

湿地生态系统碳循环与碳中和盈亏模式探讨

闵思贤¹, 周念清^{1*}, 蔡奕¹, 盛东²

¹同济大学水利工程系, 上海

²湖南省水利水电科学研究院, 湖南 长沙

收稿日期: 2021年10月20日; 录用日期: 2021年11月3日; 发布日期: 2021年11月10日

摘要

碳循环是地球上最重要的生物地球化学循环之一, 它广泛参与地表系统其它物质交换, 并深刻影响着人类的生存环境。对于近些年来大气中出现的碳源与碳汇收支不平衡问题, 导致碳失汇的发生。湿地生态系统碳循环是地球碳循环系统的重要组成部分, 对于实现碳中和具有重要的生态价值。造成碳失汇的原因众多, 包括气候变化、CO₂施肥作用、氮沉降增加、土地利用方式改变等。湿地是四大陆地生态系统之一, 深入了解湿地碳储量状况及碳循环过程是研究全球碳循环的重要基础, 也是全球气候变化研究的重要内容之一。基于碳达峰、碳中和战略目标, 面对碳失汇的严峻挑战, 加强湿地科学研究, 以增加湿地面积, 提高其自然恢复能力, 增强现有湿地生态系统服务功能, 探讨湿地生态系统碳盈亏关系, 挖掘自然湿地的低碳汇价值, 实现碳中和, 制定合理的湿地恢复政策, 对于湿地生态环境保护具有重要意义。

关键词

湿地生态系统, 碳循环, 碳失汇, 碳中和, 盈亏模式

Discussion on the Profit and Loss Model of Carbon Cycle and Carbon Neutral in Wetland Ecosystem

Sixian Min¹, Nianqing Zhou^{1*}, Yi Cai¹, Dong Sheng²

¹Department of Hydraulic Engineering, Tongji University, Shanghai

²Hunan Institute of Water Resources and Hydropower Research, Changsha Hunan

Received: Oct. 20th, 2021; accepted: Nov. 3rd, 2021; published: Nov. 10th, 2021

*通讯作者。

文章引用: 闵思贤, 周念清, 蔡奕, 盛东. 湿地生态系统碳循环与碳中和盈亏模式探讨[J]. 地球科学前沿, 2021, 11(11): 1387-1399. DOI: 10.12677/ag.2021.1111134

Abstract

The carbon cycle is one of the most important biogeochemical cycles on the earth. It is widely involved in the exchange of other materials in the surface system and profoundly affects the living environment of mankind. The imbalance between carbon sources and carbon sinks has led to the occurrence of carbon sinks in the atmosphere in recent years. The carbon cycle of wetland ecosystems is an important part of the earth's carbon cycle system, and it has important ecological value for achieving carbon neutrality. There are many factors for the loss of carbon sinks, including climate change, CO₂ fertilization, increased nitrogen deposition, and changes in land-use patterns. Wetland is one of the ecosystems of the four continents. In-depth understanding of wetland carbon storage status and carbon cycle process is an important basis for the study of global carbon cycle, and it is also one of the important contents of global climate change research. Based on the strategic goal of carbon peaking and carbon neutrality, facing the severe challenge of carbon loss, strengthen wetland scientific research to increase the area of wetland, improve its natural recovery capacity, enhance the existing wetland ecosystem service functions, and discuss wetland ecology. The relationship between system carbon profit and loss is discussed. The low-carbon sink value of natural wetlands is mined to achieve carbon neutrality. Formulating reasonable wetland restoration policies are of great significance to the ecological environment of wetlands.

Keywords

Wetland Ecosystem, Carbon Cycle, Carbon Loss, Carbon Neutrality, Profit and Loss Model

Copyright © 2021 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

随着人口不断增加、经济快速发展以及人类活动越来越频繁,由此引发的全球气候变化和环境问题,已受到国际社会广泛关注。近些年来,普遍认为温室效应与大气中 CO₂、CH₄ 等温室气体大量排放密切相关,其增温贡献占比分别为 70%和 23% [1]。政府间气候变化专门委员会(IPCC)早在 2004 年出版的综合评估报告中就明确指出[2],自进入工业化时代以来,大气中 CO₂ 浓度已增加了 40%,在未来 50~100 年间,地球表面 CO₂ 浓度还将继续升高约 1 倍,由此可能会导致平均温度升高 0.3℃~4.8℃。中国在 2014 年碳(C)排放量约为 11.2 Gt (1 Gt = 10⁹ t) CO₂ 当量,约占当年全球排放总量的 22.3% [3]。中国要在 2030 年 C 达峰之后 2060 年实现 C 中和的目标,其 C 减排的压力要远大于世界上任何一个发达经济体。因此,研究 C 循环及 CO₂ 浓度变化对于量化 C 的盈亏关系就显得尤为重要。

在湿地生态系统中,C 循环扮演着非常重要的角色。深入认识湿地对气候变化和人类活动叠加影响的响应机制,对区域湿地保护与恢复、有效应对气候变化具有重要意义。环境变化对湿地关键生态过程的影响及其反馈效应,主要取决于耦合生物地球化学循环的变化程度,需要重视全球变化背景下湿地各生态要素之间的耦合作用和过程研究[4]。湿地生态系统具有较高的生产力和较低的有机质分解速率而成为重要的 C 汇,也是陆地生态系统巨大的有机 C 储库。尽管全球湿地面积仅占陆地面积的 5%~8% [5],但 C 储量约占陆地生态系统 C 储存总量的 12%~24% [6]。由于人类不合理的开发利用、气候变化以及环境污染等问题,湿地退化现象严重,必将对湿地生态系统的结构、功能和 C 储库产生重大影响。目前关

于湿地 C 循环过程中 C 的盈亏模式问题,还很少有人进行专门的研究。本文针对存在的问题重点探讨全球和湿地生态系统 C “汇”与 C “源”、C 循环与 C 中和以及 C 盈亏模式对自然生态环境的影响。

2. 全球碳循环

自工业革命以来,人类正以前所未有的速度和强度对地球环境系统产生重大影响。全球 C 循环是地球上最重要的生物地球化学循环,它支配着地表系统中其它的物质循环。关于 C 循环人们对大气中 CO₂ 浓度的变化关注度比较高,有研究表明,1750 年大气中 CO₂ 浓度只有 277 ppm [7],到 2019 年已增加至 409.85 ± 0.1 ppm [8],增长幅度高达 84%,并将深刻影响着人类的生存环境,因此,全球 C 循环已作为地表系统健康与否的重要标志[9]。由于世界各地 C “汇”与 C “源”均存在收支不平衡现象,出现了“C 失汇”问题。为此,各国学者开始将目光聚焦到全球 C 循环出现的“C 失汇”研究之中[10]。

