

DOI: 10.12264/JFSC2023-0348

中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段的 CO₂ 排放通量特征

肖霖¹, 徐克¹, 孙云飞^{1, 2, 3, 4}, 罗国芝^{3, 4}, 谭洪新^{3, 4}, 成永旭^{1, 2, 3, 4}

1. 上海海洋大学, 农业农村部稻渔综合种养生态重点实验室, 上海 201306;
2. 上海海洋大学, 农业农村部鱼类营养和环境生态研究中心, 上海 201306;
3. 上海海洋大学, 上海水产养殖工程中心, 上海 201306;
4. 上海海洋大学, 水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306

摘要: 为揭示中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)养殖池塘晒塘阶段的 CO₂ 排放变化规律, 以江苏宿迁中华绒螯蟹养殖池塘为研究对象, 使用土壤碳通量测量仪器对池塘 2023 年 12 月中下旬至翌年 3 月初晒塘期的 CO₂ 排放通量进行了监测分析。结果显示, 晒塘 1 周、1 个月和 2 个月的池塘底质 CO₂ 日排放通量平均值分别为(1214±633) mg/(m²·d)、(1055±422) mg/(m²·d)和(407±93) mg/(m²·d), 且均表现为昼高夜低的规律, 随着晒塘时间延长, 昼夜排放通量差距逐渐减小。中华绒螯蟹养殖池塘在晒塘阶段表现为 CO₂ 的排放源, 其沉积物-大气界面的 CO₂ 排放通量平均值为(1040±647) mg/(m²·d)。土壤温度和土壤孔隙度是影响沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量的主要环境因子, 晒塘阶段 CO₂ 累积排放量为 89.3 g/m²。

关键词: 中华绒螯蟹养殖池塘; 晒塘; 沉积物-大气界面; CO₂ 排放通量; CO₂ 累积排放量

中图分类号: S955

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2024)07-0820-09

中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)又称河蟹, 是我国最受欢迎的经济水产品之一^[1], 池塘养殖是其最主要的养殖模式^[2]。养殖户对河蟹高经济效益的追逐导致养殖池塘饲料的粗放式投喂和肥料的大量添加, 加之粪便残留^[3]等原因, 使得河蟹养殖池塘 CO₂ 的排放量大大增加。目前关于淡水生态系统 CO₂ 排放的研究多集中于大水面^[4-6], 而较少关注养殖池塘。因此, 量化河蟹养殖池塘 CO₂ 的排放情况, 查明影响河蟹养殖池塘 CO₂ 排放通量的环境因子, 是综合评价河蟹池塘养殖模式温室气体排放特征不可或缺的一部分, 显得尤为重要。

河蟹池塘养殖过程中, 随着有机物不断沉积到底泥中, 造成了池塘底部营养物质富集和缺氧环境的形成^[7]。晒塘是通过长时间的曝晒来改善下一养殖阶段的池塘底部环境, 在此过程中, 池

塘底泥直接暴露在空气中, 由于微生物的作用, 在分解过程中会导致 CO₂ 的排放^[8]。目前, 中华绒螯蟹养殖池塘 CO₂ 排放研究多集中在养殖阶段水-气界面排放通量的监测。如林海等^[9]对中华绒螯蟹养殖池塘生态系统 CO₂ 的排放进行原位测定, 发现 CO₂ 在夏季的排放量达(4.73~15.63)g/m², 表现为 CO₂ 的源。张坤阳^[10]对中华绒螯蟹成蟹养殖池塘 CO₂ 排放进行长期监测后发现, 排放量最高值出现在夏季, 为(350~494)mg/(m²·d)。以上研究均表明河蟹池塘养殖阶段会产生大量的 CO₂, 但关于河蟹养殖池塘晒塘阶段的碳排放研究目前还未见报道。有限的研究主要集中在虾类和鱼类养殖过程, 如赵光辉等^[11]对闽江河口凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)养殖池塘晒塘阶段的研究发现, CO₂ 排放通量平均值为(75.81±16.61) mg/(m²·h)。

收稿日期: 2024-05-14; 修订日期: 2024-06-17.

基金项目: 现代农业产业技术体系专项(CARS-48).

作者简介: 肖霖(1999-), 男, 硕士研究生, 研究方向为甲壳动物养殖生态学. E-mail: 18240521376@163.com

通信作者: 孙云飞, 博士, 讲师, 研究方向为甲壳动物养殖生态学. E-mail: yfsun@shou.edu.cn

朱林等^[12]对团头鲂(*Megalobrama amblycephala*)养殖池塘进行原位监测后发现,晒塘阶段 CO₂ 排放通量达(86.72±12.46) g/m²。由此可见,晒塘阶段是底泥向空气中释放 CO₂ 的不可忽略的养殖过程,亟需量化计算。

因此,本研究选择对中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段的 CO₂ 排放通量进行昼夜监测和长期监测,以确定整个晒塘阶段 CO₂ 的排放情况,并测定相关的气象指标和土壤指标,用来分析影响 CO₂ 排放通量的环境因子,为综合评价淡水养殖池塘对温室效应的影响提供理论参考,为中华绒螯蟹养殖池塘减少温室气体的排放与探索相应的减排措施提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 实验设计与养殖管理

2023 年 12 月至 2024 年 3 月,实验于江苏省宿迁市皂河镇台优生态循环农创园中华绒螯蟹养殖池塘进行,选择 3 口规格一致的池塘,塘龄为两年,规格均为 30 m×35 m。每口池塘均于 2023 年 3 月初种植相同密度的轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*),于 2023 年 3 月底投放扣蟹,密度约为 1.50 只/m²,规格约为 140 只/kg,养殖期间,每天投喂配合饲料,投喂量根据天气、摄食状况与生长情况而定,且在 2023 年 11 月进行统一收获。三口池塘均于 2023 年 12 月 12 日进行排水,于 2024 年 3 月 6 日进行加水。实验期间分别进行了 3 次 CO₂ 排放通量昼夜监测,分别为 2023 年 12 月 19 日、2024 年 1 月 24 日和 2024 年 2 月 28 日,每次监测从上午 8 时开始,每隔 3 h 测定 1 次。除此之外,分别在 2023 年 12 月 14 日、2023 年 12 月 24 日、2024 年 1 月 4 日、2024 年 1 月 14 日、2024 年 1 月 24 日、2024 年 2 月 3 日、2024 年 2 月 13 日、2024 年 2 月 23 日和 2024 年 3 月 4 日的上午 8—10 时进行 CO₂ 排放通量监测。

