

基于 DNDC 模型评估水位变化对滨海湿地净生态系统 CO₂ 交换的影响

陈雅文^{1,2}, 韩广轩^{1*}, 赵明亮¹, 初小静¹, 李培广¹, 宋维民¹, 王晓杰¹

1. 中国科学院烟台海岸带研究所/中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 山东 烟台 264003; 2. 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 水位是影响滨海湿地生态系统蓝碳功能的重要因素。气候变化引起的海平面上升以及极端气候事件的频发, 可能加快水位的变化, 从而改变生态系统碳交换的过程。然而, 滨海湿地碳汇功能响应水位变化的机制尚不清楚。为了评估水位对滨海湿地净生态系统 CO₂ 交换 (NEE) 特征的影响, 以及验证 DNDC (denitrification-decomposition) 模型对模拟预测滨海湿地生态系统碳交换的适用性, 该研究设计了野外水位控制试验 (自然水位, 地下 20 cm 水位、地表 10 cm 水位), 并利用 DNDC 模型模拟和预测水位变化对滨海湿地 NEE 的影响。结果表明: (1) 不同水位处理之间 NEE 差异显著, 地表 10 cm 水位处理促进 CO₂ 吸收, 地下 20 cm 水位则抑制 CO₂ 吸收; (2) 经过校准和验证的 DNDC 模型可以准确模拟水位变化对黄河三角洲湿地 NEE 的影响, NEE 模拟值的日动态与田间观测结果显著相关 ($R^2 > 0.6$); (3) 通过改变气候、土壤和田间管理等输入参数对 DNDC 模型进行灵敏度检验, 生态系统碳交换过程对日均温、降雨和水位改变的响应最为显著, 其中, 水位对 NEE 的影响主要作用于土壤呼吸 (R_s)。未来气候情境下, 不同水位变化下的生态系统碳交换过程随年份增长呈现不同的规律, 因此未来的模拟研究应关注 DNDC 中水文模块和植被演替过程的完善。该研究可为预测水文变化情境下滨海湿地碳汇功能的未来发展以及政策制定提供参考。

关键词: 滨海湿地; 水位变化; 碳交换; DNDC 模型; 敏感性分析; 情境模拟

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.02.004

中图分类号: Q148; X171.1

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2021) 02-0254-10

引用格式: 陈雅文, 韩广轩, 赵明亮, 初小静, 李培广, 宋维民, 王晓杰, 2021. 基于 DNDC 模型评估水位变化对滨海湿地净生态系统 CO₂ 交换的影响[J]. 生态环境学报, 30(2): 254-263.

CHEN Yawen, HAN Guangxuan, ZHAO Mingliang, CHU Xiaojing, LI Peiguang, SONG Weiming, WANG Xiaojie, 2021. Modeling impacts of changes in water level on net ecosystem CO₂ exchange in a coastal wetland of the Yellow River Delta based on DNDC model [J]. Ecology and Environmental Sciences, 30(2): 254-263.

滨海湿地是一类独特的生态系统, 处于陆地和海洋生态系统之间的过渡带, 拥有较高的水饱和度和, 在很大程度上决定了其土壤的发育方式, 进而影响与土壤相关的植物和动物群落类型。这种特殊的水热环境使滨海湿地形成了较高的固碳速率以及较低的分解速率 (McLeod et al., 2011), 是维持气候稳定的“蓝色碳汇” (Livesley et al., 2012; 韩广轩, 2017; Spivak et al., 2019)。在滨海湿地生态系统中, 碳总量的调节主要包括两个过程: 以植物光合作用为主导的碳固定, 以及以土壤有机质矿化和动植物呼吸为主导的碳释放。和其他生态系统不同的是, 湿地也会通过水文驱动的流入流出过程, 接收和释放可溶性和颗粒有机碳 (Fennessy, 2014)。此外, 淹水形成的厌氧环境可通过减缓有机质分解, 导致有机质积聚, 使湿地成为有机碳的

主要储存库和大气碳汇。然而, 湿地碳储存过程对气候变化及其引起的相关变化, 例如海平面上升和极端气候等非常敏感, 可能会变得更易分解, 甚至造成湿地退化 (Liu et al., 2020), 但响应的程度和方向仍不确定。

水文是决定湿地生态系统结构和功能的“主导变量”, 通常以淹水次数、持续时间、频率和周期进行描述 (Fennessy, 2014)。作为气候变化的直接后果, 海平面预计在下个世纪将上升 50—200 cm (Nicholls, 2004), 同时, 极端降雨在频率和持续时间上也有所增加, 提高了滨海湿地的淹水概率 (Westra et al., 2014), 使滨海湿地水文状态发生改变。由于湿地对水文变化的敏感性, 最终对湿地的碳汇功能造成影响。有研究表明在淹水的环境下, 滨海湿地会形成较为封闭的厌氧环境, 不仅抑

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42071126); 山东省林业科技创新课题 (2019LY006)

作者简介: 陈雅文 (1996 年生), 女, 硕士研究生, 从事滨海湿地碳循环关键过程的研究。E-mail: ywchen@yic.ac.cn

*通信作者, 韩广轩, E-mail: gxhan@yic.ac.cn

收稿日期: 2020-10-15

制整个生态系统 CO₂ 的产生和交换（吕海波等，2018；Wei et al., 2020），使得 CO₂ 的排放与水位高度呈负相关（Moffett et al., 2010；Schäfer et al., 2014），还可能通过影响植物生理过程控制湿地生态系统的碳循环关键过程。有相关研究表明，适宜范围内的水位升高可促进部分湿生植物的生长，改变植物的生物量分配（Zhao et al., 2020a），而持续的高水位也可能改变生态系统群落结构（徐金英等，2016）。此外，水饱和状态下的土壤处于厌氧环境，导致植物根系厌氧呼吸生成有害物质而对植物产生胁迫（Chen et al., 2005），抑制其光合作用及有机质向下传输的过程（Sairam et al., 2008；陈亮等，2017），光合产物减少导致微生物机制有效性降低，最终影响土壤呼吸（Sasaki et al., 2009；Han et al., 2014）。因此，为了定量评估湿地生态系统功能，有必要量化水文变化对湿地与大气之间碳交换的影响，所得结果对目前的气候变化可能有较大反馈（Zhao et al., 2019）。同时，可通过校准良好的温室气体排放模型，利用计算机得出物理现象可能导致的结果，对物理实验的结果进行补充。

DNDC 模型是一种基于过程的生物地球化学模型，可追溯温室气体释放轨迹，评估环境或管理变化的影响（Zhao et al., 2020b；王立为等，2019）。它包含 6 个交互作用的子模块：土壤、气候、作物植被、分解、硝化和反硝化（Li et al., 2017），并在改进过程中增加了描述湿地生态系统机理的模块（Zhang et al., 2002），可追踪有机土壤形成过程、地下水位变化过程及土壤氧化还原电位或厌氧过程。尤其是“厌氧气球”的概念被嵌入 DNDC 模型后，对在淹水区域追踪温室气体的释放提供了更灵活的框架（Li et al., 2004），实现对湿地生态系统 CO₂ 和 CH₄ 排放的模拟，从而在模拟泥炭地、湿地温室气体的排放和碳分配等方面也进行了相关应用（Deng et al., 2015；冯钊等，2019；Kang et al., 2020）。然而，在高地下水位、高盐度的滨海湿地，碳交换的模拟研究仍然缺乏，因此，评估 DNDC 模型是否可用于受气候、土壤、生物和人类活动影响的滨海湿地，不仅有助于定量评估滨海湿地碳交换及碳收支的过去、现在和将来，而且还提供了更客观的目标，以估计未来的气候变化及其引起的相关环境变化对滨海湿地碳储功能的影响。

