

水位调控对崇明东滩围垦区滩涂湿地土壤呼吸的影响*

仲启铖 关阅章 刘倩 曹流芳 陆颖 王璐 王开运**

(上海城市化生态过程与生态恢复重点实验室/华东师范大学资源与环境科学学院, 上海 200241)

摘要 以长江口崇明东滩围垦区滩涂湿地3个地下水位梯度(低水位、中水位和高水位)为对象,于2011年1月至2012年1月测定了湿地的土壤呼吸速率及其主要影响因子.结果表明:围垦区滩涂湿地低水位、中水位和高水位的土壤呼吸速率年变化幅度分别为0.75~11.57、0.70~12.61和0.83~6.67 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$,土壤呼吸速率的最大值出现在7月,最小值出现在1月;在3个梯度下,0~5 cm层土壤温度为驱动围垦区滩涂湿地土壤呼吸季节动态的关键微气象因子,拟合指数模型可以解释其70%以上的季节变异,而各梯度间土壤呼吸温度敏感性(Q_{10} 值)无显著差异;高水位的土壤呼吸速率最低,可能与土壤温度较低和土壤体积含水量较高有关,中水位的土壤呼吸速率高于低水位,可能是土壤电导率和容重较低,地上生物量和细根密度较高的结果.合理调控围垦区滩涂湿地水位可以降低土壤呼吸速率,增强该类退化湿地的碳汇功能.

关键词 长江口 崇明东滩 围垦区滩涂湿地 水位调控 土壤呼吸

文章编号 1001-9332(2013)08-2141-10 **中图分类号** Q148 **文献标识码** A

Effects of water table manipulation on the soil respiration in a reclaimed tidal wetland at Dongtan of Chongming Island, China. ZHONG Qi-cheng, GUAN Yue-zhang, LIU Qian, CAO Liu-fang, LU Ying, WANG Lu, WANG Kai-yun (*Shanghai Key Laboratory of Urbanization and Ecological Restoration/College of Resources and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China*). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2013, 24(8): 2141-2150.

Abstract: From January 2011 to January 2012, a monitoring was made on the soil respiration rate and its major affecting environmental factors along a gradient of water table (low, medium and high) in a reclaimed tidal wetland at the Dongtan of Chongming Island in the Yangtze Estuary of China. The annual soil respiration rate in the wetland with low, medium and high water table was 0.75-11.57, 0.70-12.61, and 0.83-6.67 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, respectively. The soil respiration rate was the maximum in July and the minimum in January. The soil temperature in 0-5 cm layer was the key microclimate factor driving the soil respiration across the three gradients, which could explain more than 70% of the seasonal variation of soil respiration in the reclaimed tidal wetland by fitting an exponential model. No significant difference was observed in the temperature sensitivity of soil respiration (Q_{10} value) among the three gradients. The lowest soil respiration rate in the wetland with high water table was probably due to the lower soil temperature and the higher soil volumetric water content, whereas the higher soil respiration rate in the wetland with medium water table than with low water table could be caused by the lower soil electricity conductivity and bulk density and the higher aboveground biomass and live fine root density. To appropriately manipulate the water table in the reclaimed tidal wetland could decrease soil respiration rate and enhance the carbon sink function of this degraded wetland.

Key words: Yangtze Estuary; Dongtan of Chongming Island; reclaimed tidal wetland; water table manipulation; soil respiration.

* 上海市科委崇明科技专项(11dz1210903)资助.

** 通讯作者. E-mail: wangky@cib.ac.cn

2012-10-22 收稿, 2013-06-06 接受.

土壤呼吸是指土壤库中的碳以 CO_2 形式释放到大气中的过程,主要包括3个生物学过程(植物根系呼吸、土壤微生物异养呼吸及土壤动物呼吸)和一个非生物学过程(少量土壤有机物氧化产生 CO_2)^[1].它是陆地生态系统碳循环过程中的重要环节,也是大气和陆地圈之间第二大碳通量的来源^[2],主要受土壤微气象因子、土壤理化性质和植物群落特征等环境因子的影响^[3].

潮汐盐沼是广泛存在于世界中高纬度地区的一种湿地生态系统类型^[4],大多位于淤泥质河口海岸潮间带,是生产力最高的湿地类型之一^[5].潮汐盐沼中的植被根冠比较大,大量碳被封存在地下生物量和土壤中.加之河口海岸潮间带较强的淤积作用,某些潮汐盐沼中碳的封存速率可以达到北方泥炭沼泽的10倍^[6].据预测,全世界约有430 Tg 碳储存在潮汐盐沼0~50 cm 土层内^[7].天然潮汐盐沼受潮汐的影响,土壤经常处于水分饱和状态,由此形成的厌氧环境通常不利于好氧微生物的生存,有机质分解主要由厌氧微生物完成,同时,由于 CO_2 在土壤剖面上的传输排放容易受高含水量的限制,土壤呼吸速率较低^[8-10].但随着河口海岸地区城市化进程的加速,人口增长和经济发展对土地的需求量增加,大量天然潮汐盐沼被人工堤坝围垦以作为新生土地资源^[11-12].围垦区滩涂湿地的土壤水热条件及养分状况发生了改变;同时,排水洗盐等管理措施使围垦区滩涂湿地水位下降,土壤盐度发生变化,土壤厌氧环境减弱,植被发生次生演替,生产力下降^[12-13].围垦导致的环境因子变化均可能对潮汐盐沼的土壤呼吸产生影响,并进一步影响其碳汇功能和碳库规模.汪青等^[14]研究发现,上海崇明东滩围垦区滩涂湿地 CO_2 排放速率显著高于天然潮汐盐沼;Portnoy^[15] 研究发现,在美国的鳕鱼角(Cape Cod),通风导致土壤分解加速,围垦区滩涂湿地的土壤有机碳含量显著低于未围垦区.