1.2 CO₂ 排放通量的测定

实验期间,每次 CO₂ 排放通量使用便捷式土壤碳通量自动测量系统(PS-9000&SC-12, 北京理加联合科技有限公司, 中国)进行测定,该仪器可以实时读取呼吸室内 CO₂ 的浓度变化,同时结合

自身控制的空气温度、大气压等传感器的监测数据,通过计算得到 CO₂ 排放通量。在进行沉积物-大气界面采样时,每次采样前 12 h 将 PVC 材质的土环底座(内径 18.76 cm, 外径 20 cm, 高度 15 cm)提前埋入采样处土壤中,深度为 5 cm,以减少采样对结果的影响,同时保证呼吸室距沉积物界面高度为 10 cm。测定时气室平衡时间设置为 20 s,通量测量时间设置为 100 s,气室排空时间设置为 20 s,循环测量次数设置为 5 次。5 次循环结束则完成一个采样点的测量。在每口中华绒螯蟹养殖池塘的斜对角线上共设置 3 个采样点(见图 1),3 口池塘共 9 个采样点的数据测量在上午 8—10 时内完成。

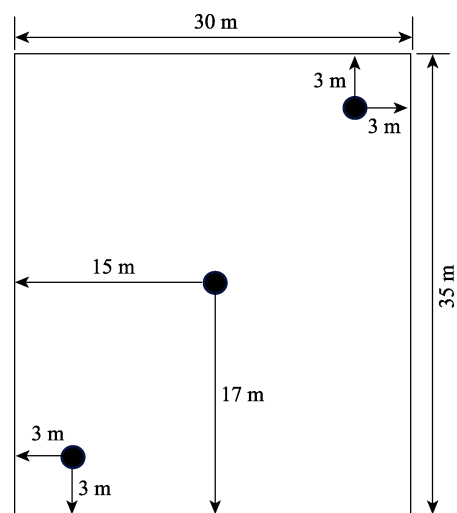


图 1 中华绒螯蟹养殖池塘温室气体 CO₂ 采样点的分布示意图

Fig. 1 Schematic distribution of greenhouse gas CO₂ sampling sites in Chinese mitten crab aquaculture ponds

1.3 CO₂ 累积排放量的计算

以相邻两个采样日 CO₂ 气体排放通量的平均值作为在此期间中华绒螯蟹养殖池塘 CO₂ 气体的平均排放通量,累积排放量即平均排放通量乘以两个采样日的间隔,并累加至整个晒塘阶段采样日得出。CO₂ 累积排放量公式为:

$$f = \sum_i^n \frac{F_i + F_{i+1}}{2} \times (t_{i+1} - t_i) \times 10^{-3}$$

式中, f 表示 CO₂ 的累积排放量(g/m²); F 为 CO₂ 排放通量[mg/(m²·d)]; i 表示第 i 次采样; $t_{i+1}-t_i$ 表示

两个相邻测定日期的间隔时间(d); n 为 CO_2 排放通量观测次数。

1.4 环境因子的测定

以下环境因子均在 CO_2 排放通量测定时进行同步采集测定, 结果均以 3 口池塘共 9 个采样点所得数据的平均值 $\pm$ 标准差($\bar{x} \pm \text{SD}$)表示。

气温和风速采用热敏式风速风量计测定(AR866A, 希玛仪表, 中国), 光照强度采用数字式照度计测定(AS803, 希玛仪表, 中国)。土壤氧化还原电位、土壤 pH 和土壤温度均采用便携式土壤测试仪测定(PH200, 哈维森环境科技有限公司, 中国), 土壤湿度使用便捷式土壤碳通量自动测量系统土壤湿度探头测定, 以上测定的均为土壤以下 0.1 m 左右深度的数据。

用环刀取出浅层土壤样本, 采样深度为 0.1 m, 采集后的土样置于铝盒内并带回实验室。土壤含水率采用重量法测定^[13], 先取合适大小的铝盒在恒温 105℃ 的烘箱中烘烤约 2 h, 移入干燥器内静置至冷却, 称重精确到 0.001 g。将待测土壤混合均匀, 称取约 5 g, 均匀平铺在铝盒中, 盖好称重, 精确到 0.001 g。将铝盒盖子揭开放在盒底, 置于 105℃ 预热的烘箱中烘烤 12 h。取出盖好, 移入干燥器内静置至冷却, 立即称重。做 3 份平行测定。公式如下:

$$Q(\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \times 100$$

式中, Q 为土壤含水率(%); m_0 为烘干空铝盒质量(g); m_1 为烘干前铝盒及土样质量(g); m_2 为烘干后铝盒及土样质量(g)。

对铝盒内的土样去除小石块和粗根等杂质, 自然风干后使用重铬酸钾-外加加热法测定土壤有机碳含量^[14]。

采用环刀法, 对土壤以下 0.1 m 左右深度的土壤容重进行测定, 计算公式如下:

$$\text{pd} = \frac{M}{V}$$

式中, pd 为某层土壤的容重(g/cm^3); M 为土壤重量(g); V 为体积(cm^3)。

土壤孔隙度计算公式^[15] 如下:

$$\text{土壤孔隙度} = \left(1 - \frac{\text{容重}}{\text{比重}} \right) \times 100\%$$

其中土壤比重近似 $2.65 \text{ g}/\text{cm}^3$ 。

1.5 数据分析

使用 Excel 2018 软件对原始数据进行处理, 试验结果均以 3 次重复的平均值 $\pm$ 标准差($\bar{x} \pm \text{SD}$)表示。使用 Origin 2018 和 SPSS 17.0 软件对数据进行相关分析和作图。采用单因素方差分析法比较分析不同晒塘阶段 CO_2 昼夜排放通量之间的差异显著性以及不同晒塘阶段 CO_2 日排放通量之间的差异显著性, 显著性水平设置为 0.05。在不满足方差齐性时, 采用 Welch 法进行分析, 之后使用 Tamhane 法两两比较组间是否存在统计学差异, 显著性水平设置为 0.05。 CO_2 排放通量与环境因子间的相关关系采用 Pearson 相关分析法进行统计分析, 之后使用多元逐步线性回归分析影响 CO_2 排放通量的主要环境因子。

2 结果与分析

2.1 CO_2 日排放通量动态变化特征

如图 2 所示, 2023 年 12 月 19 日 CO_2 日排放通量介于 $412 \sim 2071 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 平均值为 $(1214 \pm 633) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 最大排放值出现在下午 14 时, 整体表现为先上升后下降的趋势。2024 年 1 月 24 日 CO_2 日排放通量变化范围介于 $571 \sim 1762 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 平均值为 $(1055 \pm 422) \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 最大排放值出现在下午 14 时, 整体表现为先上升后下降的趋势。2024 年 2 月 28 日 CO_2 日排放通

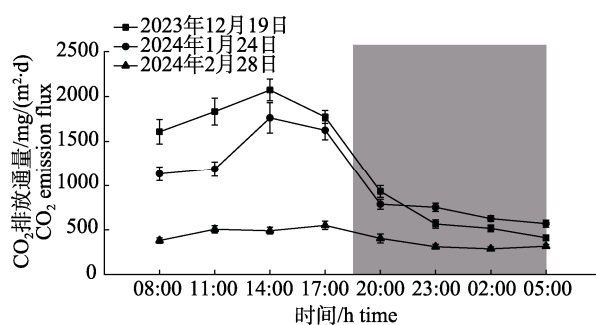


图 2 不同时期中华绒螯蟹养殖池塘 CO_2 排放通量昼夜动态变化

正值代表排放 CO_2 , 白色区域表示白天时间, 灰色区域表示夜晚时间。

Fig. 2 Diurnal dynamics of CO_2 emission fluxes in Chinese mitten crab aquaculture ponds of various periods. Positive values represent CO_2 emissions. White areas expresses daytime hours and gray areas expresses nighttime hours.

量变化范围介于 288~551 mg/(m²·d), 平均值为 (407±93) mg/(m²·d), 最大排放值出现在 17 时。2023 年 12 月 19 日和 2024 年 1 月 24 日 CO₂ 昼排放通量与夜排放通量之间均呈现极显著差异 ($P<0.01$); 2024 年 2 月 28 日 CO₂ 昼排放通量与夜排放通量之间呈现显著差异 ($P<0.05$)。2023 年 12 月 19 日和 2024 年 1 月 24 日 CO₂ 日排放通量均与 2024 年 2 月 28 日 CO₂ 日排放通量差异显著 ($P<0.05$)。

2.2 CO₂ 排放通量及累积排放量动态变化特征

河蟹养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 排放通量动态变化趋势如图 3 所示, 晒塘阶段沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量变化范围介于 351~2331 mg/(m²·d), 平均值为 (1040±647) mg/(m²·d)。晒塘阶段 CO₂ 排放通量表现出先上升后下降的变化趋势, 整个晒塘阶段均表现为 CO₂ 的排放源。河蟹养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 累积排放量如图 4 所示, CO₂ 的累积排放量逐渐增加, 但增速逐渐放缓, 通过计算得出整个晒塘阶段 CO₂ 累积排放量为 89.3 g/m²。

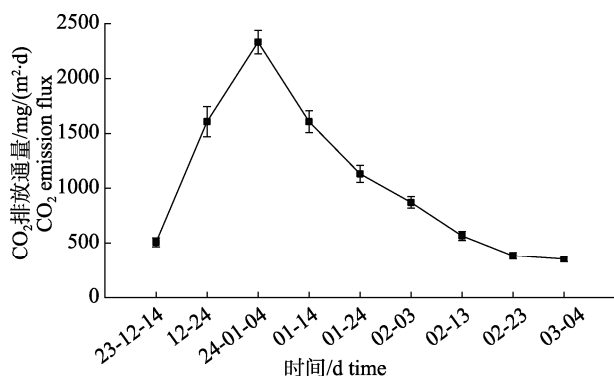


图 3 中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 排放通量
正值代表 CO₂ 排放。

Fig. 3 CO₂ emission flux during the sunning stage of Chinese mitten crab aquaculture ponds
Positive values represent CO₂ emissions.

2.3 晒塘阶段相关环境因子的动态变化

如图 5a 所示, 晒塘阶段的气温表现为“上升-下降-上升-下降”的动态变化趋势, 平均值为 (5.29±1.94) °C。晒塘阶段的风速呈现先上升后下降的趋势, 整体变化范围在 0.50~3.00 m/s 之间, 平均值为 (1.62±0.69) m/s。晒塘阶段的光照强度表现为先下降后上升而后在一定范围内波动, 平均值为 (1220±515) Lux×100。

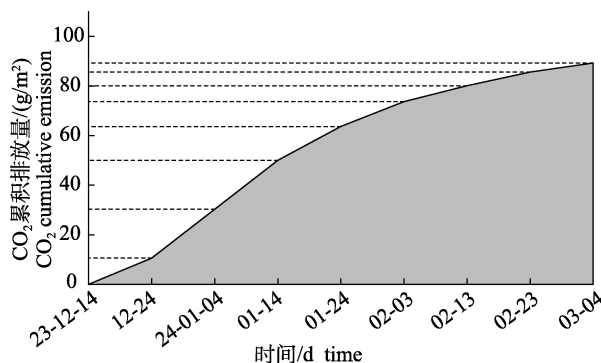


图 4 中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 累积排放量
虚线对应的纵坐标刻度值为截止到采样日的
CO₂ 累积排放量。

Fig. 4 Cumulative emission of greenhouse gas CO₂ during the sunning stage of Chinese mitten crab aquaculture ponds
The ordinate scale values that the dashed lines point to are cumulative emission of CO₂ up to the sampling date.