2.1. 全球 C 失汇问题

本自然界 C 循环发生大气圈、土壤圈、生物圈及海洋生态环境系统中,是一个复杂的动态变化过程。自然界因 C 源和 C 汇失衡出现了 C 失汇,其关系可用下式来表达:

$$B_{IM} = E_{FOS} + E_{LUC} - S_{OCEAN} - S_{LAND} - G_{ATM} \quad (1)$$

式中: B_{IM}——C 失汇; E_{FOS}——化石燃料燃烧释放到大气中的 CO₂; E_{LUC}——土地利用(包括森林砍伐、森林退化、开荒等)释放到大气中的 CO₂; S_{OCEAN}——海洋吸收大气中的 CO₂; S_{LAND}——陆地生态系统通过光合作用固定的 CO₂; G_{ATM}——大气增加的 CO₂。

关系式(1)的左边表示 C 失汇,右边各项代表大气 CO₂ 的源和汇,其中“+”号为 C 源,“-”号为 C 汇。

Friedlingstein 等[11]通过对自然界 C 循环的研究,构建了 C 收支模型,并对 2010~2019 年全球 C 收支状况进行了量化计算和分析,如图 1 所示。

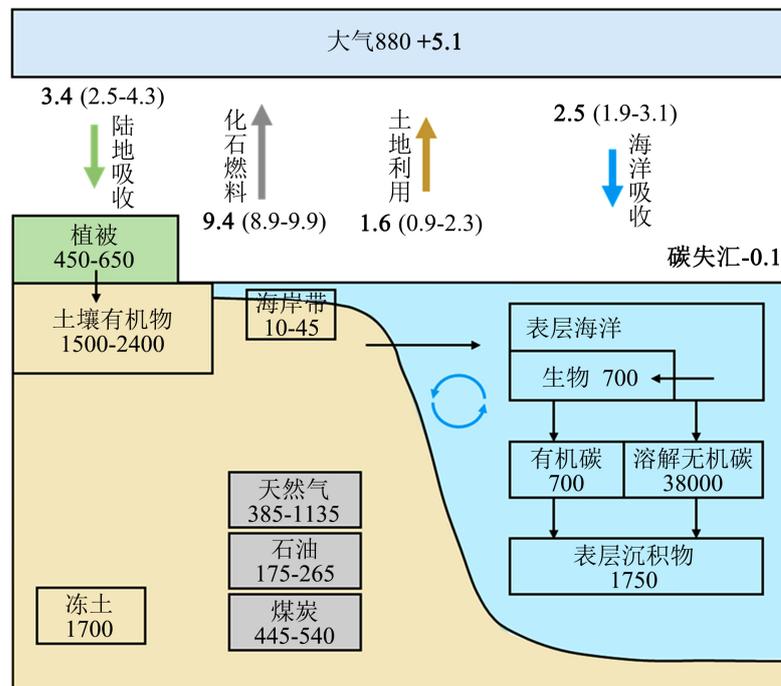


Figure 1. Global carbon budget model (unit: Gt (C)/a)

图 1. 全球碳收支模式(单位: Gt (C)/a)

图 1 显示,化石燃料燃烧为大气中增加的 C 约为 $9.4 \pm 0.5 \text{ Gt (C)/a}$,土地利用变化引起的 CO_2 排放量估算为 $1.6 \pm 0.7 \text{ Gt (C)/a}$,大气中 CO_2 净增约为 $5.1 \pm 0.02 \text{ Gt (C)/a}$;而海洋吸收及陆地吸收量分别约为 $2.5 \pm 0.6 \text{ Gt (C)/a}$ 和 $3.4 \pm 0.9 \text{ Gt (C)/a}$ 。由此产生了 C 通量 0.1 Gt (C)/a 的不平衡问题,即大气、海洋和陆地生物圈中估算的总排放量与吸收量之间的差异,必然导致全球大气 C 收支不平衡而出现“C 失汇”现象。

2.2. 碳失汇产生的成因

2.2.1. 陆地——大气生态系统

在陆地生态系统中,尽管约有 95% 矿物质燃料都在北半球,但南半球 CO_2 年平均浓度接近或高于北半球[12],并且这种差异随着矿物质燃烧和 CO_2 排放量增加而增加,由此说明北半球一定存在未知的 C 汇[13],这一 C 汇约占全球 C 失汇的 1/3,且与北半球陆地面积大小有较大关系。对影响陆地 C 汇的研究主要集中在以下 4 方面:

1) 气候变化

全球气候变暖是一个客观存在的事实,气温升高会增强植物呼吸作用从而释放出更多的 C,且对温度反应很敏感。Keeling 等[14]研究表明全球气温每升高 1°C ,大气中 CO_2 浓度大约增加 $3 \mu\text{l/L}$,相当于大气中 C 积累量增加了 6 Pg (C) 。Houghton [15]通过研究发现,如果温度每升高 1°C ,因呼吸作用加强导致 C 增加释放量(或减少吸收)为 $3.4\sim 6.4 \text{ Pg (C)}$,但一般 C 库发生变化要滞后温度可达 7a。同时,温度升高会提高氮(N)的矿化能力,又会刺激植物生长固定更多的 C [16]。

2) CO_2 施肥效应

CO_2 施肥效应是指增加大气中 CO_2 体积份额会直接影响植物的光合作用,进而提高净初级生产力[17]。Rogers 等[18]研究表明,当大气中 CO_2 体积份额增加 1 倍时,多数作物的产量会增加 33%,其实这是一个显著的 C 汇效应。Friedlingstein 等[19]考虑水分、养分对 CO_2 施肥效应的影响,对 1885~1980 年间进行了估算,得出 CO_2 的施肥效应增加了陆地生态系统的 C 汇达 $60\sim 97 \text{ Pg (C)}$,是该时期“C 失汇”的 62%~100%。在 20 世纪 80 年代,由于 CO_2 增加的陆地生态系统 C 汇为 $1.2\sim 2.04 \text{ Pg (C)/a}$,但当 CO_2 体积占比超过 5×10^{-4} 时,相对净初级生产力的增加速率会显著降低[20],由此将导致 CO_2 的施肥效应降低。

