 5b 所示. CO_2 除在梅梁湖泵站处呈吸收状态外,在其余采样点均呈释放状态,除梅梁湖泵站外,平均释放通量为 $101.82 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. CO_2 释放通量最大值为 $232.35 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,出现在景宜桥处;最小值为 $24.88 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,位于入河口处. 河道中上游 CO_2 通量急剧增长,下游波动较小,稳定在 $100 \sim 150 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$.

2.2.2 鸿桥断面温室气体日尺度时间变化特征 观测时间内,无锡市 5:00 日出,19:00 日落,每 0.5 h 测定一次气体通量. 鸿桥断面 CO_2 通量 24 h 变化情况如图 6a 所示. 鸿桥断面 CO_2 在监测时间内均呈释放状态. 24 h 内 CO_2 平均释放通量为 $50.47 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,白天(5:00—19:00)平均释放通量为 $48.43 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$;夜晚(19:00—次日 5:00)平均释放通量为 $52.47 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 三日 CO_2 释放峰值时间分别为 10:30、15:30、11:00,释放峰值通量分别为 70.73、118.57、82.89 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 总体来讲,鸿桥断面 CO_2 释放峰值均处于正午前后,夜晚释放通量高于白天.

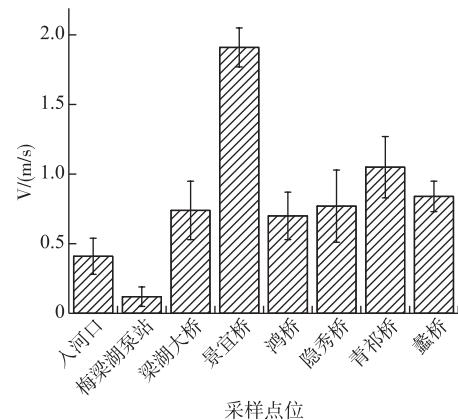


图 4 采样点流速变化

Fig.4 Change of velocity at sampling sites

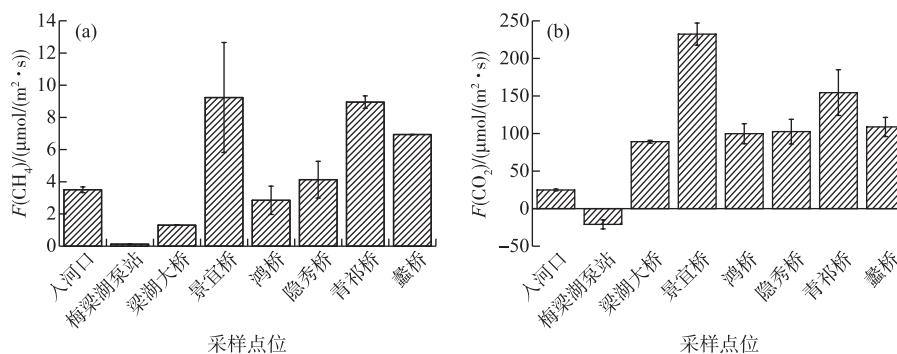
图 5 不同断面 CH_4 (a)和 CO_2 (b)通量变化

Fig.5 Variation of methane flux (a) and carbon dioxide flux (b) in different sections

鸿桥断面 CH_4 通量 24 h 变化情况如图 6b 所示. 鸿桥断面 CH_4 在监测时间内均呈释放状态. 24 h 内各时刻 CH_4 平均释放通量为 $2.62 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,白天各时刻(5:00—19:00)平均释放通量为 $2.50 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$;夜晚各时刻(19:00—次日 5:00)平均释放通量为 $2.74 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 三日 CH_4 释放峰值时间分别为 20:30、18:30、18:30,释放峰值通量分别为 10.64 、 15.79 、 $9.83 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$. 总体来讲,鸿桥断面 CH_4 释放峰值均处

于傍晚,昼夜趋势与 CO_2 一致,夜晚释放通量高于白天.

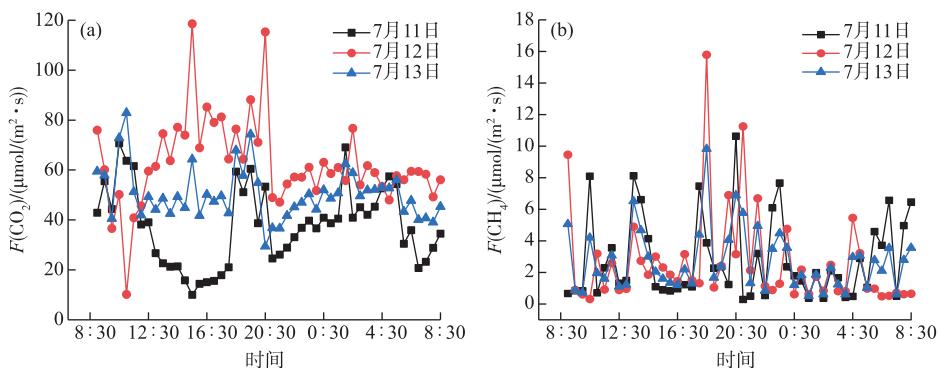


图 6 鸿桥断面 CO_2 和 CH_4 通量 24 h 变化情况

Fig.6 Twenty-four-hour variation of CO_2 and CH_4 fluxes at Hongqiao section

2.3 不同蓝藻堆积密度下的温室气体通量特征

以 Chl.*a* 浓度代表水体蓝藻密度^[30] ($r=0.92, P<0.05$). 从图 7 可以看出, Chl.*a* 浓度与 CH_4 通量具有显著的正相关性 ($r=0.96, P<0.01$). Chl.*a* 浓度小于 350 $\mu\text{g/L}$ 时, CH_4 呈释放状态且释放量较小 ($0.27 \sim 9.36 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), 大于 350 $\mu\text{g/L}$ 时, CH_4 释放量显著增加 ($140.38 \sim 394.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$) ($P<0.01$). Chl.*a* 浓度小于 350 $\mu\text{g/L}$ 时, CO_2 呈吸收状态 ($-72.19 \sim -20.64 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), Chl.*a* 浓度与 CO_2 通量具有显著的负相关性 ($r=-0.71, P<0.05$); Chl.*a* 浓度大于 350 $\mu\text{g/L}$ 时, CO_2 转为释放态, Chl.*a* 浓度与 CO_2 通量具有显著的正相关性 ($r=0.98, P<0.01$).