黄河三角洲湿地是海洋与陆地相互作用最活跃的地区之一。降雨、地下水和海水入侵的相互作用形成不同的水文条件，促成了湿地类型、植物群落和生态功能的多样性（Han et al., 2015）。在这项研究中，基于野外控制试验的观测数据与基于过程的生物地球化学模型 DNDC 相结合，一方面探究

大气-植被-土壤界面 CO₂ 过程对水位变化的响应，另一方面对不同水位下黄河三角洲滨海湿地潮上带区域大气与生态系统之间 CO₂ 的垂直交换进行模拟，评估气候变化参数如温度、降水、氮沉降等对碳交换过程的影响和敏感度，利用 CMIP5 中低端 RCP4.5 情景的气候模型 CanESM2 描述的气候数值试验结果，估算 2020—2100 年气候变化情景下黄河三角洲滨海湿地碳交换的变化特征，可为滨海湿地碳储量的未来发展提供参考信息。

1 材料与方法

1.1 试验点概况

研究地点位于中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态试验站（37°45′50″N，118°59′24″E），处于山东黄河三角洲国家级自然保护区大汶流管理站的西侧方位。黄河三角洲属于典型的三角洲平原，地势由西南向东北方向呈逐渐降低趋势。该区域属于温带半湿润大陆性季风气候，四季分明，雨热同期，年平均气温 12.9 °C，最低和最高平均气温分别出现在 1 月和 7 月，年平均无霜期 211 d，多年平均降雨量 550—640 mm，降雨季节和年际差异较大且相对集中，近 70% 的降雨集中在 5—9 月，年平均蒸发量为 1 900—2 400 mm。由于地下水位较浅（平均 1.14 m），雨季期间，芦苇（*Phragmites australis*）群落经常在暴雨后出现地表积水现象（Han et al., 2014）。所选研究点地势平坦，试验土壤质地以砂质粘壤土为主，属盐渍化冲积土（Jiao et al., 2019）。黄河三角洲的原始植被由草本和灌木组成的盐生植物群落主导，植被类型比较均匀，主要优势种包括芦苇、盐地碱蓬（*Suaeda salsa*）和白茅（*Imperata cylindrical*）等，通常在 3 月底至 4 月上旬萌发，10 月中旬开花（Han et al., 2012）。

1.2 试验设计

试验设置 3 个水位处理：地表 10 cm（Above-10）、地下 20 cm（Below-20）、自然水位（CK），每个处理 4 次重复。在该试验中，各小区（2 m×2 m×0.5 m）不同处理间用水泥墙隔开 40 cm 的距离，利用连通器和浮标原理分别对地下和地表水位进行控制。前者由水箱控制地下水位，当水位下降到设定值以下时，水箱内的水由人工添加，多余的水会自动从水箱排出；后者在地面上方 1.5 m 处有一个不透明的塑料水箱（直径 80 cm，长 120 cm），通过水管连接到每个小区，由安装在管子末端的浮球控制着每个地块的水位。当水位下降时，阀体将下沉，附近的湖水经过过滤后将流入样地。每个样地的墙壁上设有小孔，可将下雨后多余的水从样地中排出，两个过程都可将水位控制在固定深

度。在样地中原位插入(地下部分5 cm,高出地面/水面3 cm)直径为30 cm的PVC环,于2018—2019年的生长季期间(5—11月),选择晴朗无云的天气,用LGR型超便携温室气体分析仪(UGGA, Los Gatos Research, Inc., San Jose, USA)测定净生态系统CO₂交换(NEE)($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$):根据植物高度用不同的圆柱体透明箱罩住PVC环及环内植物,再将LGR分析仪连接到透明箱顶部进行采集。每次测量透明箱完全封闭3分钟,采样时间为08:00—11:00,每月测定1—2次。

1.3 DNDC模型的校准验证、灵敏度分析及应用

DNDC模型包含了一套相对完整的生物物理和生物地球化学过程,可通过模拟植被生长和土壤微生物异养呼吸的动态来预测NEE,运行所需的输入参数包括气候条件、土壤性质和农业管理3个方面。本研究使用的DNDC模型是目前公开的版本中最完善的9.5版,将实际测定的相关参数输入模型并进行适当调整,利用样地内整个生长季NEE的田间实测数据对DNDC模型进行校准和验证,使最终的模拟值与田间实测值达到最佳的拟合结果。

试验中顶层土壤(0—0.1 m)数据如下:试验地区的平均容重为 $1.36\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$,土壤有机碳(SOC)含量为 $0.0029\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (土壤干重),pH为8.05。利用LI-7500A开路式湿度相关观测系统中的能量平衡系统(DYNAMET, LI-Cor, USA)对试验站的空气温度(2 m)、降雨量(1.5 m)等气象数据和地下水位进行长期连续监测,通过数据采集器(CR1000, LI-Cor, USA)每30分钟自动记录1次。为了模拟植被生长,DNDC还需要一些物候和生理参数,包括最佳生长条件下的最大生物量生产力(MBP)、根茎比、生物量碳氮比(C/N)、生长积温(TDD)、需水量(WR)和生物固氮指数(NFI)(Deng et al., 2014)。在该研究中,对照和地下水位处理下样地的优势植物是芦苇和盐地碱蓬,地表水位处理下优势植物是芦苇,设定芦苇和盐地碱蓬最佳生物量分别为 $2000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $485\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,其他参数则通过实测值、查阅文献或模型默认值得到。利用校正好的DNDC模型,改变与气候变化及滨海湿地相关的部分参数,检测其对DNDC模型预测净生态系统CO₂交换的影响。

当选中其中一个变量时,其他输入参数保持不变,记录此情景下NEE、土壤呼吸(R_s)、净初级生产力(NPP)、SOC年变化量(d_{soc})的结果进行灵敏度分析。所选变量及变化范围如表1所示。再以2017—2019年的气候及土壤数据作为情景基础,依据来自CMIP5中低端的RCP4.5情景(2100年时温室气体浓度对应的辐射强迫为 $4.5\text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$)的

表1 DNDC模型驱动因子的敏感性分析

范畴 Category	变量名 Name of variable (units)	基础值 Baseline scenario	变化范围 Alternative scenario
气候 Climate	日均温 Average daily soil/ $^{\circ}\text{C}$	13.16 ^a	$\pm(1, 2, 3)$
	降雨 Daily precipitation/cm	75.41 ^a	$\pm(20\%, 40\%, 60\%)$
	氮沉降浓度 N concentration in rainfall/ 10^{-6}	2.26	$\pm(20\%, 40\%, 60\%)$
	土壤 Soil	土壤有机碳 Soil organic carbon/ $(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2})$	0.005
管理 Management	水位 Water table/cm	-115.8	$\pm(5, 15, 30)$

a表示2018年, b表示2019年

a means 2018 and b means 2019

气候模型CanESM2描述的气候变化预测,选取其中的逐日平均温度和降水资料,模拟未来2020—2100年黄河三角洲滨海湿地生态系统碳动态变化。

本研究采用单因素方差分析测定不同水位的差异并对模拟结果进行评估,当 $P<0.05$ 为差异显著。用斜率 k 和决定系数 R^2 验证观测值与模拟值之间的拟合状况。本研究中试验数据的处理及计算运用Excel 2016和SPSS 17.0软件,作图运用Origin pro 2020。

2 结果与分析

2.1 气象因子、地下水位和NEE的季节和年际变化

图1显示了本研究区2017—2019年间主要气象条件和地下水位的变化。3年的日均光合有效辐射分别为 301.4 、 292.0 、 $252.2\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,年际差异较大且有逐年递减的趋势,生长季期间PAR的日均值分别达到了 371.5 、 368.2 、 $317.3\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$,也遵循了相似的趋势(图1a)。年均温呈单峰变化,3年中最高温达到 $31.9\text{ }^{\circ}\text{C}$,最低温可达 $-8.7\text{ }^{\circ}\text{C}$,生长季气温变化趋势相近,分别为 22.7 、 22.4 、 $23.0\text{ }^{\circ}\text{C}$,均与30年(1978—2008)的平均温度(\pm 标准差)(21.9 ± 1.6) $^{\circ}\text{C}$ (图1b)近似。