3) 氮(N)沉降施肥效应

N 沉降施肥作用表现为全球大部分地区陆地生态系统生产力受到 N 肥的限制,土壤中有效 N 的不足将严重影响植物的光合作用,抑制植物的生长。如果所有 N 沉降全部用于植物生长,则这一 C 汇可达 165 Pg (C) 。自然界中,因为植物组织比土壤有更高的 C、N 比[21],只有近 1/3 的 N 沉降能够被植物所利用,而其余将被固定在土壤中或者流失。

4) 土地利用方式的变化

土地利用方式改变,如大量土地被开垦,就会导致陆地生态系统与大气间的 CO_2 通量增加[22],使陆地生态系统的源强增加。近些年来,由于大面积弃耕农地正逐渐恢复成森林植被,以及植人工树造林等行为,不断增加了全球森林的覆盖面积,又增加了陆地对大气 CO_2 的吸收。

2.2.2. 海洋

海洋是一个巨大的 C 汇,海洋每年从大气中吸收的 C 大约 92 Pg (C) [23],从陆地通过河流输入至海洋的 C 量也占有相当大的比例。Freeman 等[24]观测到英国坡地积水中的可溶性有机 C (DOC)在 12 年内增加了 65%,全球最大 C 库正在由陆地生物圈逐渐向海洋迁移,并且这一速率与温度升高呈正相关关系,全球有近 1/3 “C 失汇”可能存在于海洋中。

3. 湿地生态系统碳循环

3.1. 湿地生态系统 C 储量

湿地 C 储存是全球 C 循环的重要组成部分, 估算湿地 C 储量可以准确把握湿地生态系统在全球气候变化中所起的作用。湿地 C 循环不仅包含湿地内部各个 C 储库对 C 的储存, 也包含各 C 库之间交换的 C 通量。湿地 C 主要储存在土壤和植被中, 植物光合作用固定的 C 有 35%~80% 分配到地下[25]。

3.1.1. 湿地植被 C 储量

全球湿地植物平均固 C 能力为 0.05~1.35 kg/(m²·a) [26], 湿地植被 C 库包含地上、地下生物量和枯枝落叶生物量, 储存在枯枝落叶和土壤中的 C 占生态系统 C 储量的 30%~90% [27]。湿地生态系统的植被生产力较高, 净初级生产量(NPP)平均约为 1000 g/(m²·a), 最高可达 2000 g/(m²·a)以上, 仅次于热带雨林。

天然湿地 C 储量和 C 密度与纬度有关, 一般随纬度的降低而增加, 如表 1 所示。全球天然湿地植被 C 储量约为 2450~4430 Tg(C)/a, 人工湿地植被 C 储量约为 650 Tg(C)/a。据 Crill 等[28]估算, 北方泥炭地植物 C 密度为 307 g (C)/m², 温带草本沼泽生物量较高。湿地植被以草本为主, 每年更替量大, 具有较强的固 C 能力。梅雪英等[29]通过研究长江口芦苇带湿地得到该芦苇带湿地的固 C 能力达 11.1~24.1 t/(hm²·a), 是全国陆地植被平均固 C 能力的 2.3~4.9 倍, 与相同植被覆盖度的森林生态系统固 C 能力相当。

Table 1. Estimation of carbon storage of natural wetland vegetation

表 1. 天然湿地植被碳储量的估算

纬度	面积 10 ¹² m ²	初级生产量 g/(m ² ·a)	碳密度 g (C)/m ²	碳储量 Tg (C)/a
65°~90°	0.75	100~300	50~150	40~110
55°~65°	1.67	400~800	200~400	330~670
30°~55°	1.09	600~1600	300~800	330~870
0°~30°	2.06	1700~2700	850~1350	1750~2780
总计	5.57	—	—	2450~4430

3.1.2. 湿地土壤 C 储量

湿地长时间处于淹水状态, 具有较高生产力的湿地植物分解率较低, 有利于湿地土壤储存较多的有机 C。湿地土壤 C 储量取决于有机 C 的输入与输出之间的关系, 其输入主要来源于湿地动植物残体, 而输出则主要包括土壤微生物分解即有机质矿化。

湿地类型不同 C 累积或分解速率也不同, 致使 C 密度相差很大。要估算湿地土壤 C 储量, 必须建立在准确掌握湿地类型、面积和动态变化等数据基础之上。湿地土壤有机 C 密度普遍较高, 潘根兴[30]曾估算湿地土壤的平均有机 C 密度在 14.1~60.0 kg/m²之间, 远高于全国平均水平。不同植被类型输入的有机 C 数量与性质不同, 从而影响湿地土壤有机 C 库; 吴琴等[31]调查鄱阳湖湿地土壤 C 密度为 3.02~10.19 kg/m², 远低于张文菊等[32]调查的三江平原湿地土壤 C 密度 14.40~66.20 kg/m²和满秀玲等[33]调查的小兴安岭湿地土壤 C 密度 56.27~88.90 kg/m²。由此进一步说明, 不同的湿地土壤类型其 C 储量存在很大的差异。

3.2. 湿地生态系统中 C 循环

湿地 C 循环过程主要为 C 输入、输出和 C 贮存。湿地 C 循环的基本模式是: 大气中 CO₂ 通过光合

作用被植物吸收并合成有机物；植物地上部分和根系死亡之后的残体经腐殖化作用和泥炭化作用后形成腐殖质和泥炭。土壤有机质经微生物矿化分解产生 CO_2 ，在厌氧环境下则产生 CH_4 释放到大气中，如图 2 所示。此外，溶解在水中的可溶性有机 C(DOC)以及悬浮的颗粒有机 C(POC)随水迁移是湿地 C 参与更大范围内 C 循环的重要途径[34]。湿地 C 贮存在时间尺度上有长短之分，有的长期储存于湿地沉积物中，短期则储存于现存生物量(如植物、土壤动物、细菌和真菌等活生物区 C 库)、表层和地下水的溶解成分中。