水是湿地生态系统中最重要生态要素.世界上已有很多采用水位调控对泥炭沼泽等退化湿地水文环境进行修复或重建的案例.提高湿地水位可以降低土壤呼吸速率和增加植被生产力,从而增强或恢复其碳汇功能^[16-17].目前,有关围垦区滩涂湿地水文环境修复或重建的研究大多关注生物多样性的恢复,且多采用毁堤重新引入潮水的方法^[18-19],而采取工程措施调控水位对该类退化湿地土壤呼吸等碳循环过程影响的研究较少见.本文以长江口崇明岛东滩围垦区为研究区域,探讨了水位调控对围垦

区滩涂湿地土壤呼吸的影响,以期为该类型退化湿地进行有效管理,增强或恢复其碳汇功能提供科学依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区域位于长江河口崇明岛东滩围垦区(31°38' N, 121°58' E),属于北亚热带海洋性气候,年均气温 15.3 °C,年均降水量 1003.7 mm,年均日照时数 2104 h.冬季盛行偏西北风,夏季盛行偏西南风.在1998年围垦之前,该区域位于发育良好的天然潮汐盐沼高潮滩,地形和植被较为一致.与天然潮汐盐沼相比,围垦及传统的围垦滩涂利用模式(排水-洗盐-撂荒-放牧/种养植)使该区域原有生态系统服务功能严重下降^[20].2003年起,该区域开展了以水位调控为主要手段的多目标生态修复工程,以保育和修复围垦滩涂生态系统服务功能,实现可持续利用.该项工程对整个区域实施了水系重建,拓宽潮沟,堵塞原有排水沟渠,形成人工河道等措施.在河道下游建设水闸,拦截径流,提高河道水位,从而形成了相对稳定的水体.在丰水期,水体的补给主要来自降雨;在枯水期,将不定期的从周边流量大的河道调水.由于河道开挖深度和微拓扑地形的差异,该区域现已形成了差异较为明显的3个地下水位梯度——低水位(LW)、中水位(MW)和高水位(HW).这为研究水位调控对围垦区滩涂湿地土壤呼吸的影响提供了条件.3个梯度下滩涂湿地地表大部分时间都暴露于空气中,只在降水较多时才会产生不定期的短时淹水.研究区域内土壤为滨海盐土.植物群落主要以禾本科和菊科草本植物为主,优势种为芦苇(*Phragmites australis*)和白茅(*Imperata cylindrica*).

1.2 研究方法

1.2.1 样地选择和样方设置 2010年9月,在研究区域不同地下水位梯度[低水位(LW)、中水位(MW)和高水位(HW)]下,分别选取地势均匀、植被较均一的地块作为样地.每个样地中设置3个10 m×10 m的永久样方,3个样方相互平行,平均间距为5 m(图1).

1.2.2 土壤呼吸及土壤微气象因子测定 2010年10月,在每个永久样方内设置“W”形分布的5个样点.在每个样点中,将长5 cm、直径10 cm的PVC圈埋入3 cm深的土壤中,作为土壤呼吸测定的底座,每个样地内设置了15个PVC圈.由于芦苇是具有

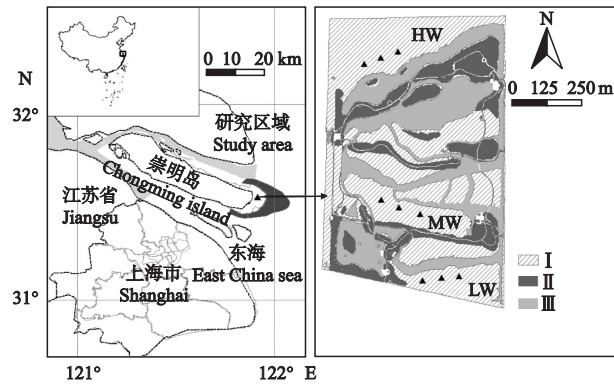


图1 研究区示意图

Fig. 1 Sketch of the study area.

LW: 低水位 Low water table; MW: 中水位 Middle water table; HW: 高水位 High water table. 下同 The same below.

通气组织的湿生植物, 将其植株包含在 PVC 圈内可能影响土壤呼吸测定的准确性, 因此在布设 PVC 圈时, 尽量将其布设在芦苇植株之间. 测定时如果地表有积水, 则根据积水深度使用长度不定、直径相同的 PVC 圈, 但务必使 PVC 圈口露出水面. 研究期间共测定 18 次, 分别在 2011 年 1 月—2012 年 1 月晴天的 8:30—11:30 进行. 其中, 非生长季平均每月测定一次, 生长季平均每月测定两次, 每次测定每个样地需要一天时间. 由于 PVC 圈内可能仍含有少量其他草本植物, 在每次测定的前一天, 将 PVC 圈内活植物体贴地面剪除以排除其呼吸作用. 因各样地内植被较均一, 故假设每个样地 15 个样点的重复取样基本上可以消除不同 PVC 圈内草本植物株数的差异对样地之间土壤呼吸速率可比性的影响. 采用 Li-6400 便携式光合作用仪的土壤呼吸叶室 (Li-Cor Inc., Lincoln, NE, USA) 测定土壤呼吸. 测定时将该叶室置于 PVC 圈上, 并通过垫圈确保气密性. 每次测定时长为 120~240 s, 每个样点测定 2 次, 取平均值.

与此同时, 在每个 PVC 圈附近 10 cm 以内, 采用土壤三参数速测仪 (Wet-2, Delta-T, Cambridge, UK) 同步测定 0~5 cm 层的土壤温度、体积含水量和电导率, 每个样点测定 2 次并取平均值. 采用土壤电导率表征土壤盐度^[21].

另外, 于 2010 年 12 月在每个永久样方内各挖掘一眼长、宽、深 0.5 m×0.5 m×1.5 m 的监测井, 监测湿地地下水位的波动情况. 监测井平时用白铁皮制成的盖子封实. 水位以井内水位与地表的距离表示, 与地表平齐记为零, 低于地表为负, 高于地表为正. 在土壤呼吸测定结束后, 用钢尺对该样方的地下水位进行测量.

每个样方的数据为 5 个样点土壤呼吸速率及土壤微气象因子的平均值. 降水数据来自位于同一区域的自动气象监测站.

1.2.3 土壤理化性质和植物群落特征测定 土壤样品的采集分别在 2011 年 5 月、8 月和 11 月进行. 采样时, 在每个样方的 5 个样点中随机选取 3 个样点, 在 PVC 圈附近 20 cm 以内用土壤采样器采集 0~10 cm 层土壤样品, 将 3 个样点的土样混合, 代表该样方. 将土样带回实验室, 室温下自然风干, 研磨, 分别过筛 18 目和 100 目的土筛, 得到两组样品. 18 目土样用于测定土壤 pH 值; 100 目土样用于测定土壤总有机碳和总氮含量. pH 值测定采用电位法, 总有机碳测定采用重铬酸钾外加热法, 总氮测定采用凯氏定氮法. 同时用环刀另取一部分同层土样, 测定容重.