降雨是影响水位的主要环境因素,通常集中在6—8月,2017—2019年间总降雨量分别达到了 202.4 、 754.1 、 487.5 mm ,年际差异较大,降水格局的变化导致了水位的季节变化和年际变化,2018年地下水位处于高位的时段多于2019年,尤其是生长季期间,而较高的地下水位也易形成间歇性淹水,淹水时间在每年1—2个月不等(图1c)。NEE受水位影响明显,在高水位处显示NEE的负值较小,处于净CO₂吸收状态,而在低水位处NEE达到最大负值,此时净CO₂吸收强度最大。

2.2 水位变化对滨海湿地NEE的影响

在不同水位条件下,NEE存在显著差异(图2),

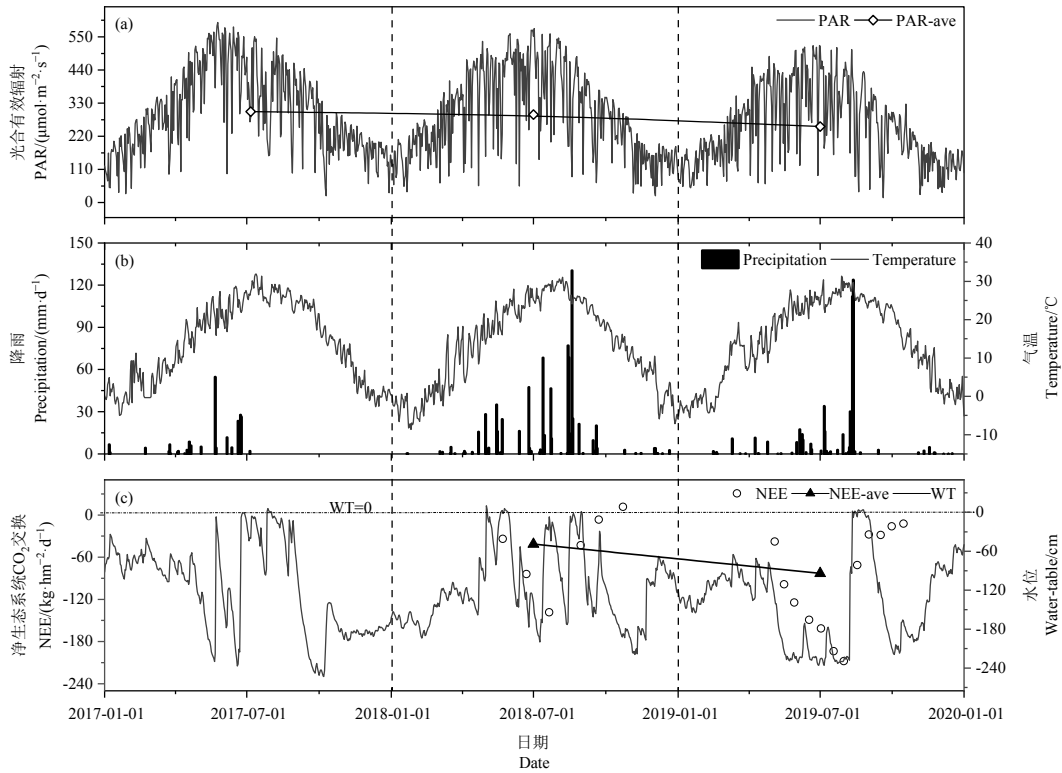


图 1 2017—2019 年日光合有效辐射、温度、降雨、水位和 NEE 年际变化和季节变化特征

Fig. 1 Seasonal and interannual variations of PAR, temperature, precipitation, water table and NEE from 2017 to 2019

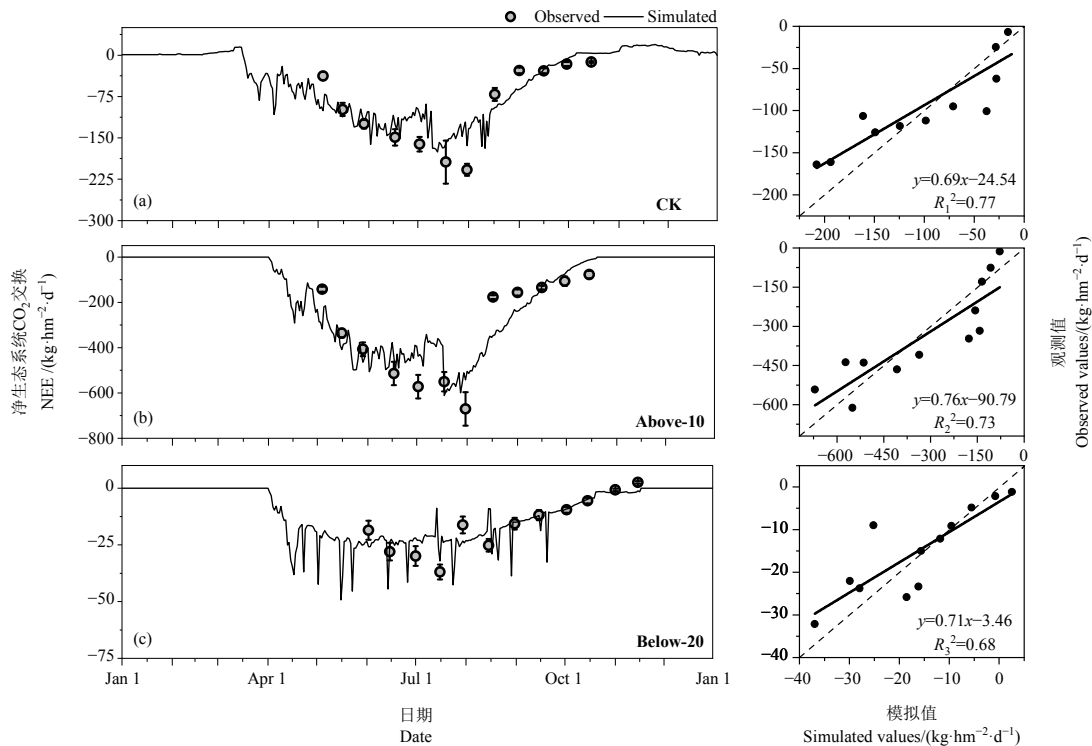


图 2 黄河三角洲滨海湿地 NEE 模拟值与实测值比较

Fig. 2 Comparison of simulated and observed NEE at the Yellow River Delta Coastal Wetland with the DNDC model

观测的 NEE 均值在对照组、地表水位和地下水位的处理下分别为 -94、-320、-16 kg·hm⁻²，此时对应的 NEE 负值 Above-10 > CK > Below-20，因此，NEE

在上升的水位中显示出上升的趋势。同一时间段测量的地表 10 cm 水位 NEE 的日最大值可达到 -670.63 kg·hm⁻²，而地下 20 cm 水位的 NEE 仅达到