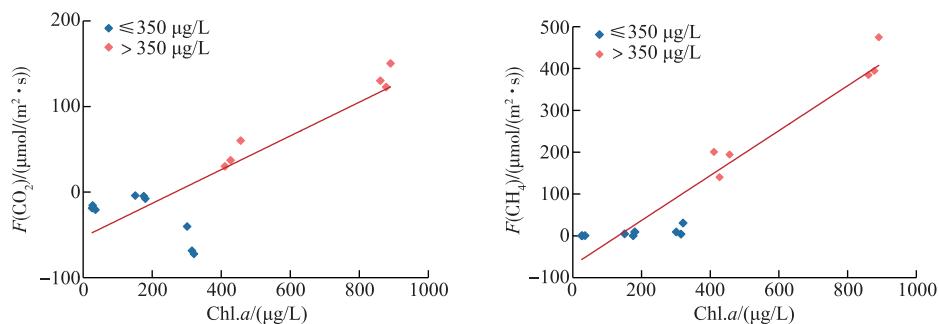


图 7 不同 Chl.*a* 浓度温室气体释放通量

Fig.7 Greenhouse gas emission fluxes at different Chl.*a* concentrations

2.4 不同断面温室气体通量影响因素分析

对采样时测定断面水样的物理(水文)指标、水化指标与 CH_4 通量、 CO_2 通量的相关关系进行线性拟合, 相关关系如图 8 所示.

CO_2 通量和 CH_4 通量呈正相关性, 且相关性强烈 ($r=0.704, P<0.05$). CO_2 通量与 V、Re、ORP 具有较强的正相关性 ($P<0.05$), 与 DO、pH 呈较强的负相关性 ($P<0.05$), 与其余因素相关性不明显. CH_4 通量与 V、Re 具有较强的正相关性 ($P<0.05$), 与 DO 浓度、pH 呈较强的负相关关系 ($P<0.05$), 而与其余因子的相关性较弱或几乎没有相关性.

为进一步探究梁溪河河道温室气体通量的影响因素, 选取上述相关性较强的因子进行主成分分析(PCA)(图 9). 第 1 主轴代表的是 V、DO、pH 等河道水文物理指标, 其对方差变化的解释量为 44.5%; 第 2 主轴代表的是河道的营养水平, 其对方差变化的解释量为 22.7%. 入河口处的营养盐与其他点位存在较大差

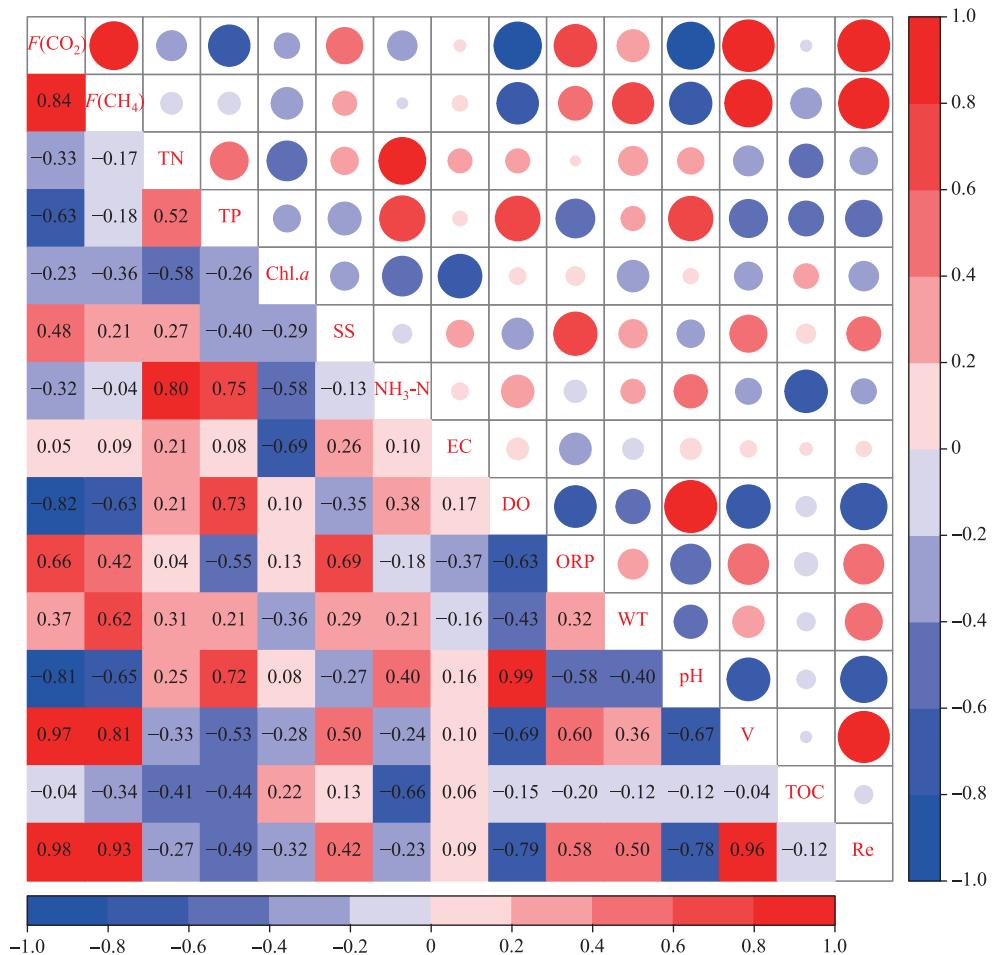


图 8 气体通量与各因子的线性拟合结果
Fig.8 The results of linear fitting of gas flux and each factor