使用长 38 cm、内径 70 mm 的取根钻在上述样点附近钻取 0~20 cm 土芯, 将每个样方内 3 个土芯混合, 代表该样方. 将土芯带回实验室, 马上用 0.5 mm 网筛反复冲洗以除去土壤. 然后根据根的外形、颜色和弹性区分死根和活根, 将死根及 $\Phi > 2$ mm 活根剔除, 将 $\Phi < 2$ mm 活细根在 85 °C 下烘干至恒量, 测定生物量. 每次根系取样结束后, 在每个样方内未受破坏的区域随机设置 3 个 0.5 m×0.5 m 小样方, 并以小样方为中心, 采用植物冠层分析仪 (CI-110, CIDBio-Science, Inc., Camas, USA) 测定植物群落叶面积指数, 取 3 次测定平均值. 测定结束后, 将小样方内所有植物地上部分剪除, 带回实验室, 在 85 °C 条件下烘干至恒量, 测定地上生物量.

1.3 数据处理

采用范霍夫方程^[22]拟合土壤呼吸速率 (R_s) 与 0~5 cm 层土壤温度 (T_s) 的关系:

$$R_s = a \exp(bT_s) \quad (1)$$

式中: a 为温度为 0 时土壤呼吸速率在坐标轴上的截距 (基础呼吸速率); b 为土壤呼吸温度敏感性参数. b 值可以用来计算 Q_{10} 值, 即温度改变 10 °C 土壤呼吸速率的变化. Q_{10} 值计算公式如下:

$$Q_{10} = \exp(10b) \quad (2)$$

采用活细根 ($\Phi < 2$ mm) 的生物量与采样土芯体积的比值计算活细根密度, 采用土壤总有机碳含量和总氮含量的比值计算土壤碳氮比.

所有数据均采用 SPSS 软件进行统计分析. 统计分析前对所有数据进行方差齐性检验, 若方差不齐则进行对数转换. 采用重复测量方差分析 (RMANOVA) 对土壤呼吸速率、土壤温度、体积含水量、电导率及地下水位进行比较; 采用双因素方差分析 (two-

表1 不同水位梯度土壤呼吸速率与0~5 cm土层微气象因子

Table 1 Soil respiration rate, soil microclimate factors of 0~5 cm soil layer among different water table gradients

水位梯度 Water table gradient	土壤呼吸速率 Soil respiration rate ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	土壤温度 Soil temperature ($^{\circ}\text{C}$)	土壤体积含水量 Soil volumetric water content (%)	土壤电导率 Soil electric conductivity ($\text{ms} \cdot \text{cm}^{-1}$)	水位 Water table (cm)
LW	3.16±0.68b*	19.26±1.87a*	44.0±0.9b*	4.68±0.18a*	-38.9±6.1c*
MW	3.56±0.73a	19.41±1.76a	44.3±0.9b	2.46±0.10b	-29.0±6.0b
HW	2.58±0.48c	17.23±1.70b	49.2±0.8a	3.58±0.18ab	-17.2±5.2a

LW:低水位 Low water table; MW:中水位 Middle water table; HW:高水位 High water table. 不同小写字母表示差异显著($P<0.05$) Different small letters indicated significant difference at 0.05 level. 下同 The same below. *时间和水位梯度的交互效应达显著性水平($P<0.05$) There were significant effects of time by water table gradients interactions at 0.05 level.

way ANOVA)对土壤理化性质和植物群落特征进行比较;采用单因素方差分析(one-way ANOVA)对 Q_{10} 值进行比较;采用最小显著差异法(LSD)进行多重比较($\alpha=0.05$);同时进行土壤呼吸速率和潜在环境影响因子的相关分析与回归分析.采用SigmaPlot 10.0软件作图.图和表中数据为平均值±标准误.

2 结果与分析

2.1 研究区域降水量和地下水位的季节变化

由图2可以看出,2011年研究区域的降水总量为877.4 mm,低于该区域的年平均水平.全年降水的季节变化明显,2011年5月和9—10月的降水分别出现两个低值.

研究期间,3个样地的地下水位存在显著差异(表1),且水位的季节波动与降水量的季节变化趋势较为一致(图2),最高水位出现在8月,最低水位出现在9月.

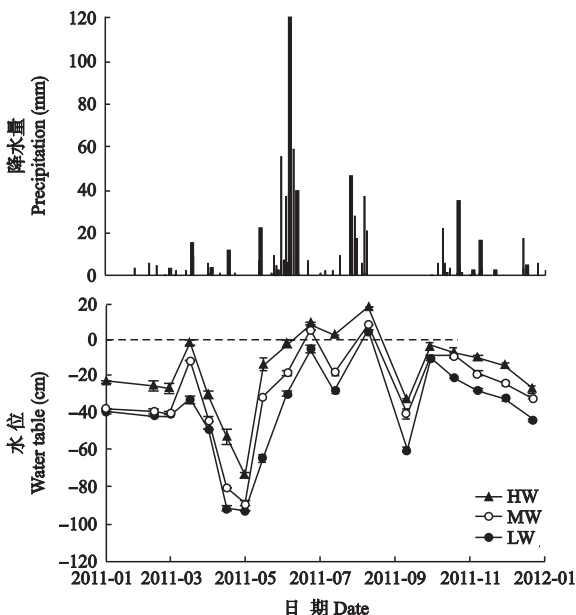


图2 研究区日降水量和地下水位的季节变化

Fig. 2 Seasonal variation of daily precipitation and groundwater table in the study area ($n=3$).

2.2 不同水位梯度土壤呼吸速率的差异

研究期间,低水位、中水位和高水位土壤呼吸速率年变化幅度分别为0.75~11.57、0.70~12.61和0.83~6.67 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.其中,中水位的土壤呼吸速率最大,其平均值分别比低水位和高水位高12.6%和37.7%(表1).3个梯度下土壤呼吸速率的季节变化趋势呈单峰型曲线,最大值出现在7月30日,最小值出现在1月19日(图3).

2.3 不同水位梯度土壤微气象因子的差异

由表1可以看出,在0~5 cm土层,高水位土壤平均温度最低,低水位和中水位之间差异不显著;高水位土壤平均体积含水量最高,低水位和高水位间的差异不显著;低水位土壤平均电导率最高,而中水位和高水位间差异不显著.