它的 1/18, 可相差 $655 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。同时, 通过不断优化参数, 对 DNDC 模型进行反复调试后, 利用试验样地气候、土壤、植被和管理措施的相关参数, 对黄河三角洲滨海湿地 2018—2019 年不同水位下的净生态系统 CO_2 交换进行了模拟。其中, 2018 年自然水位下的观测值用于模型校准, 2019 年的观测值用于模型验证。结果显示, DNDC 模型能够预测生态系统 NEE 的日动态, 模拟的 NEE 值与观测值日动态是近似的 (图 2), 不同处理下 (CK、Above-10、Below-20) 观测值与对应的模拟值之间的差异在所有的情况下均不显著, P 分别为 0.652、0.632、0.519, R^2 分别为 0.77、0.73、0.68 ($n=12$)。这些结果表明模拟水位条件对 NEE 的影响结果能够与观测结果相匹配, 而相应的模拟均值为 -45 、 -164 、 $-10 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 与试验结果呈现相同的规律, 即地表水位相比地下水水位和自然水位处理对应的 NEE 负值更大。

2.3 模型敏感性分析

对表 1 中的驱动因子进行敏感性分析, 检验 DNDC 模型的基本输入参数同时也是当前的主要气候环境因素 (气温、降雨、氮沉降、水位) 以及环境中土壤有机碳含量对模拟黄河三角洲滨海湿地生态系统碳交换过程相关物质即 NEE、NPP、 R_s 、SOC 的敏感性 (图 3、4), 并对影响 NEE 的主要过程进行分析。结果表明, 在当前的输入参数下, 碳交换过程对所选参数的变化都比较敏感, 但程度不同。

DNDC 模型模拟 2018—2019 年 4 种输出因子对 5 种环境变量的响应, 结果显示碳交换过程的相关物质对环境变量的敏感性在两年期间各有不同, (1) NEE 受多种因素的共同影响, 与当年的实际基础值有关, 在 2018 年受温度和氮沉降浓度的影响比较明显, 当年温度增加 3°C 时 NEE 最小, 氮沉降浓度增加 60% 时对应 NEE 的最大负值。而在 2019 年, 降雨和水位对 NEE 的影响最明显, 呈正相关关系, 这可能是因为 2019 年降雨量减少, 水位处于较低水平的时间较长, 此时植物的干旱胁迫是主要限制因素, 增加降雨或提高水位能有效减轻胁迫作用, 因此 CO_2 吸收强度增加。(2) NPP 在 2018 年对氮沉降浓度比较敏感, 随浓度变化相应增加或减少, 而降雨量在 2018 年降低对 NPP 有抑制作用, 在 2019 年增减雨均会影响 NPP。(3) 环境变量对 R_s 的影响显著, 其中温度和水位的作用最明显, 当水位从 -30 cm 增加到 30 cm , NPP 从 $+30\%$ 减少到 -20% , 而当温度从 -3°C 增加到 $+3^\circ\text{C}$ 时, NPP 从 -20% 增加到 $+17\%$ 。(4) SOC 与水位呈显著负相关关系, 2019 年水位降低 30 cm 时, SOC 含量可增加 60% (图 3)。

图 4 在探究 5 种环境变量对 4 种输出因子的影响程度发现, (1) 2018 年温度的变化对土壤呼吸的影响最大, 当温度增加或减少 3°C 时, R_s 同步增加或减少 16%, 然而这一结果仅存在于短期增温,

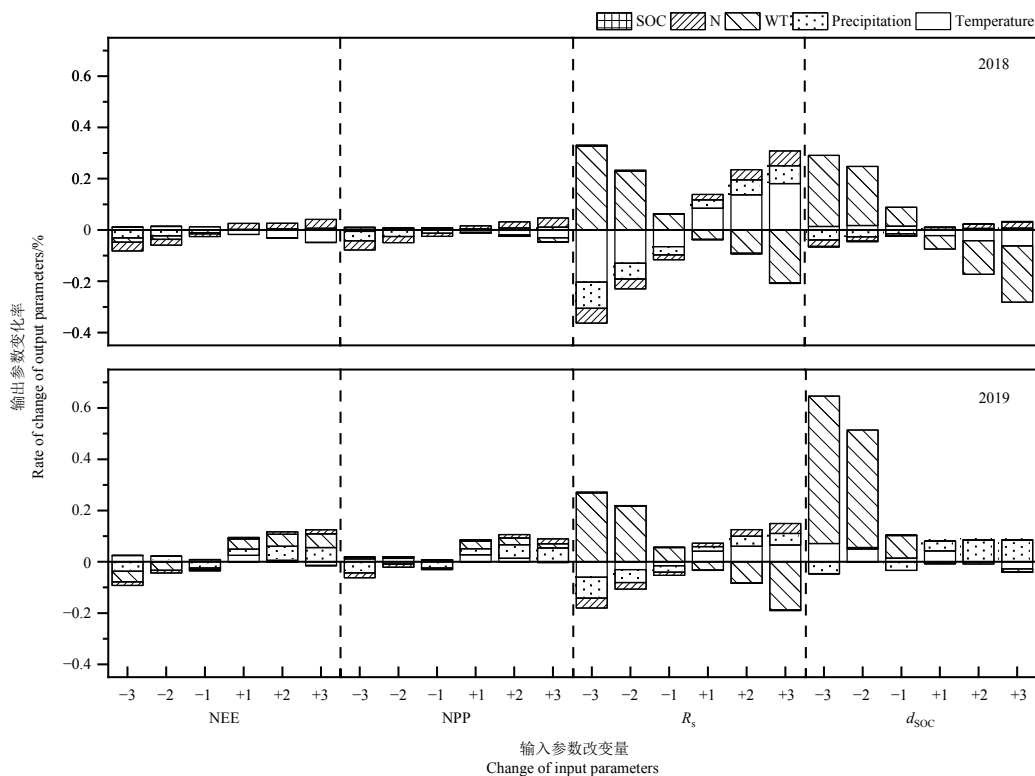
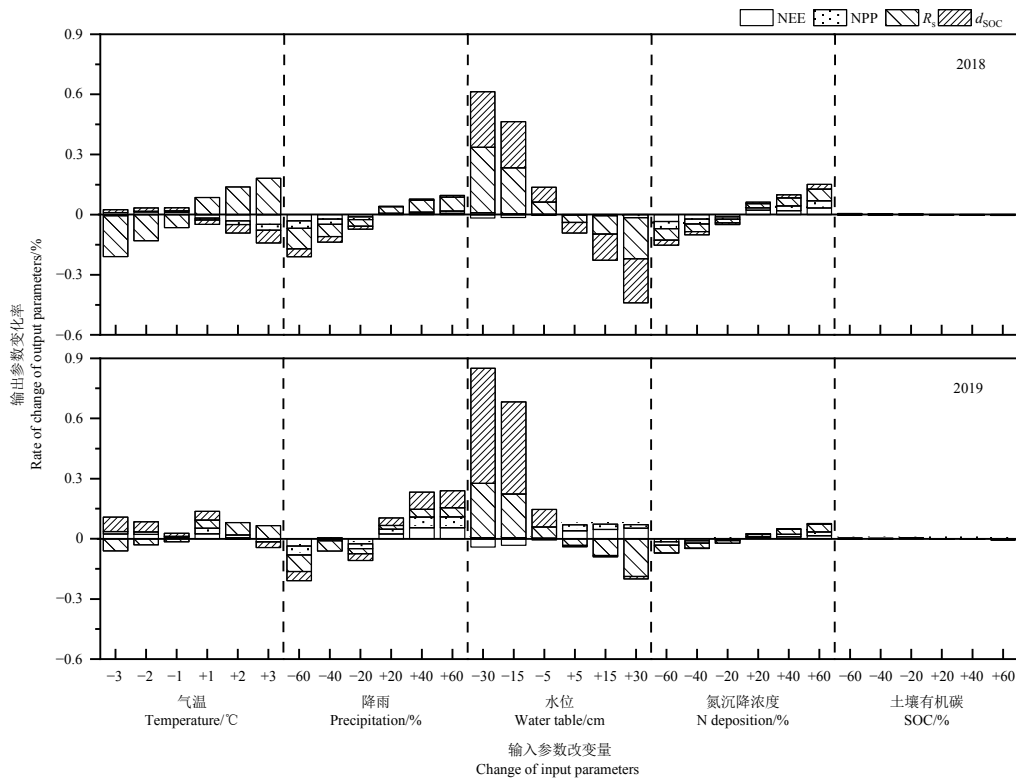