如图 6 所示, 晒塘阶段土壤 pH 整体呈现逐渐下降的趋势, 在 2 月 13 日之前 pH 大于 7, 2 月 13 日之后 pH 小于 7, 晒塘阶段 pH 平均值为 7.15±0.53。晒塘阶段土壤温度整体表现为先上升后下降的趋势, 平均值为 (2.36±1.21) °C。晒塘阶段土壤湿度整体表现为逐渐下降的趋势, 平均值为 (22.89±7.59)%。晒塘期间土壤氧化还原电位整体表现为先上升后下降的趋势, 同时由负值向正值转变, 平均值为 (-22.44±62.93) mV。晒塘阶段土壤含水率整体呈现逐渐下降的趋势, 平均值为 (32.34±3.50)%。晒塘阶段土壤有机碳含量整体呈现逐渐下降的趋势, 平均值为 (14.24±2.44) g/kg。晒塘阶段土壤孔隙度整体呈现逐渐上升的趋势, 平均值为 (56.19±2.41)%。

2.4 相关性分析和回归分析

中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量与环境因子的相关性分析如表 1 所示。晒塘阶段沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量与风速和土壤温度呈现显著正相关关系 ($P<0.05$)。

为了探讨环境因子对沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量影响的贡献大小, 利用多元回归中的逐步回归分析法建立中华绒螯蟹养殖池塘沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量与各环境因子之间的最优回归方程:

$$Y_{\text{CO}_2} = 9043.173 + 388.334X_{\text{土壤温度}} - 158.72X_{\text{土壤孔隙度}}$$

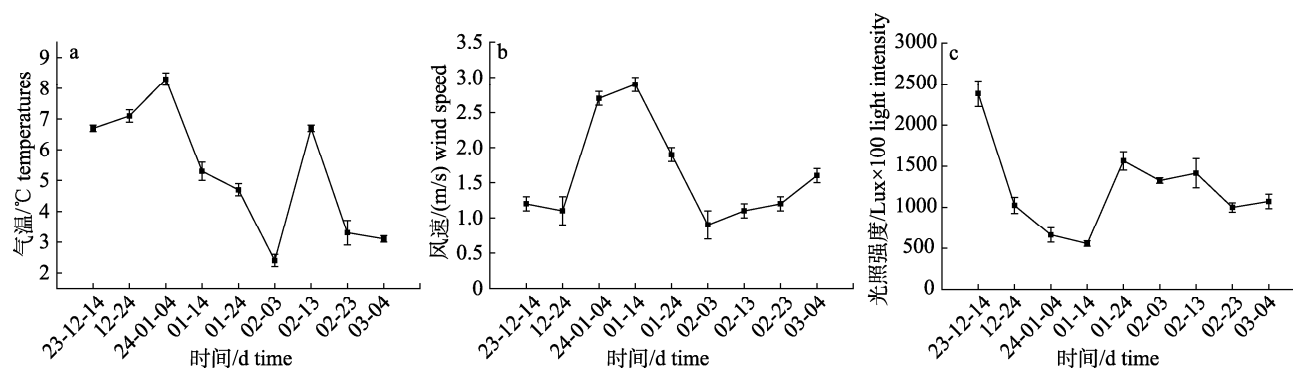


图 5 中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段气温(a)、风速(b)和光照强度(c)的动态变化

Fig. 5 Dynamics of temperature (a), wind speed (b) and light intensity (c) during the sunning stage of Chinese mitten crab aquaculture ponds