在3个梯度下,0~5 cm层土壤温度呈现明显的季节变化,最大值均出现在7月10日,最小值出现在1月19日.土壤温度和土壤呼吸速率的季节变化趋势基本吻合,但最大值出现的时间不同;土壤体积含水量具有明显的季节变化,其趋势接近于地下水位的季节波动,但两者最大值或最小值出现的日期并不完全一致;而土壤电导率的季节变化无明显规律性(图3).

2.4 土壤呼吸与土壤微气象因子的关系

在3个梯度下,土壤呼吸速率与0~5 cm层土壤温度显著相关(表2).0~5 cm层土壤温度可以

表2 不同水位梯度土壤呼吸速率与0~5 cm土层微气象因子的判定系数

Table 2 R^2 between soil respiration rate and soil microclimate factors in 0~5 cm soil layer under different water table gradients ($n=18$)

	土壤温度 Soil temperature	土壤体积 含水量 Soil volumetric water content	土壤电导率 Soil electric conductivity	水位 Water table
LW	0.81**	0.44	0.11	0.21
MW	0.81**	0.41	0.65**	0.29
HW	0.86**	0.18	0.25	0.25

** $P<0.01$.

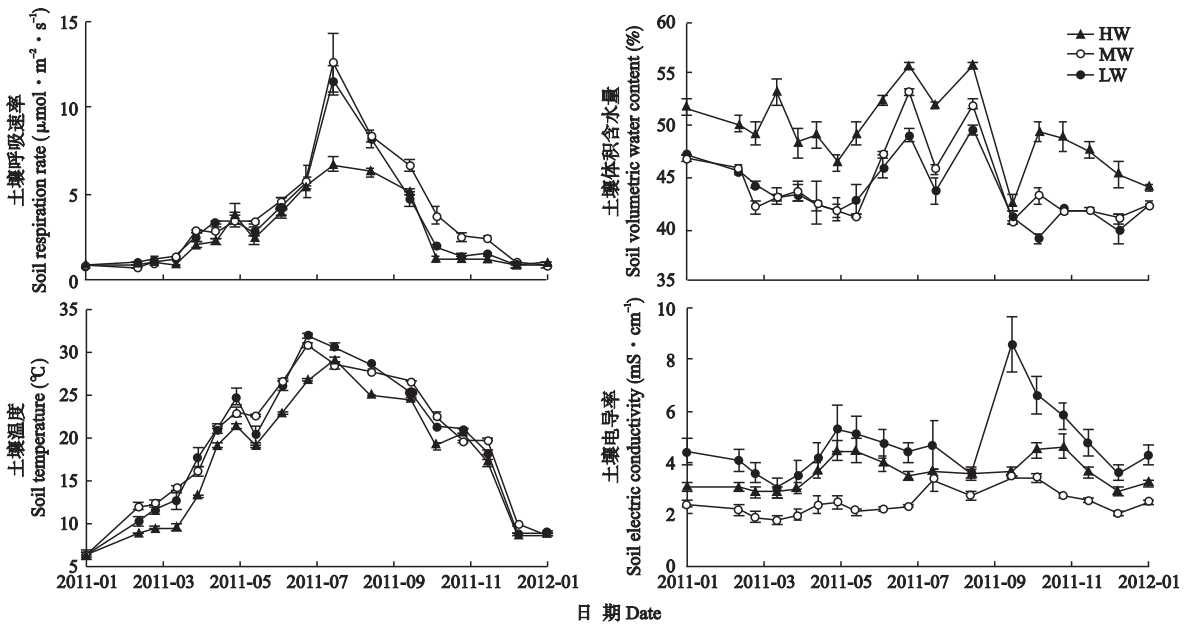


图3 不同水位梯度土壤呼吸速率和0~5 cm层土壤温度、体积含水量和电导率的季节变化

Fig. 3 Seasonal variation of soil respiration rate, soil temperature, soil volumetric water content and soil electric conductivity in 0-5 cm soil layer under different water table gradients ($n=3$).

解释围垦区滩涂湿地土壤呼吸70%以上的季节变异,其解释能力依次为76.4%(低水位)、69.9%(中水位)和86.0%(高水位)(图4)。研究期间,土壤呼吸温度敏感性(Q_{10})在3个梯度间无显著差异(表3)。

土壤呼吸速率与0~5 cm层土壤体积含水量及地下水位均无显著相关性;中水位的土壤呼吸速率与0~5 cm层土壤电导率显著相关,而在其余2个梯度下的相关性不显著(表2)。多元线性回归分析表明,除土壤温度外,3个梯度下0~5 cm层土壤体积含水量对土壤呼吸季节变异的解释能力并未显著提高,但是在高水位0~5 cm层土壤电导率可以额外解释其土壤呼吸9.9%的季节变异。

2.5 不同水位梯度土壤理化性质和植物群落特征

测定的土壤理化指标和植物群落特征均存在显著的季节变化(活细根密度除外),但是土壤理化和植物群落指标在3个水位梯度间均无显著差异(活

细根密度除外);对于所有指标,日期和水位梯度的交互效应均不显著(表4和图5)。3个水位梯度间0~10 cm层土壤有机碳含量、碳氮比、pH值及叶面积指数均无显著差异;低水位0~10 cm层土壤总氮含量显著大于中水位,但与高水位无显著差异;低水位和高水位0~10 cm层土壤容重均显著大于中水位;中水位和高水位地上生物量均显著大于低水位;3个梯度0~20 cm土层 $\Phi < 2$ mm活细根密度的大小顺序依次为高水位>中水位>低水位(图5)。

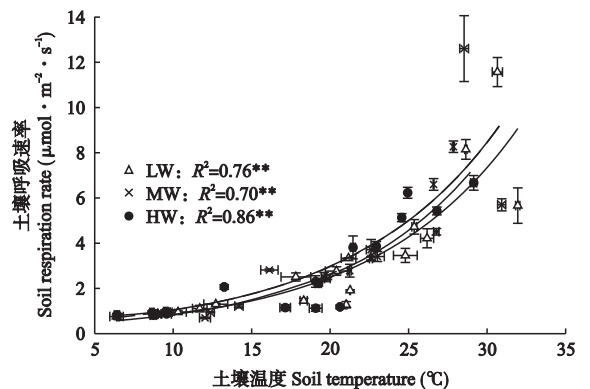


图4 不同水位梯度0~5 cm层土壤温度与土壤呼吸速率的关系

Fig. 4 Relationships between soil respiration rate and soil temperature of 0-5 cm soil layer under different water table gradients ($n=3$).