图 3 NEE、NPP、 R_s 和 SOC 对相对于基础值的空气温度、土壤有机碳含量、氮沉降系数和降雨变化的响应

Fig. 3 Response of biomass, NEE, NPP, R_s and SOC to changes in air temperature, water table, nitrogen deposition coefficient and rainfall relative to baseline

图 4 NEE、NPP、 R_s 和 SOC 对环境变量的敏感度分析Fig. 4 Sensitivity analysis of biomass, NEE, NPP, R_s and SOC under changes in air temperature, SOC, nitrogen deposition coefficient and rainfall relative to baseline condition

土壤呼吸对长期增温的响应无统一规律，温度变化对碳交换过程的其他物质影响不明显。(2)降雨量是水位变化的主导因素之一，降雨增加对 R_s 和土壤有机碳年变化 (d_{SOC}) 有一定的促进作用，然而水位与 R_s 存在明显的负相关关系，当水位降低 30 cm 时， R_s 和 d_{SOC} 分别提升约 30% 和 60%。(3)不同浓度的氮沉降对 4 种物质均有较低的促进作用，而土壤有机碳含量的影响作用不明显。2018 年和 2019 年敏感度分析结果有一定差异，两年间其他条件不变仅温度、降雨和水位不同，说明 3 种因素对输出因子存在共同作用。

2.4 水位变化对滨海湿地未来碳动态变化的长期影响

本研究以 2017—2019 年的气候及土壤数据作为情景基础，依据来自 CMIP5 中低端的 RCP4.5 情景 (2100 年时温室气体浓度对应的辐射强迫为 $4.5 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$) 的气候模型 CanESM2 描述的气候变化预测，选取其中的逐日平均温度和降水资料，对未来 2020—2100 年黄河三角洲滨海湿地生态系统碳动态变化进行模拟。DNDC 模型把 d_{SOC} 作为土壤 CO₂ 净交换量，模型中 d_{SOC} 是指系统碳投入 (秸秆碳、有机肥碳、凋落物等) 和碳输出 (主要是土壤异养呼吸) 之间的平衡。通过图 5 可知，在未来气候条件下，自然水位的 NEE、GPP 和生态系统呼吸 (RE)

呈增加趋势，而 d_{SOC} 呈下降趋势。长期地表淹水 10 cm (Above-10, 以下简称 A10) 和地下水 20 cm (Below-20, 以下简称 B20) 处理下 NEE 均表现为大幅降低再逐渐提升。两种处理对碳动态变化的影响差异主要体现在 GPP, A10 的 GPP 随年份增长由短期增加趋于平稳，而 B20 的 GPP 呈波动上升趋势; 3 种处理下 RE 和 d_{SOC} 呈现相反的规律, RE 随年份波动上升, d_{SOC} 则波动下降, 表明未来气候条件下滨海湿地碳储量的增长率随时间推移可能会有所降低, 且淹水环境下 d_{SOC} 的下降速率更快。

3 讨论

3.1 水位变化对滨海湿地 CO₂ 交换的影响

本研究结果表明, 地表 10 cm 水位相比地下 20 cm 对水位滨海湿地 CO₂ 交换有促进作用, 而地下水位显著抑制了 CO₂ 交换。这可能是因为, 地表水处理形成持续淹水的厌氧环境, 地下水处理则提供了相对缺水的环境。有研究表明水位高低是在垂直方向上改变 CO₂ 产生、扩散和排放的重要因素 (Rasmussen et al., 2018)。从土壤呼吸来看, 当水位长期低于土壤表面时, CO₂ 作为有氧呼吸的副产品, 土壤 CO₂ 释放与水位高度呈负相关, 地下水位越低, 碳排放通量越大, 即水位降低会比饱和的土壤释放更多的 CO₂ (Van Grinsven et al., 2017;

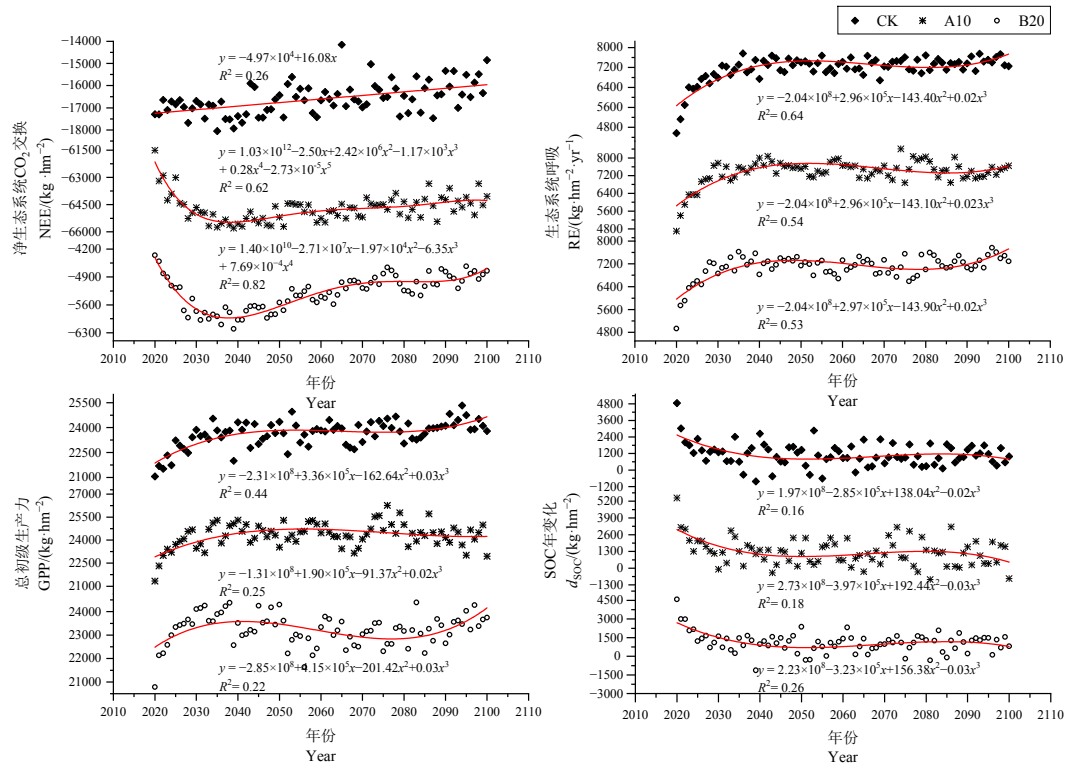


图5 2020—2100年滨海湿地生态系统碳动态变化的模拟

Fig. 5 Simulation of carbon flux in coastal wetland ecosystems from 2020 to 2100

Yamochi et al., 2017; Hoyos-Santillan et al., 2019; Toczydlowski et al., 2020; Zhao et al., 2020c)。而淹水形成的厌氧环境下,好氧微生物的活性受到限制,导致碳矿化和分解速率降低(McNicol et al., 2014),使土壤呼吸受到抑制;但同时相对于未淹水的厌氧土壤,淹水可能促进有机矿物复合物的失稳,导致土壤的分解、可溶性成分的溶解,增加土壤溶液中可溶性有机碳的有效性(Kirk et al., 2003; De-Campos et al., 2009; Yang et al., 2017),进而促进土壤呼吸。也有研究发现,淹水对凋落物分解速率的影响存在从正到负再到中性的关系(Halupa et al., 1995; Fonseca et al., 2016),主要通过改变环境变量如养分供应、盐分或植被的相互作用以影响微生物的分解(Janousek et al., 2017; Zhai et al., 2020)。