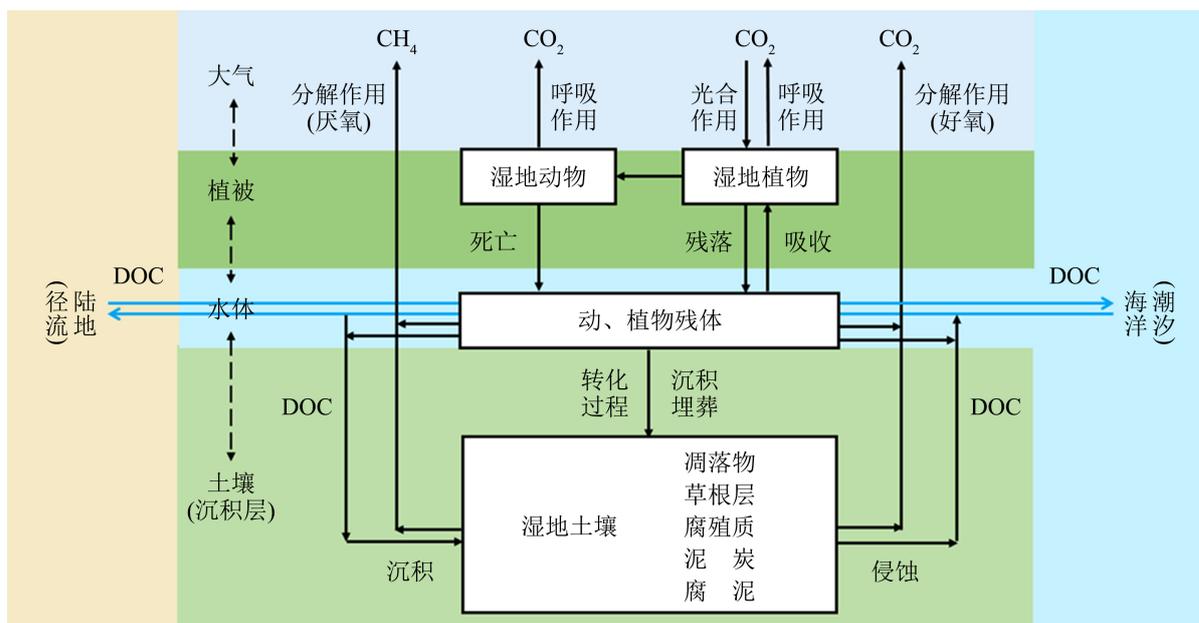


Figure 2. Key process of carbon cycle among atmosphere, vegetation, water and soil in natural wetland
图 2. 天然湿地大气 - 植被 - 水体 - 土壤间碳循环关键过程

3.3. 湿地生态系统 C 收支及影响机制

湿地生态系统 C 既具有 C 源的功能又充当 C 汇的角色，它有多种存在形态，如 CO_2 、 CH_4 、 CO 、土壤有机碳(SOC)、可溶性有机 C (DOC)和无机 C (DIC)等，其收支过程主要是植物通过光合作用固 C 和通过呼吸作用排放 C，这两个过程相互对立又相互依存，且均受气候、植被生理、环境要素和人为干扰等因素的综合影响。

3.3.1. CO_2

CO_2 在大气环境、海洋及陆地生态系统三者之间相互转移。在陆地上，C 的流向主要是通过植物光合作用及呼吸作用进行。植物进行光合作用将大气中 CO_2 截留并转化成自身的生物量，大量的初级生产量被转入到地下供生物体分解。

湿地土壤中 CO_2 通量的异质性通常与气象条件(温度)、土壤环境因子(水位)和植被组成(基质质量)等相关。在一定范围内， CO_2 排放与土壤温度呈正相关关系，较高的温度能促进土壤微生物的活性，排放较多的 CO_2 [35]。通常用 Q_{10} 表示温度每升高 10°C 时呼吸速率增加的倍数来表示，其值越大说明温度对呼吸速率影响越大， Q_{10} 已被广泛应用于评价土壤或生态系统呼吸对于温度的响应[36]。不同区域湿地类型生态系统呼吸的 Q_{10} 值差异较大，其中北方湿地 Q_{10} 值范围为 1.6~4.1 [37]，青藏高原湿地 Q_{10} 值则在 2.0~8.9 之间[38]，而东北三江平原地区典型湿地土壤矿化分解的 Q_{10} 值在 2.0~3.6 之间[39]。

湿地土壤与一般陆地土壤相比，湿地水位是影响湿地土壤 CO_2 通量大小及方向的重要因素[40] [41]。

在积水条件下, 湿地有机 C 分解速率较低, 是 CO₂ 的汇。当水位下降到湿地基底以下时, 土壤有机质分解释放 CO₂ 的速率会增加, 在好氧环境土壤中有有机物分解速率大于积累速率时, 从而导致湿地 C 损失增加。当湿地水位下降或处于低水位时, 湿地变成了 C 源[42]。Freeman 等[43]研究发现, 水位高低对于泥炭地温室气体通量有显著影响, CO₂ 通量与水位有显著的负相关性。此外, CO₂ 释放对温度的响应还受到基质质量的控制, 较高的基质质量对高温的响应更为敏感[44]。

3.3.2. 甲烷(CH₄)

CH₄ 在表生生物化学过程中起着重要作用, 湿地土壤是大气 CH₄ 主要的源和库[45] [46]。有研究表明, 湿地中 CH₄ 排放量已达到 180 Tg/a, 其排放量占全球 CH₄ 释放总量的 22% 左右, 且 CH₄ 含量还在以每年 1.1% 的速度在递增。Whiting 等[47]研究发现湿地生态系统在一天内固定的 C 大约有 3% 以 CH₄ 形式重新释放到大气中; 而 Rinne 等[48]对北方一处泥炭湿地研究发现, 一年中固定的 C 超过 20% 以 CH₄ 形式释放到大气中。

湿地向大气释放 CH₄ 与物理、化学、生物作用及区域气候和土壤环境密切相关。湿地土壤的物理化学性质、水文状况、植被类型以及气候条件等差异较大, 导致湿地 CH₄ 排放量具有显著的时空变异性。王德宣[49]曾对我国三江平原和若尔盖高原天然湿地 CH₄ 排放通量进行过对比分析, 发现三江平原常年积水沼泽 CH₄ 排放通量平均值为 17.29 mg/(m²·h), 大约是若尔盖高原常年积水沼泽的 4.7 倍, 说明温度条件是影响天然湿地 CH₄ 排放的主导因子。湿地排放 CH₄ 的高峰期一般在夏季, 而春、秋季 CH₄ 排放量相对较低[50] [51]。此外, 湿地植物群落特征如密度、物种组成等都对 CH₄ 产生、氧化和传输过程产生影响, 从而促进或抑制 CH₄ 从湿地中排放[52]。湿地 CH₄ 释放量与水体或土壤中溶氧量的一定的关系, 一般随环境中含氧量增加相应地减少。在厌氧条件下, CH₄ 细菌活动产生 CH₄, 在有氧条件下, CH₄ 氧化细菌的活动又要消耗 CH₄, 两者共同决定了土壤作为大气 CH₄ 源及 CH₄ 库的存在。