异,梁湖大桥处 Chl.a 浓度与其他点位存在较大差异。其中, CO_2 通量与 V、Re、ORP 呈显著的正相关性,与 DO、pH 呈负相关关系; CH_4 通量与 V、SS、WT、Re 呈正相关关系,与 DO、pH 呈负相关关系。对温室气体通量与相关指标进行多元线性回归,得到如下关系式: CH_4 通量 = $0.82\text{Re} + 0.77\text{V} - 0.76\text{DO} - 0.74\text{pH} + 0.58\text{SS} + 0.66\text{ORP} + C_1$ ($r=0.78, P<0.05$), CO_2 通量 = $11.99\text{Re} + 11.28\text{V} - 10.76\text{DO} - 10.21\text{pH} + 9.61\text{ORP} + C_2$ ($r=0.96, P<0.05$) (C_1, C_2 为常数)。

2.5 鸿桥日尺度温室气体通量影响因素分析

对采样时测定的水样理化指标与 CH_4 通量、 CO_2 通量进行 Pearson 相关性检验,结果如表 2 所示。 CH_4 通量与 SS ($r=0.94, P<0.01$) 呈显著正相关, CO_2 通量与 pH ($r=-0.68, P<0.01$) 和 DO ($r=-0.64, P<0.01$) 呈

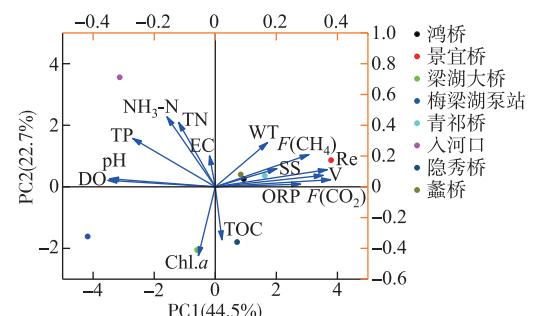


图 9 梁溪河河道 CO_2 、 CH_4 与环境因子的 PCA 分析
Fig.9 PCA analysis of carbon dioxide flux, methane flux and environmental factors in Liangxi River

显著负相关.

表 2 鸿桥日尺度温室气体通量与水体理化指标的相关性分析
Tab.2 Correlation analysis between daily greenhouse gas flux and physicochemical indexes of water in Hongqiao Bridge

	WT	ORP	pH	DO	EC	TN	TP	SS	Chl. a
CH ₄	-0.38	-0.03	-0.24	-0.18	-0.19	0.66	-0.65	0.94 **	0.28
CO ₂	0.38	-0.17	-0.68 **	-0.64 **	0.03	0.81	-0.62	0.57	-0.58

** 表示在 0.01 上显著相关.

3 讨论

3.1 梁溪河 CO₂、CH₄ 通量时空特征

通过对梁溪河温室气体排放通量进行观测发现, 河道空间上 CH₄ 和 CO₂ 通量呈正相关 ($r=0.84, P<0.01$), 景宜桥和青祁桥的温室气体排放量明显大于其他点位, 其中, 景宜桥水深较深, 水体扰动使得下层沉积物及藻屑上浮, SS 浓度显著高于其他点位 ($P<0.01$), 导致排放量较大; 青祁桥水体扰动强烈主要是由于其水浅且流速快, 可能造成气体交换系数的改变, 从而促进了气体的排放. 鸿桥点 SS 浓度显著高于其他点位 ($P<0.01$), 且 TN 浓度较高, 但水体扰动小, 气体通量小, SS 可能以无机悬浮物为主, 有机悬浮物占比较小, 分解产生的气体较少. 河道各断面的 CH₄ 均呈现释放状态, 证明梁溪河河道为 CH₄ 的“源”. 贾磊等在梁溪河上游梅梁湖藻型湖区的研究表明, 夏季在该区域 CH₄ 表现为大气的“源”^[31], 本研究结果与其一致, 但本研究观测到的 CH₄ 释放通量远大于该研究. 梁溪河与梅梁湖有机质来源存在差异, 梁溪河的污染物仅有 37% 来源于上游梅梁湖, 而 49% 来源于支浜, 支浜来水中的有机质为 CH₄ 的产生提供了大量底物. 河流的流动性远大于湖泊, 促进了沉积物颗粒及沉降藻屑的再悬浮, 同样促进了 CH₄ 的产生和释放. 另外, 湖泊的气体交换系数往往通过风速利用水—气界面气体扩散模型进行估算, 但河流水体的气体交换系数的影响因素较为复杂, 其坡度和流速的影响更为显著, 坡度和流速的增加都会促进气体的释放^[32], 也是造成这一结果的原因之一.

CO₂ 气体总体上呈释放状态, 仅在梅梁湖泵站呈吸收状态, 证明梁溪河河道为 CO₂ 气体的“源”. 贾磊等观测到梅梁湖在夏季表现为大气 CO₂ 的“汇”^[31], 李香华在梅梁湖区域同样观测到 CO₂ 在夏季处于吸收状态^[33], 这与本研究的观测相反. 造成这种差异可能同样是由于梅梁湖与梁溪河水体污染物来源具有差异, 梅梁湖水体的污染物来源主要为藻类聚集, 蓝藻主要漂浮在湖泊表面, 表层新鲜蓝藻密度是衰亡藻密度的 5 倍^[34], 新鲜藻类生长吸收 CO₂; 而梁溪河在调水过程中藻类衰亡沉降, 蓝藻堆积死亡现象严重, 分解释放 CO₂. 另外, 支浜来水中的有机质分解释放了大量的 CO₂, 超过了新鲜藻类吸收的 CO₂, 导致梅梁湖和梁溪河 CO₂ 通量的差异. 本研究发现在梅梁湖入河口处 CO₂ 为释放状态, 可能是由于贾磊等^[31] 和李香华等^[33] 在湖面开阔处采样, 而河口的藻类堆积相对严重, 促进了 CO₂ 的释放.