从植物来看,在一定范围内的水位提高还可以通过改变生长季期间植物根冠比、叶面积指数、植物高度甚至群落结构等,促进CO₂吸收,提高生产力(全川等, 2011; 徐金英等, 2016; Yang et al., 2018; 贺文君等, 2018; Zhao et al., 2020a)。但也有研究发现由于在较高水位条件下气体扩散速率和氧溶解度低,较低水位则可能形成一定程度的干旱胁迫,两种环境均会对湿地植物产生生理胁迫,这取决于一个物种对水的耐受能力(Ren et al., 2020)。在本研究中,不同水位处理下的样地植被

群落有较大差异,A10处理的主要优势植被为芦苇,B20处理和对照处理对应优势植被类型为芦苇和盐地碱蓬,比例有所差异,地下水组的芦苇约占16%,盐地碱蓬占84%;对照组的芦苇约占84%,盐地碱蓬约占16%。对照组相对于地下水位处理芦苇比例更高,两种植被在生理生化特征上存在较大差异,芦苇的光合和呼吸作用明显强于盐地碱蓬。因此,本试验中地表水位处理仅促进生态系统CO₂交换,而与对照组无显著差异,可能是因为植被群落的差异,导致总初级生产力和生态系统呼吸对水位变化的响应不对等,而形成了较弱的净生态系统CO₂汇强度。造成植被群落差异的可能是:(1)芦苇为湿生植物,生长需水量较大,而地下水位的环境更适宜于盐地碱蓬等低矮盐生植物的生长;(2)淹水环境还可缓解滨海湿地面临的土壤盐碱化的问题,减轻植物盐胁迫作用,因此地表水位处理对植物生长更有利,导致其最终对应的NEE负值更大。而对照组的NEE负值高于地下水位主要是因为研究地点位于黄河三角洲,近海而地势低,地下水位本身较浅,因此在降雨量较大的湿润期(7—9月)土壤容易达到饱和状态,甚至形成淹水环境,相较于地下水位处理增加了从淹水到非淹水的过程,降低土壤CO₂排放通量的同时也减轻了滨海湿地植物的盐胁迫(李敬等, 2019)。此外,有研究表明,当保持地表水位大于40 cm的时间超过9个月,生

态系统将从碳汇或中性转变为碳源，因此由气候变化引起的淹没，在未来可能会削弱湿地生态系统 CO₂ 碳汇功能，从而对气候变化形成正向反馈 (Zhao et al., 2019)。

3.2 模型不确定性分析

本研究对基于过程的 DNDC 模型进行了局部参数化、校准和评估，模拟值与实测值在多个时间尺度上具有良好的一致性，最终结果 R^2 为 0.68—0.77， k 为 0.69—0.76，这表明 DNDC 模型具有潜在的预测水位变化影响滨海湿地 CO₂ 交换的能力，并定量模拟碳收支组成对不同环境因素的响应。然而，模拟结果与现场测量的结果之间也存在一些差异，对 NEE 达到最大值所处时段的捕捉存在偏差，可能存在的原因是，观测数据是瞬时通量，测量时间通常是 08:00—12:00 之间，而模拟值是日均值，掩盖了日动态中瞬时测量所包含的 NEE 波动。其次，植物生长对土壤碳和水动态过程的影响显著 (Zhang et al., 2016)。在植物生长旺盛的阶段，植物自养呼吸占主导地位，此时具有较强的光合作用和净碳固存能力；而在植物衰老阶段，土壤异养呼吸占主导地位，生态系统表现为碳源，此时土壤异养呼吸对总体碳排放的贡献更大。这些变化表明，碳动态与冠层生长和每个特定生长阶段的环境条件密切相关 (Hao et al., 2011)。因此最大值偏差的出现可能是由于试验样点的植被在生长早期 (非仲夏) 就达到了最高的植物活性 (Yu et al., 2020)，而 DNDC 模型对植物生理特性无法做到精确捕捉。

差异还可能源于输入气候数据或模型参数的质量和准确性。在 DNDC 模型中，NEE 受 NPP 和 HR 的直接作用，气温和水位则通过控制土壤温度、NPP、HR 等对 NEE 产生影响 (Deng et al., 2015)。而输入误差又包括输入信息或测量误差，例如气象、土壤和管理措施，这可能导致模型模拟结果存在较大不确定性 (Hastings et al., 2010; Kang et al., 2018)，因为每个输入参数都会以不同方式影响 CO₂ 交换过程 (图 3—4)。同时，碳交换的观测以及水位数据的准确性也是模型模拟结果被高估或低估的主要原因。另一方面，偏差的存在还可归因于模型的简化和过程的缺失，即提供了正确的输入和参数估计，模型也无法模拟给定的过程或对实际复杂的过程进行过分简化的描述 (Hastings et al., 2010)。通过大量的实验数据和验证测试，可以完善或解决模型的理论基础、算法或模型结构中嵌入的缺陷 (Li et al., 1994)。但是，即使模型得到了充分的优化和验证，如果模型的输入信息不足或不准确，模拟结果仍然会产生很大的不确定性 (Kang et al., 2014)。

4 结论

本文通过水位控制试验，分析水位变化对滨海湿地净生态系统 CO₂ 交换的影响，并验证 DNDC 模型对模拟预测滨海湿地生态系统碳交换的适用性。结果表明：(1) 生长季滨海湿地生态系统 CO₂ 交换过程中受土壤-植物系统的共同控制，在不同水位下，地表 10 cm 水位处理促进 CO₂ 吸收，地下 20 cm 水位则抑制 CO₂ 吸收；(2) 经过校准和验证的 DNDC 模型可以准确模拟水位变化对黄河三角洲湿地 NEE 的影响。敏感性分析结果表明，相比于净初级生产力和净生态系统 CO₂ 交换，土壤呼吸和土壤有机碳对环境变量更为敏感，水位和气温是影响生态系统碳交换的主要影响因子。(3) 未来 2020—2100 年气候情境下，滨海湿地 NEE 在自然水位下表现为负值缓慢减少，水位改变则会显著影响湿地 NEE，再随时间趋于平缓。表明在未来气候条件下，滨海湿地对稳定的水位变化可能有一定的适应性。同时，DNDC 模型还需进一步改进有关水位和植被的模块，可帮助更精确地预测在与气候变化相关的不同水文条件下滨海湿地生态系统碳源汇的变化。

参考文献：

- CHEN L Z, WANG W Q, PENG L, 2005. Photosynthetic and physiological responses of *Kandelia candel* L. Druce seedlings to duration of tidal immersion in artificial seawater [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 54(3): 256-266.
- DE-CAMPOS A B, MAMEDOV A I, HUANG C H, 2009. Short-Term Reducing Conditions Decrease Soil Aggregation [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 73(2): 550-559.
- DENG J, LI C S, FROLKING S, 2015. Modeling impacts of changes in temperature and water table on C gas fluxes in an Alaskan peatland [J]. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 120(7): 1279-1295.
- DENG J, LI C S, FROLKING, et al., 2014. Assessing effects of permafrost thaw on C fluxes based on multiyear modeling across a permafrost thaw gradient at Stordalen, Sweden [J]. *Biogeosciences*, 11(17): 4753-4770.
- FENNESSY M S, 2014. *Wetland Ecosystems and Global Change*[C]/In: Freedman, B. (Ed.), *Global Environment Change*. Springer Press, Netherlands, pp. 255-261.
- FONSECA A L D S, BIANCHINI JR I, PIMENTA C M M, et al., 2016. The effect of hydrostatic pressure on the decomposition of inundated terrestrial plant detritus of different quality in simulated reservoir formation [J]. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 21(3): 216-223.
- HALUPA P J, HOWES B L, 1995. Effects of tidally mediated litter moisture content on decomposition of *Spartina alterniflora* and *S. patens* [J]. *Marine Biology*, 123(2): 379-391.
- HAN G X, CHU X J, XING Q H, et al., 2015. Effects of episodic flooding on the net ecosystem CO₂ exchange of a supratidal wetland in the Yellow River Delta [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(8): 1506-1520.
- HAN G X, LUO Y Q, LI D J, et al., 2014. Ecosystem photosynthesis regulates soil respiration on a diurnal scale with a short-term time lag in a coastal wetland [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 68: 85-94.
- HAN G, YANG L, YU J, et al., 2012. Environmental Controls on Net Ecosystem CO₂ Exchange Over a Reed (*Phragmites australis*) Wetland in the Yellow River Delta, China [J]. *Estuaries and Coasts*, 36(2): 401-413.
- HAO Y B, CUI X Y, WANG Y F, et al., 2011. Predominance of Precipitation