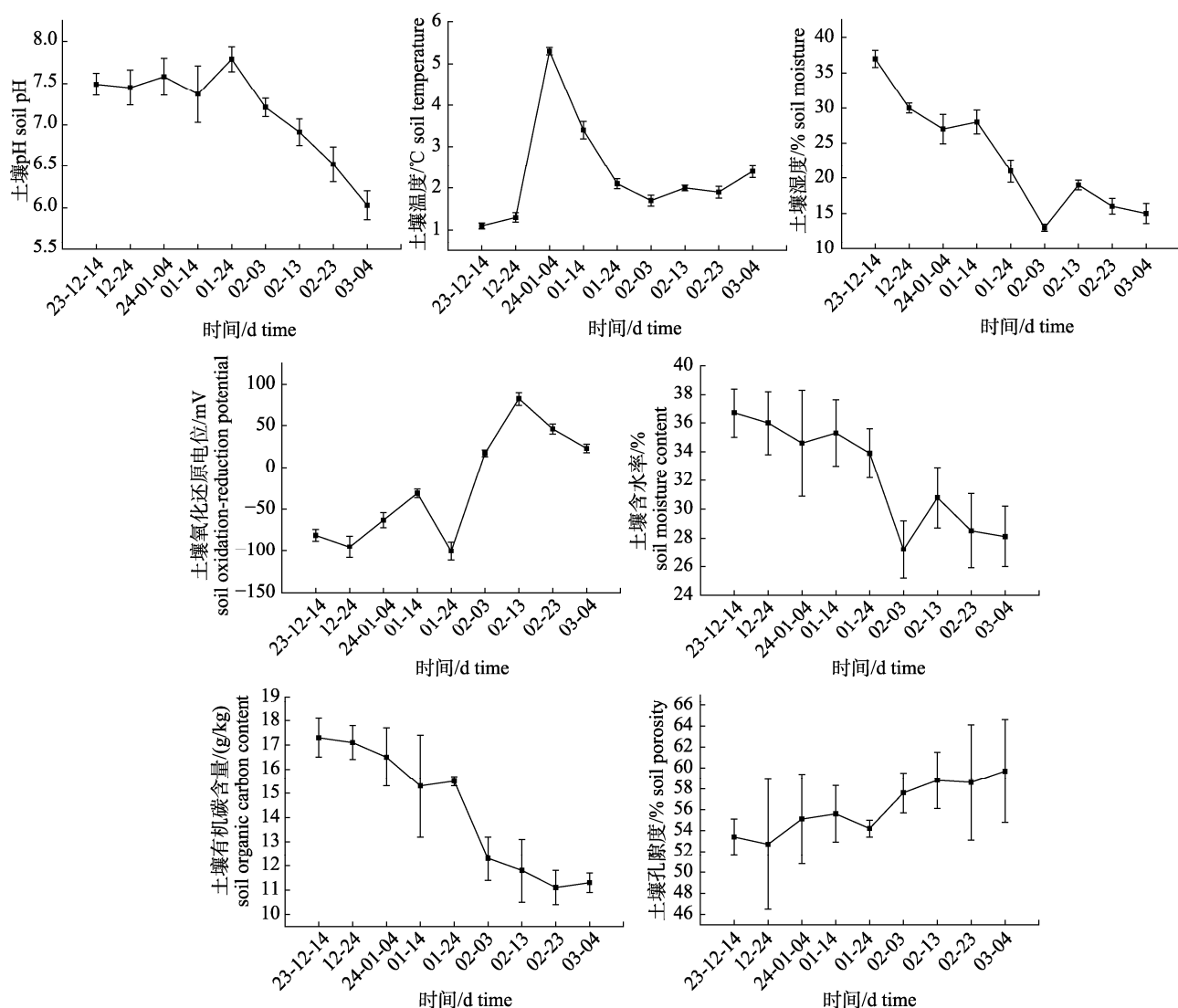


图 6 中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段土壤相关指标的动态变化

Fig. 6 Dynamics of soil-related indicators during the sunning stage of Chinese mitten crab aquaculture ponds

表 1 CO₂ 排放通量与环境因子的 Pearson 相关性分析

Tab. 1 Pearson correlation analysis of CO₂ emission fluxes with environmental factors

环境因子 environmental factor	<i>T</i>	WS	LI	S-pH	S-T	S-M	S-ORP	S-MC	S-OC	S-P
CO ₂ 排放通量 CO ₂ emission flux	0.599	0.680*	-0.554	0.650	0.706*	0.408	-0.565	0.567	0.648	0.563

注: *表示显著相关($P<0.05$), *T* 表示气温, WS 表示风速, LI 表示光照强度, S-pH 表示土壤 pH, S-T 表示土壤温度, S-M 表示土壤湿度, S-ORP 表示土壤氧化还原电位, S-MC 表示土壤含水率, S-OC 表示土壤有机碳含量, S-P 表示土壤孔隙度。

Note: * indicates significant correlation ($P<0.05$). *T* indicates temperature, WS indicates wind speed, LI indicates light intensity, S-pH indicates soil pH, S-T indicates soil temperature, S-M indicates soil moisture, S-ORP indicates soil oxidation-reduction potential, S-MC indicates soil moisture content, S-OC indicates soil organic carbon content, S-P indicates soil porosity.

多元回归中逐步回归分析结果表明, 土壤温度和土壤孔隙度是影响中华绒螯蟹养殖池塘沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量的主要环境因子(调整后的 $R^2=0.797$, $P<0.01$)。

3 讨论

3.1 晒塘阶段 CO₂ 排放通量特征

晒塘阶段的不同时期 CO₂ 日排放情况均表现为昼高夜低, 这与韩昌东等^[16]的研究结论基本一致, 表明土壤 CO₂ 排放通量规律存在昼夜差异。但也有研究表明土壤 CO₂ 排放规律表现为昼低夜高^[17], 造成这种差异的原因可能是土壤热传导特性的不同^[18], 不同类型的土壤因为植被覆盖密度和理化性质不同, 导致受阳光照射后土壤温度的变化存在差异。本研究中随着晒塘的进行, CO₂ 昼夜排放通量差距逐渐减小, 可能与池塘底质出现冻融现象有关^[19]。在晒塘开始的 1 个月内, 池塘底质温度在夜间大幅降低, 在日出前会出现冰封情况, 不利于好氧微生物的分解活动, 日出后冰封情况会逐渐消失, 冻融循环能够促进池塘底质团聚体的破裂, 为微生物提供更多可利用的有机碳, 进而促进了 CO₂ 的排放^[20]。

在晒塘阶段, 种植的轮叶黑藻从池塘中移除, 河蟹养殖池塘转变为以呼吸作用为主。本研究中, 沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量呈现先上升后下降的趋势, 这与朱林等^[12]对团头鲂养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 排放规律的研究和赵光辉等^[11]对凡纳滨对虾养殖池塘晒塘阶段 CO₂ 排放规律的研究基本一致, 但两者的 CO₂ 日均排放通量均高于本研究所测数据, 推测可能与两者的底质温度均高于本研究的底质温度有关^[21]。晒塘活动刚进行时, 底质中不仅碳源较为充足, 且含水率和温度适合微

生物进行分解活动, 所以 CO₂ 排放通量呈现逐渐上升的趋势, 但随着晒塘的进行, 底质碳源含量逐渐下降, 水分持续减少, 微生物分解活动减弱, 导致 CO₂ 排放通量逐渐降低^[22]。