从梁溪河 CO₂ 通量日变化中得到, 梁溪河 CO₂ 通量日变化的峰值主要出现在正午 (12:00) 前后, 与大部分研究的 CO₂ 通量日变化峰值不同^[31], 这可能是由于风速、流速等物理因素影响了水体的溶解度变化造成的巧合. 夜晚的 CO₂ 释放通量高于白天, 说明夜晚较低的光照强度使得藻类的光合作用降低, 同时呼吸作用增强, 使得 CO₂ 的释放通量增加. 另外, 夜晚的温度显著低于白天, 水体分层温度的不稳定导致水体翻转作用将底层的碳酸盐带到表层^[31], 增加了 CO₂ 的释放. 观测日内白天的 CO₂ 释放通量波动较大, 夜晚的 CO₂ 释放通量波动较为平缓, 白天的 CO₂ 释放通量可能受流速影响较大, 而夜间不调水河道流速稳定.

从梁溪河 CH₄ 通量日变化中得到, 梁溪河 CH₄ 通量日变化的峰值主要出现在傍晚, 此时光照强度的降低导致水中的溶氧浓度降低, 促进了 CH₄ 的产生和释放. 观测日内夜晚释放通量高于白天, 与其他研究结果一致^[31].

与贾磊等^[31] 在上游梅梁湖的研究进行对比, 发现本研究 CO₂、CH₄ 的昼夜变化相对较小, 可能是因为河

流本身具有流动性,流速对 CO_2 、 CH_4 释放的影响削弱了昼夜环境因素对 CO_2 、 CH_4 释放的影响.

3.2 梁溪河 CO_2 、 CH_4 通量影响因素分析

在梁溪河河段,V、DO、WT 和 SS 是影响 CH_4 通量的主要影响因素,V、DO、ORP、pH 是影响 CO_2 通量的主要影响因素. 在所有因素中,V 同时影响 CH_4 和 CO_2 通量变化,说明在梁溪河河道中, CH_4 、 CO_2 气体产生后随水的流动向下游排放,因此流速越大,气体释放通量越大,这与以往的研究结果是一致的^[18, 20]. 流速对气体通量的影响机制较为复杂,主要分为两个方面,流速的增加会减少水力停留时间,继而抑制水体与沉积物的物质交换^[35],同时,水体流动利于溶氧的增加;但另一方面,流速的增加使水体扰动增加,促进了沉积物颗粒及藻屑等有机质的悬浮^[36],促使气体产生并从缺氧水体进入上层水体并排出. 此外, CH_4 通量与 DO、WT、SS 存在相关关系. 在本研究中,河道不同断面 WT 变化较小(30.58~31.00°C),其相关性不具有代表性. 产甲烷过程是厌氧条件下产甲烷菌作用于底物的结果^[37]. DO 影响沉积物中产甲烷菌和甲烷氧化菌的活性,当溶解氧浓度低于 1.60% 时,将引起甲烷氧化活性的下降;当溶解氧浓度低于 0.45% 时,氧气浓度成为甲烷氧化菌氧化甲烷的限制性因素^[38],水体 DO 与 CH_4 呈负相关. 但本研究中,梁溪河水体 DO 浓度为 6 mg/L,浓度较高, CH_4 仍然大量释放,可能是因为河道流动增加了 CH_4 的释放速率,甲烷氧化菌没有足够的时间氧化 CH_4 . SS 的增加为产甲烷菌提供了底物,促进了 CH_4 的产生^[38]. CO_2 通量与 DO、ORP、pH 存在相关关系. DO 的增加抑制了藻类的光合作用、促进了藻类的呼吸作用,从而促进了 CO_2 的释放. ORP 的降低可以促进藻类的光合作用^[39]. CO_2 的释放与 pH 相互作用,本次监测中,梁溪河水体碱性较弱,抑制了碳酸的合成,促进了 CO_2 释放^[40].

在国内外的其他相关研究中,研究地点往往集中在湖泊和湿地,影响甲烷通量变化的主要因素是水体理化性质和气象条件^[41-44],包括水温、Chl.a、风速等,这与本研究的结论甲烷通量变化与水体水化指标变化相关性不高是不符的. 这可能是由于河道中的水体相较于湖泊中的水体流动性更强. 另外,本文的研究区域本身范围较小,水体环境因子的变化不大,也可能是导致研究结果与其他相关研究不符的原因.

河道中温室气体的释放是一个动力学过程,与水流动力息息相关^[42]. 本研究发现,梁溪河河道温室气体通量与 Re 具有显著的正相关性,即河道受到的扰动越强烈,温室气体的通量越大. 河流受到的扰动程度对温室气体排放的影响是多方面的. 一方面,水体受到扰动使得沉积物再悬浮,增加沉积物中营养盐向水体中的迁移^[45],进而促进了水体的富营养化过程,增加了温室气体的排放. 同时,水体紊流混合作用及环境因素的变化对气体交换系数值的影响机制十分复杂,改变了水体中 CH_4 、 CO_2 的释放过程^[46]. 另外,初期我们猜测河道紊态会导致藻类被卷入河流涡旋中,使得藻类的停留时间增加继而促进温室气体的排放,但研究结果却显示 Re 与 Chl.a 浓度几乎没有相关性.