3.3.3. 一氧化碳(CO)

CO 是大气中重要的痕量组分, 作为一种还原态的气体, CO 可以有效抑制大气环境中的氧化过程[53]。CO 的产生与可溶性有机质(DOM)和可溶性有机碳(DOC)含量相关, DOM 及 DOC 通过光氧化作用产生 CO [54]。湿地中 CO 的产生主要是由湿地生态系统中微生物群落进行调控, 但其调控的机制目前仍不是很清楚, 有待进一步研究和探讨。

3.3.4. 土壤有机碳(SOC)

C 库中最活跃的组份是土壤有机 C 库[55], 它的微小改变都会影响 C 的排放, 进而影响陆地生态系统的结构与功能[56] [57] [58]。地上和地下有机物质生产构成了湿地系统土壤 C 积累的主要来源, 由于环境因素限制, 湿地植物残体分解和转化的速度缓慢, 通常表现为有机 C 的积累。全球土壤有机 C 库大约为 1500 Pg, 占整个陆地生态系统 C 贮量的 75%, 仅次于海洋的 C 贮量(39,000 Pg), 但高于大气 C 贮量(750 Pg), 是全球范围内第二大 C 库。

湿地土壤中有有机 C 含量最高可达 35.6 kg/m², 其次是森林土壤和农业用地, 分别为 16.9 kg/m²、14.0 kg/m²。在天然状态下湿地 SOC 平均为 14.4 kg/m² [59]。高寒地区湿地是重要的有机 C 汇, 约占全球有机 C 储备的 12%~14% [60]。北半球湿地生态对全球大气 C 收支起到了重要作用, 巨大的有机 C 汇是影响大气中 CO₂ 及 CH₄ 等温室气体的重要因素[61]。温度和积水深度是湿地有机 C 积累和分解的主要影响因子, 是导致有机 C 积累量变化的主要机制。

3.3.5. 可溶性有机 C (DOC)

土壤中一部分 C 以气体形式进入到大气圈中, 湿地 DOC 输出是通过水文过程实现土壤 C 输出的一

个主要途径[62]，其中，水位和水流速度对湿地 DOC 的输出有重要影响，而湿地土壤中水通量是影响湿地 DOC 输出的关键性因素。

温度和降水也是影响湿地 DOC 输出的主要环境因子。温度升高可增加湿地 DOC 的输出，并提高有机物质的分解速率。降水对于湿地 DOC 输出的影响主要是降水扩大了径流的规模，从而影响到湿地 DOC 的迁移速率[63]。在加拿大东部区域分布有大量湿地，地势低洼且排水不畅，Clair 等[64]在公园选择了一处边界确定、小溪流出的湿地进行研究，在 1992~1998 期间，连续每日(1992~1993)或连续每个星期(1994~1998)取样测定 DOC 流失量，发现 DOC 输出明显受径流控制，呈现出季节性变化的特点。

3.3.6. 无机 C (DIC)

湿地生态系统中可溶性无机 C (DIC)主要来源有外来补给水体、水 - 气交换以及生物作用。无机 C 的含量与水体碱度及盐度存在着相关关系。无机 C 主要来源于水体对大气中 CO₂ 的溶解，因此受温度影响较大。在盐度较高的湿地中，溶解的 CO₂ 很快与水体中的碳酸钙发生化学反应而溶解。

4. 碳达峰与碳中和盈亏模式转换

在全球气候不断变化的背景下，C 达峰和 C 中和是近年来各国政府和学术界高度关注的热点问题。C 达峰是在一定空间范围(如全球或某些国家和地区)内自工业化以来在某个时间段内 C 年排放总量达到的最高峰值，而 C 中和则是 C 净零排放，即在规定时期内人为去除与人为排入大气的 CO₂ 当量相互抵消[65]。C 达峰和 C 中和是 C 循环过程中所处的不同阶段和关键节点，C 盈亏模式的环境价值显著不同。

C 达峰是工业化进程中的必然产物，在 C 达峰之后要逐步实现 C 中和目标，湿地生态系统可以发挥其重要作用。湿地具有很强的生态系统服务功能和 C 汇价值，也具有很强的自身恢复力[66]，但受人类活动影响，地下水位持续下降导致湿地被排干，湿地面积不断减少，使 SOC 分解速率加快，温室气体排放量增加，从而促使湿地生态系统由 C 汇转化为巨大的 C 源[67]。我国近半个世纪因湿地垦殖导致 C 损失量每年高达 173.2 Tg (C) [68]，同时，CH₄ 排放量总共减少约 10.3 Tg [69]。湿地 C 循环过程受环境的影响存在明显的 C 盈亏关系，因此，增加湿地面积，提高其自然恢复能力，增强现有湿地生态系统服务功能，增加 C 盈余和 C 汇功能，减少 C 亏损，对于实现 C 中和会起到积极的作用。实现 C 中和的基本途径就是“减排”和“增汇”，其中也蕴藏着 C 交易和低 C 循环经济。

4.1. 减排与降碳

减排与降 C(C 源)是实现能源高效利用、环境质量改善、气候友好发展的重要途径，绿色循环和低 C 发展是实现经济高质量发展的必然选择。

积极推进 C 循环经济发展，以实现 C 的净零排放为目标，进而减轻应对气候变化的经济压力。由于我国经济处于快速发展阶段，对钢铁、水泥等材料需求保持高位，CO₂ 排放量增加不可避免，但不能以牺牲环境为代价，必须采取强制性的措施对 CO₂ 排放量大的企业实行关停并转，通过循环利用减少温室气体排放，同时科学利用土地以减少其中 C 释放。在实施 C 减排的过程中，采取“以疏代堵”，充分利用自然循环中的 C 造福人类。

4.2. 增汇与增碳

增汇(C 汇)就是提升生态 C 汇能力，发挥生态系统的固 C 功能，应用科学的方法精准施策，增加生态系统 C 贮存和 C 盈余，必须强化顶层设计，统筹推进山水林田湖草沙生态系统治理和保护工作。

在陆地生态系统，需要协同推进，通过天然林资源保护、退耕还林还草、风沙源治理、防护林体系建设等，不断提升森林、草原特别是湿地的 C 贮存和 C 吸收能力。在海洋生态系统，要重点保护和修复