3.2 影响晒塘阶段 CO₂ 排放通量的环境因子

土壤温度的升高一方面可以改变土壤微生物的群落结构和代谢能力, 提高土壤微生物的活动强度^[23], 加快对有机质的降解; 另一方面能够影响土壤中酶的活性, 进而加快土壤微生物的呼吸速率^[24]。本研究中养殖池塘底质土壤温度的最高值与 CO₂ 排放通量的最高值都出现在 1 月 4 日, 并且通过多元逐步回归分析发现, 土壤温度是影响晒塘阶段沉积物-大气界面 CO₂ 排放通量的主要环境因子, Hayden 等^[25]的研究同样得出类似结论。此外本研究中养殖池塘土壤温度变化趋势与 CO₂ 排放通量的变化趋势基本一致, 证明了土壤温度会影响 CO₂ 的排放, 这可能是晒塘阶段前一个月 CO₂ 的累积排放量增加较快的原因。养殖池塘底质温度的升高, 不仅会提高土壤中放线菌的数量, 还能够增加土壤微生物有关纤维素降解功能基因的丰度, 加速有机质的降解, 从而促进 CO₂ 的排放^[26]。

随着土壤孔隙度的增大, 土壤的通气性随之变好, 同时有利于水分的流通转移, 植物根系和土壤微生物的呼吸作用得到加强, 进而促进了 CO₂ 的排放^[27]。任立军等^[28]研究发现, 农业设施的 CO₂ 排放累积量与土壤孔隙度呈现正相关关系, 并认为是土壤孔隙度影响了土壤呼吸作用造成的。但本实验中河蟹养殖池塘底质土壤孔隙度与 CO₂ 排放通量呈现负相关关系($P=-0.563$), 与上述研究相比结果不一致, 可能是因为随着晒塘的进行, 虽然孔隙度越来越大, 改善了底质的通气

状况,但土壤温度在 1 月 14 日后保持在较低水平,且与 CO_2 排放通量呈现显著正相关关系($P=0.706$)。同时土壤含水率逐渐下降,土壤有机碳含量也逐渐降低,两者的降低不利于 CO_2 的产生与排放,以上因素使得河蟹养殖池塘 CO_2 排放通量整体表现为逐渐下降的趋势^[29]。

本研究中养殖池塘土壤湿度、有机碳含量均与沉积物-大气界面 CO_2 排放通量呈现正相关关系,但是与土壤温度和孔隙度相比,并不是影响河蟹养殖池塘晒塘阶段沉积物-大气界面 CO_2 排放的主要环境因子。推测是因为随着晒塘的进行,池塘土壤湿度和有机碳含量逐渐下降,仅能满足微生物生理活动的基本需求,所以两者与 CO_2 排放通量的相关性并不显著。此外,土壤质地^[30]、晒塘期间的降雨降雪^[31-32]和晒塘期间的人为管理^[33]等因素也会影响 CO_2 的排放。

4 结论

中华绒螯蟹养殖池塘晒塘阶段 CO_2 的日排放特征具有昼高夜低的特点,随着晒塘的进行,昼夜排放通量差距逐渐减小。晒塘阶段 CO_2 排放通量表现出先上升后下降的变化趋势, CO_2 累积排放量为 89.3 g/m^2 。土壤温度和土壤孔隙度是影响晒塘阶段沉积物-大气 CO_2 排放通量的主要环境因子,其中土壤温度与 CO_2 排放呈现显著正相关关系,而受土壤水热条件的影响,土壤孔隙度与 CO_2 排放呈现负相关关系。因此,中华绒螯蟹养殖池塘在晒塘阶段是不可忽视的 CO_2 排放源,将来中华绒螯蟹养殖产业发展中 CO_2 减排空间较大。

致谢: 感谢宿迁市霸王蟹产业研究院的葛永春为实验的开展提供的帮助。

参考文献:

- [1] Peng T, Zhang D D, Jiang X D, et al. Evaluation of growth and culture performance of the second generation of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) "Changdang Lake 1" in odd year population[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2023, 30(10): 1177-1187. [彭涛, 张冬冬, 姜晓东, 等. 中华绒螯蟹“长荡湖 1 号”奇数年群体选育第二代的生长性能和养殖效果评估[J]. 中国水产科学, 2023, 30(10): 1177-1187.]
- [2] Administrative Department for Fisheries the Ministry for Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. China Fishery Statistical Yearbook 2023[R]. Beijing: China Agriculture Press, 2023. [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2023 中国渔业统计年鉴[R]. 北京: 中国农业出版社, 2023.]
- [3] Chen Y, Dong S L, Wang F, et al. Carbon dioxide and methane fluxes from feeding and no-feeding mariculture ponds[J]. Environmental Pollution, 2016, 212(5): 489-497.
- [4] Chang J N, Duan Y L, Zhang J L, et al. Carbon flux and carbon sequestration capacity in a shellfish culture area of Gouqi Island[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2022, 29(11): 1589-1600. [常佳楠, 段元亮, 张建琳, 等. 枸杞岛贻贝养殖海域碳通量及固碳能力研究[J]. 中国水产科学, 2022, 29(11): 1589-1600.]
- [5] Liu J M, Zhao Y, Xiao Q T, et al. Characteristics and influencing factors of CO_2 flux in subtropical urban lakes and river[J]. Journal of Lake Sciences, 2024, 36(2): 499-511. [刘纪明, 赵优, 肖启涛, 等. 亚热带城市湖泊与河流 CO_2 气体通量特征及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2024, 36(2): 499-511.]
- [6] Deemer B R, Harrison J A, Li S Y, et al. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis[J]. Bioscience, 2016, 66(11): 949-964.
- [7] Dai L L, Yu L Q, Peng L, et al. Stochastic factors drive dynamics of ammonia-oxidizing archaeal and bacterial communities in aquaculture pond sediment[J]. Frontiers in Microbiology, 2022, 13: 950677.
- [8] Yang P, Lai D Y F, Huang J F, et al. Effect of drainage on CO_2 , CH_4 , and N_2O fluxes from aquaculture ponds during winter in a subtropical estuary of China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 65: 72-82.
- [9] Lin H, Zhou G, Li X G, et al. Greenhouse gases emissions from pond culture ecosystem of Chinese mitten crab and their comprehensive global warming potentials in summer[J]. Journal of Fisheries of China, 2013, 37(3): 417-424. [林海, 周刚, 李旭光, 等. 夏季池塘养殖中华绒螯蟹生态系统温室气体排放及综合增温潜势[J]. 水产学报, 2013, 37(3): 417-424.]
- [10] Zhang K Y. Calculation of the carbon footprint of the aquaculture system lifecycle for the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*)[D]. Dalian: Ocean University of Dalian, 2023. [张坤阳. 中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)养殖系统生命周期的碳足迹测算[D]. 大连: 大连海洋大学, 2023.]
- [11] Zhao G H, Yang P, Tan L S, et al. Temporal variation of carbon dioxide flux between farming and non-farming stages in the land-based shrimp pond in the Min River estuary[J]. Research of Environmental Sciences, 2020, 33(4): 949-957. [赵光辉, 杨平, 谭立山, 等. 闽江河口养虾塘养殖期和非养殖期 CO_2 通量变化特征[J]. 环境科学研究, 2020, 33(4): 949-957.]
- [12] Zhu L, Che X, Liu H, et al. Greenhouse gas emissions of