河道水体内部的涡旋对水体的扰动是影响河道温室气体排放的重要因素,尤其是小型河流. 目前,对水动力条件与温室气体排放之间的关系研究较少,其影响机制还需要进一步的研究.

3.3 持续性高藻输入河道的 CH_4 、 CO_2 通量特征

在梁溪河河段中选择蓝藻不同密度聚集区测定温室气体通量,蓝藻聚集区 Chl.a 浓度与温室气体释放量呈显著的正相关关系. 梁溪河是典型的持续性高藻输入河道,月均藻密度为 3.6×10^7 cells/L,水华暴发严重的夏季月均藻密度分别为 1.2×10^8 cells/L,河道较宽处流速减缓,形成蓝藻聚集区^[47],蓝藻堆积衰亡,为微生物分解有机质产温室气体提供了底物,因此高藻堆积促进了温室气体释放^[48-49](图 7). 荀凡等^[26]在巢湖区域观测到 Chl.a 浓度与水—气界面 CH_4 释放通量呈显著的正相关,与本研究结果一致;在巢湖区域观测到 Chl.a 浓度与水—气界面的 CO_2 释放通量呈显著的负相关,与本研究不一致. 本研究中,Chl.a 浓度小于 350 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时与 CO_2 释放通量呈显著负相关,大于 350 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时与 CO_2 释放通量呈显著正相关($P < 0.05$). 荀凡等^[26]的观测中 Chl.a 浓度范围较小(30~135 $\mu\text{g}/\text{L}$),藻密度低时,藻类光合作用吸收 CO_2 ;藻密度高时藻类堆积死亡,大量衰亡藻屑下沉,被微生物分解,大量释放 CO_2 .

对全球 595 条河流的 GHG 观测表明,这些河流的平均 CO_2 通量为 $(7.65 \pm 0.63) \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,平均 CH_4 通量为 $(0.10 \pm 0.01) \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ^[50],梁溪河河道 CH_4 、 CO_2 通量显著高于世界河流通量平均水平($P < 0.01$). 梁溪河河道 CH_4 、 CO_2 通量显著大于国内其他类型河道(水库支流、城市河流、混合河流)的 CH_4 、 CO_2 通量(表 3). 其原因主要有以下两点:梁溪河上游承接太湖梅梁湖,梅梁湖是太湖最早出现蓝藻水华的湖区,也是太湖

水华最严重的湖区之一^[51], 其风向对梅梁湖颗粒态氮磷、水体有机质及 Chl.a 浓度等关键水质指标的表层空间分布、时空再分配过程均有决定性作用^[34], 梁溪河位于梅梁湖东北部, 受风向影响, 梁溪河上游水携带大量污染物质^[52], 促进了 CH₄、CO₂ 的产生和释放; 另外, 梁溪河河道水体自梅梁湖流出后本身携带大量溶解态气体, 河道中的水体流动性强, 改变了气体交换系数, 使得水体中的溶解态 CH₄、CO₂ 大量释放。

表 3 国内河道水—气界面 CH₄、CO₂ 通量对比

Tab.3 Comparison of methane and carbon dioxide fluxes at water-gas interface in domestic river channels

观测地点	河道类型	采样季节	CO ₂ 通量		CH ₄ 通量	
			原文	单位换算后/ (μmol/(m ² ·s))	原文	单位换算后/ (μmol/(m ² ·s))
香溪河支流 ^[53]	水库支流	夏季	0.336 mg/(m ² ·h)	0.002	0.088 mg/(m ² ·h)	0.002
澎溪河支流 ^[54]	水库支流	夏季	-8.34 mmol/(m ² ·d)	-0.096	2.22 mmol/(m ² ·d)	0.026
温榆河 ^[55]	城市河流	夏季	342.78 mg/(m ² ·h)	2.164	7.09 mg/(m ² ·h)	0.123
巢湖支流 ^[56]	城市河流	全年	895.7 mmol/(m ² ·d)	10.364	7.1 mmol/(m ² ·d)	0.082
	混合河流	全年	581 mmol/(m ² ·d)	6.722	1 mmol/(m ² ·d)	0.012
重庆河网 ^[10]	城市河流	全年	—	—	(1.40±2.53) mmol/(m ² ·d)	0.168±0.030
法国塞纳河 ^[57]	城市河流	夏季	1440×10 ³ kg C/d	0.019	554 kg C/d	7.45×10 ⁻⁶
本研究	高藻输入	夏季	98.87 μmol/(m ² ·s)	98.87	4.63 μmol/(m ² ·s)	4.63

4 结论

1) 梁溪河河道表现为大气中 CH₄、CO₂ 的“源”。空间尺度上, 河道不同断面 CH₄ 均呈释放状态, 平均释放通量为 (4.63±0.76) μmol/(m²·s), CO₂ 除在梅梁湖泵站处呈吸收状态外 (通量为 -20.94 μmol/(m²·s)), 其余点位均为释放状态, 平均释放通量为 (98.87±12.11) μmol/(m²·s). 日尺度上, 对鸿桥点位进行 24 h 温室气体通量观测发现, CH₄、CO₂ 在观测时间内均呈释放状态。CH₄ 释放峰值受水面 DO 浓度下降影响, 出现在傍晚; CO₂ 释放峰值出现在正午前后。CH₄、CO₂ 夜晚释放通量大于白天。

2) 梁溪河水体的流速和水动力条件通过影响气体在水中的产生、扩散等同时影响 CH₄、CO₂ 的通量。另外, DO 浓度、SS 浓度通过影响产甲烷菌、甲烷氧化菌活性影响 CH₄ 通量; DO 浓度、氧化还原电位通过影响藻类光合作用、呼吸作用影响 CO₂ 通量, pH 影响了水体中碳酸盐平衡, 同样是 CO₂ 通量变化的重要影响因素。