海岸带湿地生态系统,充分发挥C库的功能,增强C贮存和C吸收能力。同时,要分析林草生长、湿地吸收、河流输送以及土壤固定等自然过程中的C循环过程和C汇速率,探索不同人工干预对自然生态系统C循环的影响,在林草增C、湖泊湿地固C、土地利用调节吸收等方面探索更多人工固C增汇途径和生态修复措施,构建因地制宜的人工固C增汇模式,增加C的贮存和C盈余,增强对大气中CO₂的吸收和转化固C能力,并建立自然C汇数据库系统和自然C汇调查与评价标准体系。

4.3. 碳循环经济

C循环经济以CO₂循环利用为特征,以减量化、再利用、循环利用和去除为基本原则,以降低大气中CO₂含量达到C中和为目标。周宏春和管永林构建的绿色发展理念下资源环境系统和经济系统相互关系模型[70],构建了基于“4R”原则的C循环、C中和发展概念模型(图3)。经济系统中的C循环主要关心的是节能减排,倡导绿色低碳生产和绿色低碳生活,在工业、农业、服务业、交通和建筑等领域均存在C排放问题,可以采取C捕获或者封存技术,实现减量排放,达到减轻生态系统中C汇的压力。发达国家要带头履行削减CO₂排放量的责任,包括减少化石燃料的燃烧和森林的破坏,同时发展中国家要进行植树造林等方式增加陆地生态系统中的C固定量。发展低C循环经济,不仅能实现C净零排放,而且能形成新的增长点,促进经济繁荣、提升发展的韧性,一举多得。

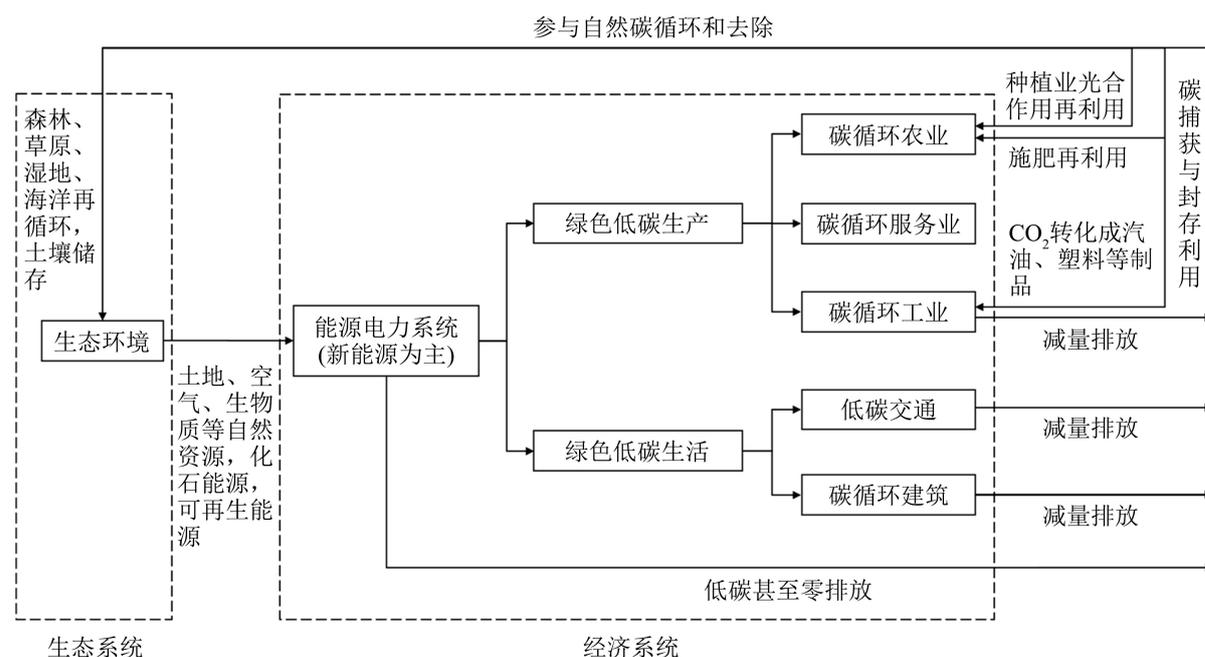


Figure 3. Conceptual model of carbon cycle and carbon neutral development based on the “4R” principle
图3. 基于“4R”原则的C循环、C中和发展转化模型

5. 研究展望

通过对自然界C循环与湿地生态系统C循环的分析和比较,对C循环各个环节的存在形态、C源和C汇的转化模式,特别是湿地生态系统中存在的C中和以及C的盈亏问题进行了思考,但仍以下几个方面值得进一步研究。

1) 人类工程活动特别是工业化加大了自然界C循环过程中C排放量,C达峰与C中和是不同发展阶段C排放量的最高限额和最小值。以现有的快速发展进程必然出现C达峰,同时C达峰也是基于自身

利益和保护环境双重责任制订的目标, 是自我约束和对国际社会的承诺。如何缩短 C 达峰时间, 尽快向 C 中和过度, 最终达到 C 中和的目的, 需要加大理论与技术开发的力度, 寻找到解决问题的可行途径。

2) 加强自然 C 汇和 C 贮存过程的调查研究, 以地球系统科学理论为指导, 在 C 源和 C 汇中不断探索, 量化 C 循环中 C 亏损和盈余, 开展自然资源系统中 C 汇的综合调查与潜力评价, 系统掌握不同气候类型、不同地质背景以及不同自然资源等要素在湿地生态系统中 C 循环模式、动态过程、演化趋势和 C 汇通量, 尤其要重点研究水文要素对湿地 C 汇和 C 源的影响。

3) 提高固 C 能力, 通过生态文明建设, 采用土壤固 C、C 捕获技术, 并利用与封存相关的工程技术, 去除那些不得不排放的 CO₂。加强固 C 潜力研究使多余的 C 封存起来, 不排放到大气中。利用陆地生态系统固 C 是减缓大气 CO₂ 浓度升高最为经济可行和环境友好的途径。

4) 在统筹考虑生态系统的完整性、地理单元的连续性和经济社会发展的可持续性基础上, 优化国土空间布局, 加大重大工程投入机制, 实现生态系统固 C 效能的最大化。