** $P < 0.01$.

表3 不同水位梯度土壤呼吸温度敏感性单因素方差分析
Table 3 One-way ANOVA of temperature sensitivity of soil respiration among different water table gradients

水位梯度 Water table gradient	Q_{10} 值 Q_{10} value	F值 F value	P	R^2
LW	2.94±0.25a	56.50	<0.001	0.744
MW	2.87±0.16a	37.45	<0.001	0.695
HW	3.05±0.11a	84.22	<0.001	0.837

表 4 不同水位梯度土壤理化性质和植物群落特征 P 值Table 4 P -value between soil physical and chemical properties and plant community characteristics under different water table gradients

项目 Item	总有机碳 Total organic carbon	总氮 Total nitrogen	碳氮比 Nitrogen/ carbon	pH 值 pH value	容重 Bulk density	地上生物量 Aboveground biomass	活细根密度 Live fine root density	叶面积指数 Leaf area index
采样日期 Sampling date (D)	0.011	<0.001	0.020	<0.001	<0.001	<0.001	0.573	<0.001
水位 Water table (W)	0.324	0.055	0.913	0.077	0.066	0.050	<0.001	0.584
D×W	0.629	0.567	0.797	0.440	0.176	0.306	0.202	0.166

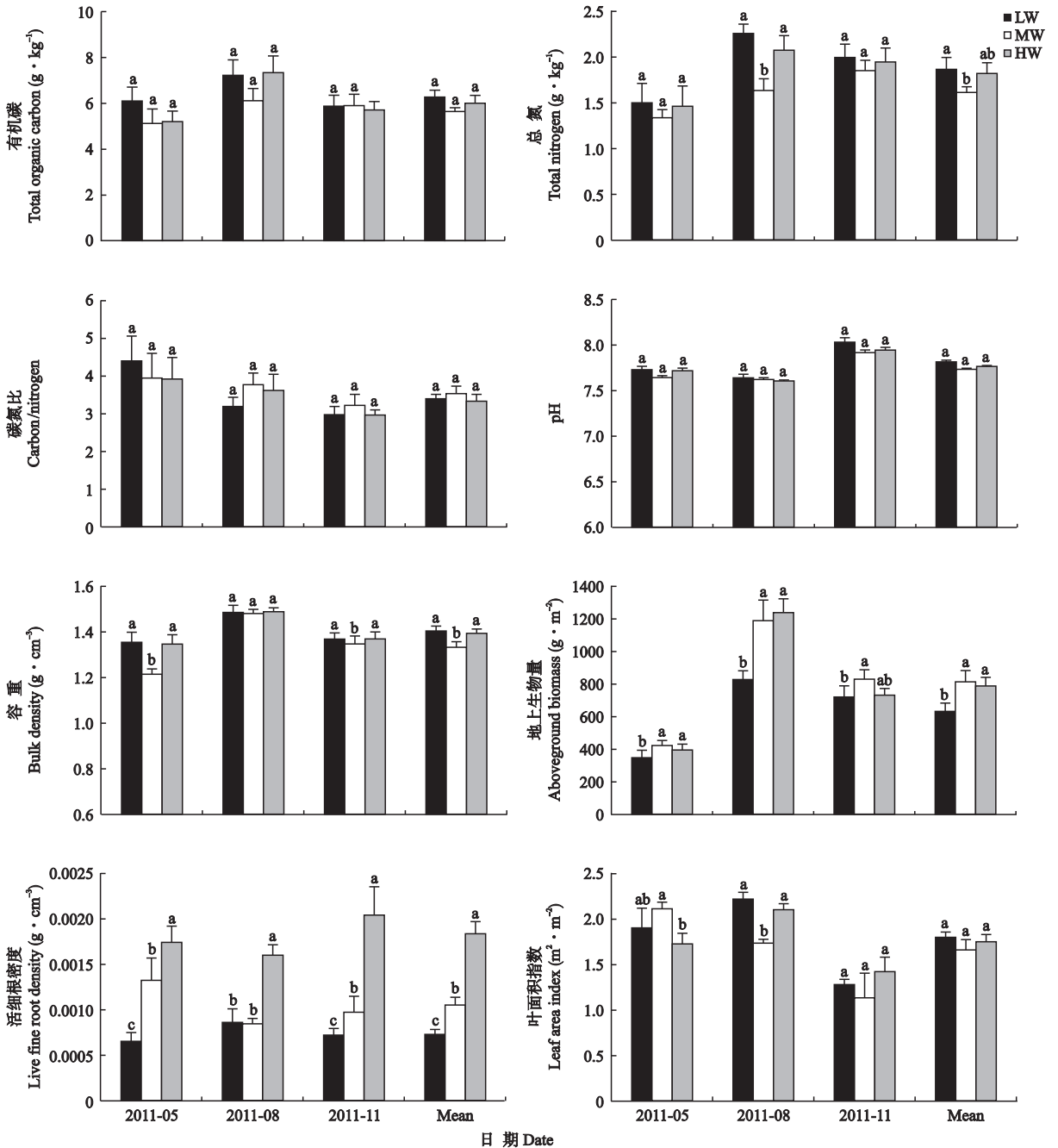


图 5 不同水位梯度土壤理化性质和植物群落特征的比较

Fig. 5 Comparisons of soil physical and chemical properties and plant community characteristics among different water table gradients ($n=3$).

不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$) Different small letters indicated significant difference among treatments at 0.05 level.