- and Temperature Controls on Ecosystem CO₂ Exchange in Zoige Alpine Wetlands of Southwest China [J]. *Wetlands*, 31(2): 413-422.
- HASTINGS A F, WATTENBACH M, EUGSTER W, et al., 2010. Uncertainty propagation in soil greenhouse gas emission models: An experiment using the DNDC model and at the Oensingen cropland site [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1): 97-110.
- HOYOS-SANTILLAN J, LOMAX B H, LARGE D, et al., 2019. Evaluation of vegetation communities, water table, and peat composition as drivers of greenhouse gas emissions in lowland tropical peatlands [J]. *Science of The Total Environment*, 688: 1193-1204.
- JANOUSEK C N, BUFFINGTON K J, GUNTENSPERGEN G R, et al., 2017. Inundation, Vegetation, and Sediment Effects on Litter Decomposition in Pacific Coast Tidal Marshes [J]. *Ecosystems*, 20(7): 1296-1310.
- JIAO S Y, LI J R, LI Y Q, et al., 2019. Soil C, N, and P distribution as affected by plant communities in the Yellow River Delta, China [J]. *Plos One*, 14(12): e0226887.
- KANG X M, LI Y, WANG J Z, et al., 2020. Precipitation and temperature regulate the carbon allocation process in alpine wetlands: quantitative simulation [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 20(9): 3300-3315.
- KANG X M, WANG Y F, CHEN H, et al., 2014. Modeling Carbon Fluxes Using Multi-Temporal MODIS Imagery and CO₂ Eddy Flux Tower Data in Zoige Alpine Wetland, South-West China [J]. *Wetlands*, 34(3): 603-618.
- KANG X M, YAN L, ZHANG X D, et al., 2018. Modeling Gross Primary Production of a Typical Coastal Wetland in China Using MODIS Time Series and CO₂ Eddy Flux Tower Data [J]. *Remote Sensing*, 10(5): 708.
- KIRK G J D, SOLIVAS J L, ALBERTO M C, 2003. Effects of flooding and redox conditions on solute diffusion in soil [J]. *European Journal of Soil Science*, 54(3): 617-624.
- LI C, FROLKING S, HARRISS R, 1994. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 8(3): 237-254.
- LI C, CUI J, SUN G, et al., 2004. Modeling impacts of management on carbon sequestration and trace gas emissions in forested wetland ecosystems [J]. *Environmental Management*, 33: S176-S186.
- LI H, WANG L G, LI J Z, et al., 2017. The development of China-DNDC and review of its applications for sustaining Chinese agriculture [J]. *Ecological Modelling*, 348: 1-13.
- LIU H X, YI Y J, YUE Y S, et al., 2020. Reducing the likelihood of carbon loss from wetlands by improving the spatial connections between high carbon patches [J]. *Journal of Cleaner Production*, DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121819.
- LIVESLEY S J, ANDRUSIAK S M, 2012. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97: 19-27.
- MCLEOD E, CHMURA G L, BOUILLON S, et al., 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂ [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10): 552-560.
- MCNICOL G, SILVER W L, 2014. Separate effects of flooding and anaerobiosis on soil greenhouse gas emissions and redox sensitive biogeochemistry [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(4): 557-566.
- MOFFETT K B, WOLF A, BERRY J A, et al., 2010. Salt marsh-atmosphere exchange of energy, water vapor, and carbon dioxide: Effects of tidal flooding and biophysical controls [J]. *Water Resources Research*, DOI: 10.1029/2009WR009041.
- NICHOLLS R J, 2004. Coastal flooding and wetland loss in the 21st century: changes under the SRES climate and socio-economic scenarios [J]. *Global Environmental Change*, 14(1): 69-86.
- RASMUSSEN T, DEEMY J, LONG S, 2018. The wetland book[C]//In: Finlayson C et al (eds). Springer, Dordrecht.
- REN H, SHI F X, MAO R, et al., 2020. Response of individual sizes and spatial patterns of *Deyeuxia angustifolia* to increasing water level gradient in a freshwater wetland [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(14): 17085-17092.
- SAIRAM R K, KUMUTHA D, EZHILMATHI K, et al., 2008. Physiology and biochemistry of waterlogging tolerance in plants [J]. *Biologia Plantarum*, 52(3): 401.
- SASAKI A, HAGIMORI Y, NAKATSUBO T, et al., 2009. Tidal effects on the organic carbon mineralization rate under aerobic conditions in the sediments of an intertidal estuary [J]. *Ecological Research*, 24(4): 723-729.
- SCHÄFER K V R, TRIPATHEE R, ARTIGAS F, et al., 2014. Carbon dioxide fluxes of an urban tidal marsh in the Hudson-Raritan estuary [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119(11): 2065-2081.
- SPIVAK A C, SANDERMAN J, BOWEN J L, et al., 2019. Global-change controls on soil-carbon accumulation and loss in coastal vegetated ecosystems [J]. *Nature Geoscience*, 12(9): 685-692.
- TOCZYDŁOWSKI A J Z, SLESIAK R A, KOLKA R K, et al., 2020. Temperature and water-level effects on greenhouse gas fluxes from black ash (*Fraxinus nigra*) wetland soils in the Upper Great Lakes region, USA [J]. *Applied Soil Ecology*, DOI: 10.1016/j.apsoil.2020.103565.
- VAN GRINSVEN M J, SHANNON J P, DAVIS J C, et al., 2017. Source water contributions and hydrologic responses to simulated emerald ash borer infestations in depressional black ash wetlands [J]. *Ecohydrology*, 10(7): e1862.
- WEI S Y, HAN G X, CHU X J, et al., 2020. Effect of tidal flooding on ecosystem CO₂ and CH₄ fluxes in a salt marsh in the Yellow River Delta [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, DOI: 10.1016/j.ecss.2019.106512.
- WESTRA S, FOWLER H J, EVANS J P, et al., 2014. Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall [J]. *Reviews of Geophysics*, 52(3): 522-555.
- YAMOCHI S, TANAKA T, OTANI Y, et al., 2017. Effects of light, temperature and ground water level on the CO₂ flux of the sediment in the high water temperature seasons at the artificial north salt marsh of Osaka Nanko bird sanctuary, Japan [J]. *Ecological Engineering*, 98: 330-338.
- YANG G, WANG M, CHEN H, et al., 2017. Responses of CO₂ emission and pore water DOC concentration to soil warming and water table drawdown in Zoige Peatlands [J]. *Atmospheric Environment*, 152: 323-329.
- YANG Z Y, SONG W M, ZHAO Y, et al., 2018. Differential responses of litter decomposition to regional excessive nitrogen input and global warming between two mangrove species [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 214: 141-148.
- YU X Y, YE S Y, OLSSON L, et al., 2020. In-Situ CO₂ Partitioning Measurements in a *Phragmites australis* Wetland: Understanding Carbon Loss through Ecosystem Respiration [J]. *Wetlands*, 40: 901-914.
- ZHAI J X, HAN G X, CONG L, et al., 2020. Assessing the effects of salinity and inundation on halophytes litter breakdown in Yellow River Delta wetland [J]. *Ecological Indicators*, DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106405.
- ZHANG Y, LI C S, TRETTIN C C, et al., 2002. An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4): 9-19-17.
- ZHANG Y J, NIU H S, 2016. The development of the DNDC plant growth sub-model and the application of DNDC in agriculture: A review [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230: 271-282.
- ZHAO J B, MALONE S L, OBERBAUER S F, et al., 2019. Intensified inundation shifts a freshwater wetland from a CO₂ sink to a source [J]. *Global Change Biology*, 25(10): 3319-3333.
- ZHAO M L, HAN G X, LI J Y, et al., 2020c. Responses of soil CO₂ and CH₄ emissions to changing water table level in a coastal wetland [J]. *Journal of Cleaner Production*, DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.122316.
- ZHAO M L, HAN G X, WU H T, et al., 2020a. Inundation depth affects ecosystem CO₂ and CH₄ exchange by changing plant productivity in a freshwater wetland in the Yellow River Estuary [J]. *Plant and Soil*, 454: 87-102.
- ZHAO Z, CAO L K, DENG J, et al., 2020b. Modeling CH₄ and N₂O emission patterns and mitigation potential from paddy fields in Shanghai, China with the DNDC model [J]. *Agricultural Systems*, DOI:10.1016/j.agsy.2019.102743.
- 韩广轩, 2017. 潮汐作用和干湿交替对盐沼湿地碳交换的影响机制研究