- Megalobrama amblycephala* culture pond ecosystems during sun drying of pond[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(3): 210-215. [朱林, 车轩, 刘晃, 等. 团头鲂池塘养殖生态系统晒塘阶段温室气体排放通量分析[J]. 农业工程学报, 2016, 32(3): 210-215.]
- [13] Ma Y Q, Qin K, Zhang Y Z, et al. Adhesion characteristics of soil-touching components based on changing law of particle and moisture of soil[J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2024, 43(1): 258-266. [马运庆, 秦宽, 张永政, 等. 基于土粒与含水率变化规律的触土部件黏附特性研究[J]. 华中农业大学学报, 2024, 43(1): 258-266.]
- [14] Lister S J, Jones D A. Methods in agricultural chemical analysis: A practical handbook[J]. Grass and Forage Science, 2003, 58(1): 98.
- [15] Liu M, Zhao C, Fan H, et al. Effects of long-term intercropping and no-tillage on soil physical properties and crop yield[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2023, 39(2): 28-35. [刘敏, 赵财, 范虹, 等. 长期间作及免耕对土壤物理性状及作物产量的影响[J]. 中国农学通报, 2023, 39(2): 28-35.]
- [16] Han C D, Ye X H, Ma L, et al. The characteristics of soil CO₂ emission and its impact factors of greenhouse potato soil under different controlled irrigation low limits[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2020, 39(2): 46-55. [韩昌东, 叶旭红, 马玲, 等. 不同灌水下限设施番茄土壤 CO₂ 排放特征及其影响因素研究[J]. 灌溉排水学报, 2020, 39(2): 46-55.]
- [17] Han L, Su Y H, Wang S T, et al. Respiration characteristics and the relation with the hydrothermal factors in Dunhuang vineyard[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2020, 34(7): 185-193. [韩乐, 苏永红, 王尚涛, 等. 敦煌葡萄园地土壤呼吸特征及其与水热因子的关系[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(7): 185-193.]
- [18] Sun Y R, Wang Y J, Zhao M, et al. Response of soil respiration rates to soil temperature and moisture at different soil depths of *Caragana korshinskii* plantation in the loess-hilly region[J]. Environmental Science, 2022, 43(10): 4648-4657. [孙亚荣, 王亚娟, 赵敏, 等. 黄土丘陵区柠条人工林不同深度土壤呼吸速率对土壤温湿度的响应[J]. 环境科学, 2022, 43(10): 4648-4657.]
- [19] Wang J F, Wu Q B, Yuan Z Q, et al. Soil respiration of alpine meadow is controlled by freeze-thaw processes of active layer in the permafrost region of the Qinghai-Tibet Plateau[J]. The Cryosphere, 2020, 14(9): 2835-2848.
- [20] Wang E H, Cruse R M, Chen X W, et al. Effects of moisture condition and freeze/thaw cycles on surface soil aggregate size distribution and stability[J]. Canadian Journal of Soil Science, 2012, 92(3): 529-536.
- [21] Lu S B, Xu Y, Fu X P, et al. Patterns and drivers of soil respiration and vegetation at different altitudes in southern China[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2019, 17(2): 3097-3106.
- [22] Gilbert P J, Cooke D A, Deary M, et al. Quantifying rapid spatial and temporal variations of CO₂ fluxes from small, lowland freshwater ponds[J]. Hydrobiologia, 2017, 793(1): 83-93.
- [23] Li Y H, Chen T Z, Li F D. Study on CO₂, CH₄ and N₂O diffusion fluxes in soil profile of typical plant community in Ebinur Lake Wetland[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(4): 667-674. [李艳红, 陈图峥, 李发东. 艾比湖湿地典型植物群落土壤剖面 CO₂, CH₄ 和 N₂O 扩散通量研究[J]. 生态环境学报, 2021, 30(4): 667-674.]
- [24] Karhu K, Auffret M D, Dungait J A J, et al. Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response[J]. Nature, 2014, 513: 81-84.
- [25] Hayden H L, Mele P M, Bougoure D S, et al. Changes in the microbial community structure of bacteria, Archaea and fungi in response to elevated CO₂ and warming in an Australian native grassland soil[J]. Environmental Microbiology, 2012, 14(12): 3081-3096.
- [26] Feng W T, Liang J Y, Hale L E, et al. Enhanced decomposition of stable soil organic carbon and microbial catabolic potentials by long-term field warming[J]. Global Change Biology, 2017, 23(11): 4765-4776.
- [27] Yan Y H, Zheng J Y, Zhang X C, et al. Impact of biochar addition into typical soils on field capacity in Loess Plateau[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2013, 27(4): 120-124, 190. [颜永毫, 郑纪勇, 张兴昌, 等. 生物炭添加对黄土高原典型土壤田间持水量的影响[J]. 水土保持学报, 2013, 27(4): 120-124, 190.]
- [28] Ren L J, Zhao W Q, Li J, et al. Characteristics of soil CO₂ emission and carbon balance in greenhouse soil under different fertilization patterns[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2022, 53(4): 874-881. [任立军, 赵文琪, 李金, 等. 不同施肥模式对设施土壤 CO₂ 排放特征及碳平衡的影响[J]. 土壤通报, 2022, 53(4): 874-881.]
- [29] Wei S J, Luo B Z, Sun L, et al. Spatial and temporal heterogeneity and effect factors of soil respiration in forest ecosystems: A review[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(4): 689-704. [魏书精, 罗碧珍, 孙龙, 等. 森林生态系统土壤呼吸时空异质性及影响因子研究进展[J]. 生态环境学报, 2013, 22(4): 689-704.]
- [30] Lang M, Li P, Wei W. Regularity of net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions in black soil of different textures[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(2): 429-436. [郎漫, 李平, 魏玮. 不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 429-436.]
- [31] Liu H M, Cao L H, Li J R, et al. Response of soil CO₂ concentration at different depth of abies georgei var smithii forest to short-time rainfall on Sejila Mountain, southeastern Tibet[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(22): 8354-8363. [刘合满, 曹丽花, 李江荣, 等. 色季拉山急尖冷杉林不同层次土壤 CO₂ 浓度对短时降雨的响应[J]. 生态学报, 2020, 40(22): 8354-8363.]
- [32] Chen Z, Han R Y, Yang S Q, et al. Fluxes of CO₂, CH₄ and