3 讨 论

3.1 驱动围垦区滩涂湿地土壤呼吸季节动态的关键因子

本研究中,3 个地下水位梯度下的土壤呼吸速率呈现显著的季节变化,其变化趋势与同步测定的 0~5 cm 层土壤温度的季节变化相吻合。土壤中的植物根系和微生物活性直接受土壤温度的影响,在其他条件适宜的情况下,随着土壤温度的升高其代谢活动增强^[23]。另外,湿地植物的物候也会影响土壤呼吸的季节变化^[24]。围垦区滩涂湿地植被以多年生草本植物为主,每年春季,随着温度的上升,积温达到一定阈值后,生长季开始,植物生物量及活性不断增加,并在夏季达到最大;年积温在秋季达到另一个阈值,植物开始枯黄衰亡。由于土壤呼吸主要来源于植物根系及根际微生物的代谢活动,因此与植物生物量及活性关系密切,尤其是在有机质含量较低的土壤中^[25]。本研究中,0~5 cm 层土壤温度是控制围垦区滩涂湿地土壤呼吸季节变异关键的微气象因子。温度对天然潮汐盐沼土壤呼吸的主导作用已有研究报道^[26-27],二者的这种关系通常也适用于淡水沼泽^[28-29]。

研究期间,随着土壤温度的升高,土壤呼吸速率逐渐增大;至 7 月 10 日,土壤温度达到最大值,但土壤呼吸速率却没有达到峰值。其原因可能是 7 月初频繁降水造成土壤含水量较高。土壤含水量是影响土壤呼吸的另一个重要微气象因子,过高的土壤含水量会阻碍 O₂ 在土壤中的扩散,抑制土壤中植物根系和微生物的活性,有机质分解速率下降,从而减少 CO₂ 的产生。同时,过高的土壤含水量还会限制较深层土壤产生的 CO₂ 向土壤-大气界面扩散^[30-31]。因此,在湿地生态系统中,长期或者季节性短期淹水导致土壤含水量过高通常会抑制土壤呼吸^[29,32]。然而,本研究并没有发现土壤呼吸速率和 0~5 cm 层土壤体含水量呈显著的负相关;除土壤温度外,土壤体含水量的加入并不能提高其对土壤呼吸季节变异的解释能力。这说明在围垦区滩涂湿地,尽管某些时候较高的土壤含水量会限制土壤呼吸对温度变化的响应,但由于土壤含水量始终处于相对适宜范围内,在整个研究期间并不能与土壤呼吸速率形成显著的负相关关系。另一个可能的解释是,尽管湿地表层土壤含水量有一定的季节变化,但这种变化并不能充分反映较深层土壤尤其是水饱和带土壤的通气条件。聂明华等^[26]和杨文英等^[27]对同一区域天

然潮汐盐沼的研究发现,表层土壤含水量在时间序列上对土壤呼吸的影响不显著^[26-27]。本研究中也并没有发现土壤呼吸速率与地下水位在季节尺度上具有显著的相关关系。

盐度也可能是河口海岸滩涂湿地中影响 CO₂ 产生与排放的重要环境因子^[8,33]。通常,盐度增加会通过提高渗透压胁迫限制土壤中微生物的异养呼吸,降低土壤呼吸速率^[34]。对天然潮汐盐沼湿地的研究发现,在时间序列上,土壤呼吸速率经常会随着盐度的上升而下降^[8,26]。然而,本研究并没有发现土壤呼吸速率和 0~5 cm 层土壤电导率呈显著的负相关,这可能是因为前期的排水洗盐等管理措施已降低了该区域的土壤盐度,并且围垦区滩涂湿地的微生物群系对土壤盐度的季节变化具有较好的耐受性。值得注意的是,在平均土壤电导率较低的中水位,围垦区滩涂湿地土壤呼吸速率和 0~5 cm 层土壤电导率反而呈显著的正相关。Marton 等^[35]在模拟海水入侵淡水潮汐沼泽的试验中发现,在低盐度水平,土壤中 CO₂ 的产生速率随着处理盐度的升高而增大;同时,还原性硫化物的形成与 CO₂ 产生的趋势较为一致。SO₄²⁻ 可以作为厌氧微生物进行有机质矿化的电子受体,其产物为硫化物和 CO₂^[36-37]。在天然潮汐盐沼,土壤有机质分解以厌氧微生物进行的 SO₄²⁻ 还原为主^[38-39]。采取水位调控措施后,围垦区滩涂湿地的土壤水位上升,较深层土壤剖面厌氧环境产生更加频繁,适宜专性厌氧的 SO₄²⁻ 还原菌保持活性;而且围垦区滩涂湿地土壤中的盐类为海源,SO₄²⁻ 含量相对丰富。因此,较低范围内土壤电导率的季节性增加可能通过提高 SO₄²⁻ 还原速率产生 CO₂ 而增大土壤呼吸速率。但是,这种现象在平均土壤电导率相对较高的低水位和高水位均不存在。这可能是因为在土壤电导率较高时,Na⁺、K⁺ 等阳离子对厌氧微生物活性的渗透压胁迫更加强烈,不利于 SO₄²⁻ 还原产生 CO₂。造成这一现象的机制还有待于研究。

3.2 水位调控对围垦区滩涂湿地土壤呼吸的影响及其潜在机制

与国内外类似研究相比,尽管采取了水位调控措施,本研究中围垦区滩涂湿地平均土壤呼吸速率在总体上仍高于天然潮汐盐沼,甚至高于部分天然潮汐盐沼的生态系统呼吸速率,而与同一围垦区内鱼塘撂荒地的土壤呼吸速率接近(表 5)。这表明对天然潮汐盐沼进行围垦会不可避免地导致其土壤呼吸速率增大,尤其是在土壤碳库中的易分解组分没

表 5 与其他滩涂湿地土壤或生态系统呼吸速率的比较

Table 5 Comparisons of soil respiration rate or ecosystem respiration rate between this study and the studies conducted in other tidal wetlands

湿地类型 Wetland type	优势植物 Dominant species	研究时段 Study period	土壤呼吸速率 平均值 Mean of R_s ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	生态系统呼吸 速率平均值 Mean of R_e ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	研究地点 Study site
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	海三棱藨草 <i>Scirpus mariqueter</i>	2004-07—08	3.31	—	中国长江口 ^[45]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	芦苇 <i>P. australis</i>	2010-05	2.75	—	中国杭州湾 ^[27]
围垦区鱼塘撂荒地 Abandoned land reclamation area pond	芦苇、碱莞等 <i>P. australis</i> , <i>Tripolium vulgare</i> , etc.	2007-11—2008-11	2.78	—	中国长江口 ^[46]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	海蓬子等 <i>Salicornia</i> sp., etc.	2009-05—12	2.80	—	澳大利亚 Westernport 海湾 ^[10]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	互花米草、狐米草 <i>Spartina alterniflora</i> , <i>S. patens</i>	2007-07—08	3.73	—	美国 Narragansett 海湾 ^[47]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	互花米草 <i>S. alterniflora</i>	1978—1981	1.68	—	美国 Great Sippewissett 盐沼 ^[48]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	海三棱藨草 <i>S. mariqueter</i>	2004-05—2005-05	—	2.81	中国长江口 ^[9]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	互花米草、芦苇等 <i>S. alterniflora</i> , <i>P. australis</i> etc.	2009-1—12	—	2.29	中国闽江口 ^[8]
天然潮汐盐沼 Natural tidal salt marsh	互花米草、狐米草 <i>S. alterniflora</i> , <i>S. patens</i>	1993-06—09	—	0.68	加拿大 Fundy 海湾 ^[33]
围垦区潮滩湿地 Tidal wetland in reclamation area	芦苇、白茅 <i>P. australis</i> , <i>I. cylindrica</i>	2011-01—2012-01	3.10	—	中国长江口 (本研究)

R_s : 土壤呼吸速率 Soil respiration rate; R_e : 生态系统呼吸速率 Ecosystem respiration rate.