- 进展[J]. 生态学报, 37(24): 8170-8178.
- HAN G X, 2017. Effect of tidal action and drying-wetting cycles on carbon exchange in a salt marsh: Progress and prospects [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 37(24): 8170-8178.
- 吕海波, 张虹, 2018. 水位变化对黄河中游蒲草湿地 CO₂ 排放速率的影响[J]. 生态环境学报, 27(10): 1943-1948.
- LV H B, ZHANG H, 2018. Effect of water level changes on CO₂ emissions rate from cattail (*Typha angustifolia* Presl) wetlands in the middle reaches of Yellow River [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 27(10): 1943-1948.
- 徐金英, 陈海梅, 王晓龙, 2016. 水深对湿地植物生长和繁殖影响研究进展[J]. 湿地科学, 14(5): 725-732.
- XU J Y, CHEN H M, WANG X L, 2016. A Review on Water Depth Effect on the Growth and Reproduction of Plants in the Wetlands [J]. *Wetland Science*, 14(5): 725-732.
- 陈亮, 孙宝玉, 韩广轩, 等, 2017. 降雨量增减对黄河三角洲滨海湿地土壤呼吸和芦苇光合特性的影响[J]. 应用生态学报, 28(9): 2794-2804.
- CHEN L, SUN B Y, HAN G X, et al., 2017. Effects of change in precipitation amount on soil respiration and photosynthetic characteristics of *Phragmites australis* in a coastal wetland in the Yellow River Delta, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 28(9): 2794-2804.
- 王立为, 郭康军, 李鸣钰, 等, 2019. 基于 DNDC 模型多因子对马铃薯田 N₂O 排放和产量的影响研究[J]. 生态环境学报, 28(6): 1141-1151.
- WANG L W, GUO K J, LI M Y, et al., 2019. Research on the effect of multifactor of DNDC model on N₂O emission and yield of potato field [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 28(6): 1141-1151.
- 冯钊, 乔圣超, 倪少强, 等, 2019. 基于 DNDC 模型评估白洋淀芦苇湿地 N₂O 排放特征[J]. 生物学杂志, 37(3): 62-67.
- FENG Z, QIAO S C, NI S Q, et al., 2020. Estimation features of nitrous oxide in *Phragmites australis*-dominated wetland of Baiyangdian Lake by DNDC model [J]. *Journal of Biology*, 37(3): 62-67.
- 贺文君, 韩广轩, 许延宁, 等, 2018. 潮汐作用下干湿交替对黄河三角洲盐沼湿地净生态系统 CO₂ 交换的影响[J]. 应用生态学报, 29(1): 269-277.
- HE W J, HAN G X, XU Y N, et al., 2018. Effects of drying and wetting cycles induced by tides on net ecosystem exchange of CO₂ over a salt marsh in the Yellow River Delta, China [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 29(1): 269-277.
- 全川, 鄂焱, 廖稷, 等, 2011. 闽江河口潮汐沼泽湿地 CO₂ 排放通量特征[J]. 环境科学学报, 31(12): 2830-2840.
- TONG C, E Y, LIAO J, et al., 2011. Carbon dioxide emission from tidal marshes in the Min River Estuary [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 31(12): 2830-2840.
- 李敬, 黄佳芳, 罗敏, 等, 2019. 淹水增加对闽江河口淡水潮汐湿地孔隙水地球化学特征及 CO₂ 和 CH₄ 排放通量的影响[J]. 环境科学, 40(12): 5493-5502.
- LI J, HUANG J F, LUO M, et al., 2019. Effect of Increasing Tidewater Inundation on Porewater Geochemistries and CO₂ and CH₄ Effluxes in the Tidal Freshwater Marshes of the Minjiang River Estuary, Southeast China [J]. *Environmental Science*, 40(12): 5493-5502.

Modeling Impacts of Changes in Water Level on Net Ecosystem CO₂ Exchange in A Coastal Wetland of the Yellow River Delta Based on DNDC Model

CHEN Yawen^{1,2}, HAN Guangxuan¹, ZHAO Mingliang¹, CHU Xiaojing¹, LI Peiguang¹,
SONG Weiming¹, WANG Xiaojie¹

1. Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Restoration, Chinese Academy of Sciences/Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Water level is an essential driving factor affecting the blue carbon function of coastal wetland ecosystems. Climate change (such as sea level rise and extreme rainfall) have led to variation in water level, which may alter the carbon sink function of coastal wetlands. However, it is unclear how the ecosystem carbon exchange of coastal wetlands respond to changes in water level. To assess the effect of the water level on ecosystem CO₂ exchange, a field manipulation experiment was conducted in a wetland in the Yellow River Delta. The experiment consisted of three water-level treatments, including natural water level (CK), 20 cm groundwater table (B20), and 10 cm water level above the soil surface (A10). In addition, the process-based model (denitrification-decomposition model, i.e. DNDC) was used to simulate and predict changes in ecosystem carbon exchange of the coastal wetland in the future. The results showed that there was a significant difference in net ecosystem CO₂ exchange (NEE) among different water level treatments during the growing season. The CO₂ absorption rates under high water level treatment were much higher than those under low water level treatment, and its maximum value reached 655 kg·hm⁻² in vigorous growing season. The NEE dynamics of different water levels simulated by DNDC model were significantly related to field observation results ($R^2 > 0.6$). According to the sensitivity test of DNDC model, daily temperature, rainfall and water level drove the variation of ecosystem carbon exchange. Water level significantly altered NEE mainly by changing soil respiration. Overall, the ecosystem carbon exchange of the wetland responded in different ways under the climate change scenarios. Therefore, future studies should focus on the improvement of hydrological modules and vegetation succession processes in DNDC to understand better the effect of hydrological processes on carbon exchange in coastal wetlands under climate change. This study can provide a reference for future development on predicting carbon sink function of coastal wetlands under changes in water level.

Key words: coastal wetland; changes of water level; carbon exchange; DNDC model; sensitivity analysis; scenario simulation