基金项目

国家自然科学基金(42077176)。

参考文献

- [1] Nnoby, R. (1997) Carbon Cycle: Inside the Black Box. *Nature*, **388**, 522-523. <https://doi.org/10.1038/41441>
- [2] IPCC (2004) Climate Change 2004. Cambridge University Press, Cambridge.
- [3] 中华人民共和国. 中华人民共和国气候变化第二次两年更新报告[EB/OL]. <http://www.mee.gov.cn/ywgz/ydqhbh/wsqtgz/201907/P020190701765971866571.pdf>, 2019-07-01.
- [4] 宋长春, 宋艳宇, 王宪伟, 等. 气候变化下湿地生态系统碳、氮循环研究进展[J]. *湿地科学*, 2018, 16(3): 424-431.
- [5] Matthews, E. and Fung, I. (1987) Methane Emission from Natural Wetlands: Global Distribution, Area, and Environmental Characteristics of Sources. *Global Biogeochemical Cycles*, **1**, 61-86. <https://doi.org/10.1029/GB001i001p00061>
- [6] 刘子刚. 湿地生态系统碳储存和温室气体排放研究[J]. *地理科学*, 2004, 24(5): 634-639.
- [7] Joos, F. and Spahni, R. (2008) Rates of Change in Natural and Anthropogenic Radiative Forcing over the Past 20,000 Years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**, 1425-1430. <https://doi.org/10.1073/pnas.0707386105>
- [8] Dlugokencky, E. and Tans, P. (2021) Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. National Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory. <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>
- [9] Schlesinger, W.H. and Bernhardt, E.S. (1998) Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. *The Quarterly Review of Biology*, **73**, 353-423.
- [10] Lawler, A. (1998) Research Lime Light Falls on Carbon Cycle. *Science*, **280**, 1683-1684. <https://doi.org/10.1126/science.280.5370.1683>
- [11] Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M.W., et al. (2020) Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, **12**, 3269-3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>
- [12] 王效科, 白艳莹, 欧阳志云, 等. 全球碳循环中的失汇及其形成原因[J]. *生态学报*, 2002(1): 94-103.
- [13] Siegenthaler, U. and Sarmiento, J.L. (1993) Atmospheric Carbon Dioxide and the Ocean. *Nature*, **365**, 119-125. <https://doi.org/10.1038/365119a0>
- [14] Keeling, C.D., Bacastow, R.B., Carter, A.F., et al. (1989) A Three-Dimensional Model of Atmospheric CO₂ Transport Based on Observed Winds. Analysis of Observational Data. *American Geophysical Union (AGU)*, **55**, 165-236. <https://doi.org/10.1029/GM055p0165>
- [15] Houghton, R.A. (1995) Effects of Land-Use Change, Surface Temperature, and CO₂ Concentration on Terrestrial-tortes of Carbon. In: Woodwell, Ed., *Biotic Feedbacks in the Global Climatic System*, Oxford University Press, London, 333-350.
- [16] 蒋高明, 渠春梅. 北京山区辽东栎林中几种木本植物光合作用对 CO₂ 浓度升高的响应[J]. *植物生态学报*, 2000, 24(2): 204-208.

- [17] Dhakhwa, G.B., Campbell, C.L., Leduc, S.K., *et al.* (1997) Maize Growth: Assessing the Effects of Global Warming and CO₂ Fertilization with Crop Models. *Agricultural & Forest Meteorology*, **87**, 253-272. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00030-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00030-0)
- [18] Rogers, H.H., Runion, G.B. and Krupa, S.V. (1994) Plant Responses to Atmospheric CO₂ Enrichment with Emphasis on Roots and the Rhizosphere. *Environmental Pollution*, **83**, 155-189. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90034-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)90034-5)
- [19] Friedlingstein, P., Fung, I., Holland, E., *et al.* (1995) On the Contribution of CO₂ Fertilization to the Missing Biospheric Sink. *Global Biogeochemical Cycles*, **9**, 541-556. <https://doi.org/10.1029/95GB02381>
- [20] Cao, M.K. and Woodward, F.I. (1998) Dynamic Responses of Terrestrial Ecosystem Carbon Cycling to Global Climate Change. *Nature*, **393**, 249-252. <https://doi.org/10.1038/30460>
- [21] Fan, S., Gloor, M., Mahlman, J., *et al.* (1999) North American Carbon Sink. *Science*, **283**, 1815. <https://doi.org/10.1126/science.283.5409.1815a>
- [22] 汪业勤, 赵士洞, 牛栋. 陆地土壤碳循环的研究动态[J]. 生态学杂志, 1999, 18(5): 29-35.
- [23] Reeburgh, W.S. (1997) Figures Summarizing the Global Cycles of Biogeochemically Important Elements. *Bulletin of the Ecological Society of America*, **78**, 260-267.
- [24] Freeman, C., Evans, C.D., Monteith, D.T., *et al.* (2001) Export of Organic Carbon from Peat Soils. *Nature*, **412**, 785-787. <https://doi.org/10.1038/35090628>
- [25] Ryan, M.G., Binkley, D., Fownes, J.H., *et al.* (2004) An Experimental Test of the Causes of Forest Growth Decline with Stand Age. *Ecological Monograph*, **74**, 393-414. <https://doi.org/10.1890/03-4037>
- [26] 梅雪英, 张修峰. 长江口湿地海三棱藨草的储碳、固碳功能研究——以崇明东滩为例[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(1): 360-363.
- [27] Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., *et al.* (1994) Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*, **263**, 185-190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- [28] Crill, P.M., Bartlett, K.B., Harriss, R.C., *et al.* (1988) Methane Flux from Minnesota Peatlands. *Global Biogeochemical Cycles*, **2**, 371-384. <https://doi.org/10.1029/GB002i004p00371>
- [29] 梅雪英, 张修峰. 长江口典型湿地植被储碳固碳功能研究[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(2): 269-272.
- [30] 潘根兴. 中国土壤有机碳和无机碳库量研究[J]. 科技通报, 1999, 15(5): 330-332.
- [31] 吴琴, 尧波, 幸瑞新, 等. 鄱阳湖典型湿地土壤有机碳分布及影响因子[J]. 生态学杂志, 2012, 31(2): 313-318.
- [32] 张文菊, 吴金水, 肖和艾, 等. 三江平原典型湿地剖面有机碳分布特征与积累现状[J]. 地球科学进展, 2004, 19(4): 558-563.
- [33] 满秀玲, 刘斌, 李奕. 小兴安岭草本泥炭沼泽土壤有机碳、氮和磷分布特征[J]. 北京林业大学学报, 2010, 32(6): 48-53.
- [34] 张文菊. 典型湿地生态系统碳蓄积与碳循环模拟[D]: [博士学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2006.
- [35] Frolking, S. and Crill, P. (1994) Climate Controls on Temporal Variability of Methane Flux from a Poor Fen in Southeastern New Hampshire: Measurement and Modeling. *Global Biogeochemical Cycles*, **8**, 385-397. <https://doi.org/10.1029/94GB01839>
- [36] Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J. and Canary, J.D. (1998) Roots Exert a Strong Influence on the Temperature Sensitivity of Soil Respiration. *Nature*, **396**, 570-572. <https://doi.org/10.1038/25119>
- [37] Bubier, J.L., Bhatia, G., Moore, T.R., *et al.* (2003) Spatial and Temporal Variability in Growing-Season Net Ecosystem Carbon Dioxide Exchange at a Large Peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems*, **6**, 353-367.
- [38] Hirota, M., Tang, Y.H., Hu, Q., *et al.* (2006) Carbon Dioxide Dynamics and Controls in a Deep-Water Wetland on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecosystems*, **9**, 673-688. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0029-x>
- [39] 杨钙仁, 张文菊, 童成立, 等. 温度对湿地沉积物有机碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 243-248.
- [40] Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., *et al.* (1996) CO₂ Fluxes from Peat in Boreal Mires under Varying Temperature and Moisture Conditions. *Journal of Ecology*, **84**, 219-228. <https://doi.org/10.2307/2261357>
- [41] Hogber, G.P., Nordgen, A., Buchmann, N., *et al.* (2001) Large-Scale Forest Girdling Shows That Current Photosynthesis Drives Soil Respiration. *Nature*, **411**, 789-792. <https://doi.org/10.1038/35081058>
- [42] Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., *et al.* (1998) The Effect of Water Table Manipulation and Elevated Temperature on the Net CO₂ Flux of Wet Sedge Tundra Ecosystems. *Global Change Biology*, **4**, 77-90. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00110.x>
- [43] Freeman, C., Lock, M.A. and Reynolds, B. (1992) Flux of CO₂, CH₄ and N₂O from a Welsh Peatland Following Simulation of Water Table Drawdown: Potential Feedback to Climate Change. *Biogeochemistry*, **19**, 51-60.