有被大量消耗之前^[32].

通过室内培养和野外实测发现,在空间序列上,随着水位或者积水深度的降低,湿地土壤呼吸速率逐渐增大^[32,40-41]. 本研究中随着地下水位的降低,高水位土壤呼吸速率最小,中水位最大. Muhr 等^[42]对德国东南部一个矿质泥炭沼泽进行研究发现,人工降低水位对其土壤呼吸速率并没有造成显著影响,相对于表层泥炭,降低水位仅提高了较深层泥炭的氧气可用性,而土壤呼吸可能受较低的底物质量的限制. 由此可见,水位调控对湿地土壤呼吸的影响较为复杂.

水位调控首先会作用于湿地土壤的温度、湿度等微气象因子,对土壤呼吸产生直接的影响,还可以通过改变湿地土壤理化性质和植物群落特征等环境因子,间接地作用于土壤呼吸. 本研究中,土壤温度是控制围垦区滩涂湿地土壤呼吸季节变异的关键微气象因子,由于水的比热容大于空气,高水位中高的表层土壤含水量使其表层土壤温度显著小于其余两个梯度. 另外,在土壤温度达到最大时,高水位中高的土壤含水量可能更容易限制土壤呼吸对温度变化的响应. 因此,尽管高水位 $\Phi < 2$ mm 活细根密度(表征根系呼吸底物中活性最强部分)显著大于低水位和中水位,但其土壤呼吸速率仍最低. 本研究中,中水位和低水位表层的土壤温度和体积含水量均无显

著差异,但由于中水位的地下水位显著高于低水位,可能导致前者表层土壤的电导率显著小于后者. 在空间序列上,天然潮汐盐沼有机质分解速率往往与盐度水平呈显著的负相关^[43]. 因此,盐度对土壤呼吸的潜在限制可能是中水位小于低水位. 另外,尽管中水位和低水位 0 ~ 10 cm 层土壤总有机碳含量和碳氮比(分别表征土壤中微生物呼吸底物潜在数量和质量)均无显著差异,但中水位植被地上生物量(表征地上部分凋落物潜在输入量)及 $\Phi < 2$ mm 活细根密度均显著大于低水位,并且中水位 0 ~ 10 cm 层土壤容重(表征土壤中潜在在气体交换通路)也显著小于低水位. 这些因素导致了中水位土壤呼吸速率显著高于低水位.

3 个地下水位梯度间 0 ~ 10 cm 层土壤总有机碳含量没有显著差异,表明短期的水位调控并不足以明显改变围垦区滩涂湿地土壤的有机碳含量. Craft 等^[44]研究也认为,与植物群落相比,微生物群系对水文修复措施的响应更加迟缓,至少需要经过 20 ~ 25 年的发展,退化咸水沼泽的土壤有机质含量才有可能接近自然状态. 但是,提高地下水位后,围垦区滩涂湿地土壤剖面水饱和带的上边界会抬高,使较深层的土壤有机碳库趋于稳定. 同时,围垦区滩涂湿地植被地上生物量会显著增加,有更多植物生产的有机碳被封存在土壤中,或者以凋落物碳库的

形式在土壤表面积累. 因此, 合理调控围垦区滩涂湿地水位可以降低土壤呼吸速率, 增强该类退化湿地的碳汇功能.