3) 梁溪河蓝藻堆积影响 CH₄、CO₂ 的释放。蓝藻堆积量与 CH₄ 释放通量呈显著正相关 ($r=0.96, P<0.01$), 蓝藻的衰亡为产甲烷菌提供了底物, 促进了 CH₄ 释放。蓝藻堆积量与 CO₂ 通量相关关系分两部分, 蓝藻堆积量小于等于 350 μg/L 时呈负相关, 大于 350 μg/L 时呈正相关。蓝藻堆积密度低时光合作用充分, CO₂ 呈少量释放或吸收状态, 堆积密度高时藻类堆积死亡, 大量藻屑分解, 促进了 CO₂ 的释放。

4) 与无藻输入的河道相比, 持续性高藻输入使河道温室气体的释放量明显增加, 但其影响过程和影响机制还需要进一步研究。这对我国未来富营养化河网温室气体排放的估算具有参考价值。

致谢: 本文的研究工作得到了无锡市滨湖区环境卫生管理处河道管理所的大力协助, 中国科学院水生生物研究所虞功亮老师、陈友信老师、南京信息工程大学张弥老师、贾磊硕士研究生、秦志昊硕士研究生、中国科学院生态环境研究中心王亚蕊博士研究生、河海大学刘高飞硕士研究生、中国科学院南京地理与湖泊研究所刁飞硕士研究生在采样及样品分析中提供支持和帮助, 在此深表谢意!

5 参考文献

- [1] Convey P, Peck LS. Antarctic environmental change and biological responses. *Science Advances*, 2019, 5(11): eaaz0888. DOI: 10.1126/sciadv.aaz0888.
- [2] 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.]
- [3] Xiao QT, Hu ZH, Deng J et al. Effects of antiseptic on the analysis of greenhouse gases concentrations in lake water. *Environmental Science*, 2014, **35**(1): 356-364. DOI: 10.13227/j.hjkx.2014.01.051. [肖启涛, 胡正华, James Deng 等. 杀菌剂对湖泊水体温室气体浓度分析的影响. 环境科学, 2014, **35**(1): 356-364.]
- [4] Cole JJ, Caraco NF, Kling GW et al. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 1994, **265**(5178): 1568-1570. DOI: 10.1126/science.265.5178.1568.
- [5] Bastviken D, Tranvik LJ, Downing JA et al. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science*, 2011, **331**(6013): 50. DOI: 10.1126/science.1196808.
- [6] Raymond PA, Hartmann J, Lauerwald R et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, **503**(7476): 355-359.
- [7] Butman D, Raymond PA. Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States. *Nature Geoscience*, 2011, **4**(12): 839-842. DOI: 10.1038/ngeo1294.
- [8] Richey JE, Melack JM, Aufdenkampe AK et al. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. *Nature*, 2002, **416**(6881): 617-620. DOI: 10.1038/416617a.
- [9] Stanley EH, Casson NJ, Christel ST et al. The ecology of methane in streams and rivers: Patterns, controls, and global significance. *Ecological Monographs*, 2015: 15-1027.1. DOI: 10.1890/15-1027.1.
- [10] Wang XF, He YX, Yuan XZ et al. pCO₂ and CO₂ fluxes of the metropolitan river network in relation to the urbanization of Chongqing, China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, **122**(3): 470-486. DOI: 10.1002/2016jg003494.
- [11] Hu XT ed. Research of greenhouse gases fluxes between water-air interface in main rivers of Shanghai and the influencing factors[Dissertation]. Shanghai: East China Normal University, 2017. [胡晓婷. 上海市主要河流水-气界面温室气体通量及影响因素研究[学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2017.]
- [12] Yan XC, Zhang CQ, Ji M et al. Concentration of dissolved greenhouse gas and its influence factors in the summer surface water of eutrophic lake. *J Lake Sci*, 2018, **30**(5): 1420-1428. DOI: 10.18307/2018.0523. [闫兴成, 张重乾, 季铭等. 富营养化湖泊夏季表层水体温室气体浓度及其影响因素. 湖泊科学, 2018, **30**(5): 1420-1428.]
- [13] World Meteorological Organization. Global greenhouse gas concentrations hit record high. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2015, **27**(6): 70. [世界气象组织. 全球温室气体浓度再创新高. 环境监测管理与技术, 2015, **27**(6): 70.]
- [14] Hu J, Shu WX, Wei CZ et al. Study on the longitudinal connectivity based on community structure of phytoplankton. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, **27**(1): 79-86. [胡俊, 舒卫先, 韦翠珍等. 基于浮游植物群落的纵向连通性初步研究. 生态环境学报, 2018, **27**(1): 79-86.]
- [15] Ma P, Wang W, Ma YW et al. Preliminary study on greenhouse gas content in Shaying River and the contribution of sediment. *Yellow River*, 2016, **38**(9): 68-73. [马培, 王伟, 马月伟等. 沙颍河温室气体含量及沉积物对其贡献. 黄河, 2016, **38**(9): 68-73.]
- [16] Franz D, Koebisch F, Larmanou E et al. High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained Fen. *Biogeosciences*, 2016, **13**(10): 3051-3070. DOI: 10.5194/bg-13-3051-2016.
- [17] Schrier-Uijl AP, Veenendaal EM, Leffelaar PA eds. Spatial and temporal variation of methane emissions in drained eutrophic peat agro-ecosystems: drainage ditches as emission hotspots. *Biogeosciences Discussions*, 2008, **5**(2).
- [18] Yuan SF, Wang WD. Characteristics of nitrous oxide (N₂O) emission from a headstream in the upper Taihu Lake Basin. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(20): 6279-6288. DOI: 10.5846/stxb201203270420. [袁淑方, 王为东. 太湖流域源头溪流氧化亚氮(N₂O)释放特征. 生态学报, 2012, **32**(20): 6279-6288.]
- [19] Cheng BH, Hao QJ, Jiang CS. Research progress on the emission of greenhouse gases from reservoir and its influence factors. *Wetland Science*, 2012, **10**(1): 121-128. [程炳红, 郝庆菊, 江长胜. 水库温室气体排放及其影响因素研究进展. 湿地科学, 2012, **10**(1): 121-128.]
- [20] Silvennoinen H, Liikanen A, Torssonen J et al. Denitrification and N₂O effluxes in the Bothnian Bay (northern Baltic Sea) river sediments as affected by temperature under different oxygen concentrations. *Biogeochemistry*, 2008, **88**(1): 63-72. DOI: 10.1007/s10533-008-9194-7.
- [21] Laursen AE, Carlton RG. Responses to atrazine of respiration, nitrification, and denitrification in stream sediments measured with oxygen and nitrate microelectrodes. *FEMS Microbiology Ecology*, 1999, **29**(3): 229-240. DOI: 10.1016/S0168-6496(99)00014-8.
- [22] Ma W, Liao WG, Li JX et al. Countermeasure of water diversion and regulation to improve the water environment of Taihu