N₂O from seasonal freeze-thaw arable soils in Northeast China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(2): 387-395. [陈哲, 韩瑞芸, 杨世琦, 等. 东北季节性冻融农田土壤 CO₂、CH₄、N₂O 通量特征研究[J]. 农业环境科学

学报, 2016, 35(2): 387-395.]

[33] Reicosky D C, Archer D W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release[J]. Soil and Tillage Research, 2007, 94(1): 109-121.

Characterization of CO₂ emission fluxes during the sunning stage of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) aquaculture ponds

XIAO Lin¹, XU Ke¹, SUN Yunfei^{1, 2, 3, 4}, LUO Guozhi^{3, 4}, TAN Hongxin^{3, 4}, CHENG Yongxu^{1, 2, 3, 4}

1. Key Laboratory of Integrated Rice-Fishery Cultivation and Ecology, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
2. Research Center for Fish Nutrition and Environmental Ecology, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
3. Shanghai Ocean University, Shanghai Aquaculture Engineering Center, Shanghai 201306, China;
4. National Experimental Teaching Demonstration Center for Aquatic Sciences; Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

Abstract: Before culturing adult Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*), aquaculture ponds are sun-dried to enhance the bottom environment for the next cultivation stage. However, during the sunning stage, the sediment in these ponds may release significant amounts of CO₂ into the atmosphere. We focused on *E. sinensis* aquaculture ponds in Suqian, Jiangsu Province, using soil carbon flux measurement instruments to monitor and analyze CO₂ emission fluxes over two and a half months, from mid-December 2023 to early March 2024. Continuous monitoring was conducted both day and night to determine CO₂ emission fluxes throughout the sunning stage. CO₂ emission fluxes were measured three times a day and night on December 19, 2023, January 24, 2024, and February 28, 2024. Each monitoring session began at 8:00 AM and continued every three hours. Additional measurements were taken on December 14, 2023, December 24, 2023, January 4, 2024, January 14, 2024, January 24, 2024, February 3, 2024, February 13, 2024, February 23, 2024, and March 4, 2024, between 8:00–10:00 AM. Simultaneous meteorological and soil indicators were measured to analyze environmental factors affecting CO₂ emission fluxes. Results showed that the average daily CO₂ emission fluxes from the pond bottom after one week, one month, and two months of sunning were (1214±633) mg/(m²·d), (1055±422) mg/(m²·d), and (407±93) mg/(m²·d), respectively. Emission fluxes peaked in the afternoon and were lowest in the early morning. A diurnal pattern was observed, with higher emission fluxes during the day and lower at night. As sunning time extended, the day-night difference in emission fluxes gradually decreased, though a significant difference persisted. The range of CO₂ emission fluxes at the sediment-atmosphere interface during the sunning stage was 351–2331 mg/(m²·d), with an average of (1040±647) mg/(m²·d). The CO₂ emission fluxes showed a trend of initial increase followed by a decrease, indicating that the entire sunning stage was a source of CO₂ emissions. Stepwise regression analysis identified soil temperature and soil porosity as the primary environmental factors influencing CO₂ emission fluxes. A significant positive correlation was found between soil temperature and CO₂ emission fluxes, while soil porosity was negatively correlated due to the effects of soil moisture and thermal conditions. Cumulative CO₂ emissions increased gradually, although the growth rate slowed over time, with total cumulative CO₂ emission fluxes during the sunning stage calculated at 89.3 g/m². In this study, we reveal the changes in CO₂ emission fluxes during the sunning stage of *E. sinensis* aquaculture ponds, highlighting these ponds as significant CO₂ emission sources during this period. There is substantial potential for CO₂ reduction in the *E. sinensis* aquaculture industry. The data provided by this study support efforts to reduce greenhouse gas emissions and develop corresponding emission reduction strategies in *E. sinensis* aquaculture ponds.

Key words: Chinese mitten crab aquaculture ponds; sunning stage; sediment-atmosphere interface; CO₂ emission flux; CO₂ cumulative emission

Corresponding author: SUN Yunfei. E-mail: yfsun@shou.edu.cn