参考文献

- [1] Singh J, Gupta S. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review*, 1977, **43**: 449–528
- [2] Wan S, Norby RJ, Ledford J, et al. Responses of soil respiration to elevated CO₂, air warming, and changing soil water availability in a model old-field grassland. *Global Change Biology*, 2007, **13**: 2411–2424
- [3] Rustad LE, Huntington TG, Boone RD. Controls on soil respiration: Implications for climate change. *Biogeochemistry*, 2000, **48**: 1–6
- [4] Adam P. Saltmarsh Ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1990
- [5] Odum EP. Trans. Sun R-Y (孙儒泳). Fundamentals of Ecology. Beijing: People's Education Press, 1981 (in Chinese)
- [6] Chmura GL, Anisfeld SC, Cahoon DR, et al. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, **17**: 1111
- [7] Smith KK, Good RE, Good NF. Production dynamics for above and belowground components of a New Jersey *Spartina alterniflora* tidal marsh. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 1979, **9**: 189–201
- [8] Tong C (仝川), E Y (鄂焱), Liao J (廖稷), et al. Carbon dioxide emission from tidal marshes in the Min River Estuary. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2011, **31**(12): 2830–2840 (in Chinese)
- [9] Yang H-X (杨红霞), Wang D-Q (王东启), Chen Z-L (陈振楼), et al. Characteristics of carbon fluxes through intertidal flat wetland-atmosphere interface of Yangtze estuary. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2006, **26**(4): 667–673 (in Chinese)
- [10] Livesley SJ, Andrusiak SM. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2012, **97**: 19–27
- [11] Connor RF, Chmura GL, Beecher CB. Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: Implications for restoration of reclaimed marshes. *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, **15**: 943–954
- [12] Fernandez S, Santin C, Marquinez J, et al. Saltmarsh soil evolution after land reclamation in Atlantic estuaries (Bay of Biscay, North coast of Spain). *Geomorphology*, 2010, **114**: 497–507
- [13] Hua Z-L (华祖林), Geng Y (耿妍), Gu L (顾莉). Advances in researches on environmental impacts and ecological effects of reclamation of tidal flats. *Journal of Economics of Water Resources* (水利经济), 2012, **30**(3): 66–69 (in Chinese)
- [14] Wang Q (汪青), Liu M (刘敏), Hou L-J (侯立军), et al. Characteristics and influencing factors of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from Chongming eastern tidal flat wetland. *Geographical Research* (地理研究), 2010, **29**(5): 935–946 (in Chinese)
- [15] Portnoy JW. Salt marsh diking and restoration: Biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management*, 1999, **24**: 111–120
- [16] Waddington JM, Strack M, Greenwood MJ. Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research*, 2010, **115**: G01008
- [17] Erwin KL. Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 2009, **17**: 71–84
- [18] Wolters M, Garbutt A, Bakker JP. Salt-marsh restoration: Evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation*, 2005, **123**: 249–268
- [19] Bernhardt KG, Koch M. Restoration of a saltmarsh system: Temporal change of plant species diversity and composition. *Basic and Applied Ecology*, 2003, **4**: 441–451
- [20] Zhao B, Kreuter U, Li B, et al. An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, 2004, **21**: 139–148
- [21] Rhoades JD, Chanduvi F, Lesch SM. Soil salinity assessment: Methods and interpretation of electrical conductivity measurements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 57, Rome, Italy, 1999
- [22] Hoff JH. Lectures on Theoretical and Physical Chemistry. Part I Chemical Dynamics. London: Edward Arnold, 1898
- [23] Lloyd J, Taylor JA. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 1994, **8**: 315–323
- [24] Lovelock CE. Soil respiration and belowground carbon allocation in mangrove forests. *Ecosystems*, 2008, **11**: 342–354
- [25] Rey A, Pegoraro E, Oyonarte C, et al. Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semi-arid ecosystem in the SE of Spain. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, **43**: 393–403
- [26] Nie M-H (聂明华), Liu M (刘敏), Hou L-J (侯立军), et al. Seasonal variation of soil respiration and its influence factors in tidal flat of Yangtze Estuary. *Acta Scientiae Circumstantiae* (环境科学学报), 2011, **31**(4): 824–831 (in Chinese)
- [27] Yang W-Y (杨文英), Shao X-X (邵学新), Wu M (吴明). Effects of simulated short-term elevated temperature on soil respiration rate in the reed community in Hangzhou Bay wetland. *Journal of Southwest University* (Natural Science) (西南大学学报·自然科学版), 2012, **34**(3): 83–89 (in Chinese)
- [28] Song C-C (宋长春), Wang Y-Y (王毅勇), Wang Y-S (王跃思), et al. Differences of soil respiration and CH₄ flux between mire and arable soil. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 2005, **36**(1): 45–49 (in Chinese)
- [29] Xie Y-B (谢艳兵), Jia Q-Y (贾庆宇), Zhou L (周莉), et al. Soil respiration and its controlling factors at *Phragmites communis* wetland in Panjin. *Journal of Meteorology and Environment* (气象与环境学报), 2006, **22**(4): 53–58 (in Chinese)
- [30] Davidson EA, Belk E, Boone RD. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hard-

- wood forest. *Global Change Biology*, 1998, **4**: 217–227
- [31] Davidson EA, Janssens IA. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 2006, **440**: 165–173
- [32] Jiang C-S (江长胜), Hao Q-J (郝庆菊), Song C-C (宋长春), *et al.* Effects of marsh reclamation on soil respiration in the Sanjiang Plain. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2010, **30**(17): 4539–4548 (in Chinese)
- [33] Magenheimer JF, Moore TR, Chmura GL, *et al.* Methane and carbon dioxide flux from a macrotidal salt marsh, Bay of Fundy, New Brunswick. *Estuaries*, 1996, **19**: 139–145
- [34] Wichern J, Wichern F, Joergensen RG. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. *Geoderma*, 2006, **137**: 100–108
- [35] Marton JM, Herbert ER, Craft CB. Effects of salinity on denitrification and greenhouse gas production from laboratory-incubated tidal forest soils. *Wetlands*, 2012, **32**: 347–357
- [36] Weston NB, Dixon RE, Joye SB. Ramifications of increased salinity in tidal freshwater sediments: Geochemistry and microbial pathways of organic matter mineralization. *Journal of Geophysical Research*, 2006, **111**: G01009
- [37] Jorgensen BB, Postgate JR. Ecology of the bacteria of the sulphur cycle with special reference to anoxic-oxic interface environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 1982, **298**: 543–561
- [38] Sun B-Y (孙炳寅), Jing M-D (经美德). A study on sulfate reduction in salt marsh near the estuary of obsolete Huanghe River. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1990, **1**(3): 248–253 (in Chinese)
- [39] Howarth RW. The ecological significance of sulfur in the energy dynamics of salt marsh and coastal marine sediments. *Biogeochemistry*, 1984, **1**: 5–27
- [40] Yang JS, Liu JS, Yu JB, *et al.* Effects of water table and nitrogen addition on CO₂ emission from wetland soil. *Chinese Geographical Science*, 2005, **15**: 262–268
- [41] Aerts R, Ludwig F. Water-table changes and nutritional status affect trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, **29**: 1691–1698
- [42] Muhr J, Höhle J, Otiemo DO, *et al.* Manipulative lowering of the water table during summer does not affect CO₂ emissions and uptake in a fen in Germany. *Ecological Applications*, 2011, **21**: 391–401
- [43] Quintino V, Sangiorgio F, Ricardo F, *et al.* *In situ* experimental study of reed leaf decomposition along a full salinity gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2009, **85**: 497–506
- [44] Craft C, Broome S, Campbell C. Fifteen years of vegetation and soil development after brackish-water marsh creation. *Restoration Ecology*, 2002, **10**: 248–258
- [45] Wang D-Q (王东启), Chen Z-L (陈振楼), Wang J (王军), *et al.* Fluxes of CH₄, CO₂ and N₂O from Yangtze estuary intertidal flat in summer season. *Geochimica* (地球化学), 2007, **36**(1): 78–88 (in Chinese)
- [46] Zhang R-J (张容娟), Bu N-S (布乃顺), Cui J (崔军), *et al.* Effects of land use on soil organic carbon and soil respiration in soils reclaimed from wetland in the Chongming Island. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2010, **30**(24): 6698–6706 (in Chinese)
- [47] Wigand C, Brennan P, Stolt M, *et al.* Soil respiration rates in coastal marshes subject to increasing watershed nitrogen loads in southern New England, USA. *Wetlands*, 2009, **29**: 952–963
- [48] Howes BL, Dacey JWH, Teal JM. Annual carbon mineralization and belowground production of *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. *Ecology*, 1985, **66**: 595–605

作者简介 仲启铖,男,1986年生,博士研究生.主要从事湿地生态系统修复和碳循环研究. E-mail: dddzqc@163.com

责任编辑 李凤琴