- Lake and prediction of its effect. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2007, **16**(1): 52-56. [马巍, 廖文根, 李锦秀等. 引水调控改善太湖湖湾水环境及其效果预测. 长江流域资源与环境, 2007, **16**(1): 52-56.]
- [23] Weng JZ, Li JY, Liang Z et al. Spatial and temporal distribution of cyanobacteria bloom in Taihu lake and analysis of the response to early warning monitoring. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2010, **2**(3): 1-4. [翁建中, 李继影, 梁柱等. 太湖蓝藻水华时空分布与预警监测响应的分析. 环境监控与预警, 2010, **2**(3): 1-4.]
- [24] Yu ML, Hong GX, Xu H et al. Effects of cyanobacterial blooms in eutrophic lakes on water quality of connected rivers. *Environmental Science*, 2019, **40**(2): 603-613. DOI: 10.13227/j.hjkx.201804047. [余茂蕾, 洪国喜, 许海等. 湖泊蓝藻水华对连通河道水质的影响. 环境科学, 2019, **40**(2): 603-613.]
- [25] Soumis N, Duchemin É, Canuel R et al. Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, **18**(3): GB3022. DOI: 10.1029/2003gb002197.
- [26] Xun F, Du X, Chen XF et al. Effects of continuous cyanobacterial salvaging on greenhouse gas flux on water-air inter-face in autumn. *J Lake Sci*, 2020, **32**(6): 1707-1722. DOI: 10.18307/2020.0612. [荀凡, 杜先, 陈新芳等. 秋季连续打捞蓝藻对水气界面温室气体通量的影响. 湖泊科学, 2020, **32**(6): 1707-1722.]
- [27] Editorial Board of "Water and wastewater monitoring and analysis methods", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Water and wastewater monitoring and analysis methods; 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2022. [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4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2022.]
- [28] Tremblay A, Varfalvy L, Roehm C et al eds. Greenhouse gas emissions—fluxes and processes. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 2005. DOI: 10.1007/b137840.
- [29] Wu QF, Cai Y, Liu SG et al. Roughness zoning and calibration of channel cross-section based on vegetation distribution. *Advances in Water Science*, 2018, **29**(6): 820-827. [吴乔枫, 蔡奕, 刘曙光等. 基于植被分布的河道糙率分区及率定方法. 水科学进展, 2018, **29**(6): 820-827.]
- [30] Wang XF, Ma Z, Leng BQ et al. Correlation analysis of chlorophyll and algae content and environmental factors in water. Nanning: The 9th China International Symposium on Urban Water Supplies Development and New Technology and Equipment Expo, 2014. [王晓芳, 马振, 冷冰琦等. 水中叶绿素和藻类含量及环境因子的相关分析. 南宁: 第九届中国城镇水务发展国际研讨会与新技术设备博览会, 2014.]
- [31] Jia L, Pu YN, Yang SJ et al. Analysis of greenhouse gas emission characteristics and their influencing factors in the algae zone of Lake Taihu. *Environmental Science*, 2018, **39**(5): 2316-2329. DOI: 10.13227/j.hjkx.201708123. [贾磊, 蒲旖旎, 杨诗俊等. 太湖藻型湖区 CH₄、CO₂排放特征及其影响因素分析. 环境科学, 2018, **39**(5): 2316-2329.]
- [32] Ye RC. Study on greenhouse gas emission characteristics and dissolved inorganic carbon sources in the Yarlung Zangbo River. Guiyang: Guizhou University, 2019. [叶润成. 雅鲁藏布江河水温室气体释放特征及无机碳来源研究. 贵阳: 贵州大学, 2019.]
- [33] LI XH. Study of greenhouse gas flux of water-air interface and its spatio-temporal change in Taihu Lake [Dissertation]. Nanjing: Hohai University, 2005. [李香华. 太湖水—气界面温室气体通量及时空变化特征研究[学位论文]. 南京: 河海大学, 2005.]
- [34] Yu ML, Hong GX, Zhu GW et al. Wind field influences on the spatial distribution of cyanobacterial blooms and nutrients in Meiliang bay of Lake Taihu, China. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3519-3529. DOI: 10.13227/j.hjkx.201901184. [余茂蕾, 洪国喜, 朱广伟等. 风场对太湖梅梁湾水华及营养盐空间分布的影响. 环境科学, 2019, **40**(8): 3519-3529.]
- [35] Wang HT, Yang XR, Zheng TL. Impact of simulated tide and vegetation on the wetland greenhouse gases fluxes. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, **33**(12): 3376-3385. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2013.12.005. [王海涛, 杨小茹, 郑天凌. 模拟潮汐和植被对湿地温室气体通量的影响研究. 环境科学学报, 2013, **33**(12): 3376-3385.]
- [36] Liikanen A, Huttunen JT, Murtoniemi T et al. Spatial and seasonal variation in greenhouse gas and nutrient dynamics and their interactions in the sediments of a boreal eutrophic lake. *Biogeochemistry*, 2003, **65**(1): 83-103. DOI: 10.1023/A:1026070209387.
- [37] Wang J, Yuan JJ, Liu DY et al. Research progresses on methanogenesis pathway and methanogens in coastal wetlands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, **27**(3): 993-1001. DOI: 10.13287/j.1001-9332.201603.014. [王洁, 袁俊吉, 刘德燕等. 滨海湿地甲烷产生途径和产甲烷菌研究进展. 应用生态学报, 2016, **27**(3): 993-1001.]
- [38] Ma RC, Wei XM, He R. Mechanism of hypoxia-tolerance and community structure of aerobic methanotrophs in O₂-limited environments: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, **28**(6): 2047-2054. DOI: 10.13287/j.1001-9332.201706.023. [马若潺, 魏晓梦, 何若. 低氧生境中好氧甲烷氧化菌的缺氧耐受机理及种群结构研究进展. 应用生

- 态学报, 2017, **28**(6): 2047-2054.]
- [39] Weller D, Doemel W, Brock TD. Requirement of low oxidation-reduction potential for photosynthesis in a blue-green alga (*Phormidium* sp.). *Archives of Microbiology*, 1975, **104**(1): 7-13. DOI: 10.1007/BF00447293.
- [40] Dunfield P, Knowles R, Dumont R et al. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, **25**(3): 321-326. DOI: 10.1016/0038-0717(93)90130-4.
- [41] Xu Q. The pattern and influencing factors of methane emissions from constructed wetlands[Dissertation]. Jinan: Shandong University, 2015. [许芹. 人工湿地甲烷排放规律及其影响因素研究[学位论文]. 济南: 山东大学, 2015.]
- [42] 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, 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.]
- [43] Zhu DL. Study on the generation, release and driving mechanism of methane in Taihu and Xuanwu Lake[Dissertation]. Nanjing: Nanjing University, 2012. [祝栋林. 太湖及玄武湖甲烷气体产生、释放及影响机制研究[学位论文]. 南京: 南京大学, 2012.]
- [44] Xiao QT, Zhang M, Hu ZH et al. Spatial variations of methane emission in a large shallow eutrophic lake in subtropical climate. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2017, **122**(7): 1597-1614. DOI: 10.1002/2017jg003805.
- [45] Gu Y, Ding LH, Huang H et al. Effects of dredging and boating control on water quality in small rivers. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2020, **48**(1): 65-69. [顾艳, 丁丽花, 黄和等. 小型河流清淤与行船控制的水质效应分析. 安徽农业科学, 2020, **48**(1): 65-69.]
- [46] 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.]
- [47] Li XP. Cyanobacteria movements and its bloom control. *Chinese Journal of Nature*, 2008, **30**(5): 280-286. [李小平. 蓝藻运动与水华早期预防和控制. 自然杂志, 2008, **30**(5): 280-286.]
- [48] Li YH, Li YC, Wang N et al. Formation and control of the harmful ingredients during the decaying process of cyanobacteria from Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2012, **24**(4): 513-518. DOI: 10.18307/2012.0402. [李永慧, 李玉成, 王宁等. 巢湖蓝藻死亡衰败过程中典型有害成分形成及控制对策. 湖泊科学, 2012, **24**(4): 513-518.]
- [49] Yan XC, Xu XG, Ji M et al. Cyanobacteria blooms: A neglected facilitator of CH_4 production in eutrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 2019, **651**: 466-474. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.197.
- [50] Li MX, Peng CH, Zhang KR et al. Headwater stream ecosystem: An important source of greenhouse gases to the atmosphere. *Water Research*, 2021, **190**: 116738. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116738.
- [51] Lin L, Appiah-Sefah G, Li M. Using a laser particle analyzer to demonstrate relationships between wind strength and *Microcystis* colony size distribution in Lake Taihu, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 2015, **30**(3): 425-433. DOI: 10.1080/02705060.2014.976666.
- [52] Qin BQ, Hu WP, Chen WM et al. Studies on the hydrodynamic processes and related factors in Meiliang bay, northern Taihu Lake, China. *J Lake Sci*, 2000, **12**(4): 327-334, 385. DOI: 10.18307/2000.0406. [秦伯强, 胡维平, 陈伟民等. 太湖梅梁湾水动力及相关过程的研究. 湖泊科学, 2000, **12**(4): 327-334, 385.]
- [53] Wang L, Xiao SB, Liu DF et al. Fluxes of greenhouse gases from Xiangxi River in summer and their influencing factors. *Environmental Science*, 2012, **33**(5): 1471-1475. DOI: 10.13227/j.hjkx.2012.05.020. [王亮, 肖尚斌, 刘德富等. 香溪河库湾夏季温室气体通量及影响因素分析. 环境科学, 2012, **33**(5): 1471-1475.]
- [54] Li Z, Yao X, He P et al. Diel variations of air-water CO_2 and CH_4 diffusive fluxes in the Pengxi River, Three Gorges Reservoir. *J Lake Sci*, 2014, **26**(4): 576-584. DOI: 10.18307/2014.0412. [李哲, 姚晓, 何萍等. 三峡水库澎溪河水-气界面 CO_2 、 CH_4 扩散通量昼夜动态初探. 湖泊科学, 2014, **26**(4): 576-584.]
- [55] Wu YJ, Li HY, Chen WC et al. Effects and emission characteristics of greenhouse gases from Wenyu River in summer. *Environmental Science & Technology*, 2016, **39**(5): 8-16. [吴瑶洁, 李海英, 陈文重等. 夏季温榆河温室气体释放特征与影响因素研究. 环境科学与技术, 2016, **39**(5): 8-16.]
- [56] 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.
- [57] 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. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.151.