- <https://doi.org/10.1007/BF00000574>
- [44] Updegraff, K., Pastor, J., Bridgham, S.D., *et al.* (1995) Environmental and Substrate Controls over Carbon and Nitrogen Mineralization in Northern Wetlands. *Ecological Applications*, **5**, 151-163. <https://doi.org/10.2307/1942060>
- [45] Kumaraswamy, S., Rath, A.K. and Sethunathan, N. (2000) Wetland Rice Soils as Sources and Sinks of Methane: A Review and Prospects for Research. *Biology and Fertility of Soils*, **31**, 449-461. <https://doi.org/10.1007/s003740000214>
- [46] Mer, J.L. and Roger, P. (2001) Production, Oxidation, Emission and Consumption of Methane by Soils: A Review. *European Journal of Soil Biology*, **37**, 25-50. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6)
- [47] Whiting, G.J. and Chanton, J.P. (1993) Primary Production Control of Methane Emissions from Wetlands. *Nature*, **364**, 794-795. <https://doi.org/10.1038/364794a0>
- [48] Rinne, J., Riutta, T., Pihlatie, M., *et al.* (2007) Annual Cycle of Methane Emission from a Boreal Fen Measured by the Eddy Covariance Technique. *Tellus*, **59**, 449-457. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00261.x>
- [49] 王德宣. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地 CH₄ 排放差异的主要环境影响因素[J]. 湿地科学, 2003, 1(1): 63-67.
- [50] Saarnio, S., Alm, J., Silvola, J., *et al.* (1997) Seasonal Variation in CH₄ Emissions and Production and Oxidation Potentials at Microsites on an Oligotrophic Pine Fen. *Oecologia*, **110**, 414-422. <https://doi.org/10.1007/s004420050176>
- [51] Saarnio, S., Saarinen, T., Vasander, H., *et al.* (2001) A Moderate Increase in the Annual CH₄ Efflux by Raised CO₂ or NH₄NO₃ Supply in a Boreal Oligotrophic Mire. *Global Change Biology*, **6**, 137-144. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00294.x>
- [52] Ding, W., Cai, Z. and Tsuruta, H. (2005) Plant Species Effects on Methane Emissions from Freshwater Marshes. *Atmospheric Environment*, **39**, 3199-3207. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.02.022>
- [53] Ericson, D.J. and Taylor, J.A. (2013) 3-D Tropospheric CO Modelling: The Possible Influence of the Ocean. *Geophysical Research Letters*, **19**, 1955-1958. <https://doi.org/10.1029/92GL01475>
- [54] Zuo, Y. and Jones, R.D. (1997) Photochemistry of Natural Dissolved Organic Matter in Lake and Wetland Waters-Production of Carbon Monoxide. *Water Research*, **31**, 850-858. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00316-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00316-8)
- [55] 郭洋, 李香兰, 王秀君, 等. 干旱半干旱区农田土壤碳垂直剖面分布特征研究[J]. 土壤学报, 2016, 53(6): 1433-1443.
- [56] 郭振, 王小利, 段建军, 等. 长期施肥对黄壤性水稻土有机碳矿化的影响[J]. 土壤学报, 2018, 55(1): 225-235.
- [57] 陈晓芬, 刘明, 江春玉, 等. 红壤性水稻土不同粒径团聚体有机碳矿化及其温度敏感性[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1118-1127.
- [58] 吴萌, 李忠佩, 冯有智, 等. 长期施肥处理下不同类型水稻土有机碳矿化的动态差异[J]. 中国农业科学, 2016, 49(9): 1705-1714.
- [59] Krogh, L., Noergaard, A., Hermansen, M., *et al.* (2003) Preliminary Estimates of Contemporary Soil Organic Carbon Stocks in Denmark Using Multiple Datasets and Four Scaling-Up Methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **96**, 19-28. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00016-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00016-1)
- [60] Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.L., *et al.* (1982) Soil Carbon Pools and World Life Zones. *Nature*, **298**, 156-159. <https://doi.org/10.1038/298156a0>
- [61] Oechel, W.C., Vourlitis, G.L., Hastings, S.J., *et al.* (2000) Acclimation of Ecosystem CO₂ Exchange in the Alaskan Arctic in Response to Decadal Climate Warming. *Nature*, **406**, 978-981. <https://doi.org/10.1038/35023137>
- [62] Wetzel, R.G. (1992) Gradient-Dominated Ecosystems: Sources and Regulatory Functions of Dissolved Organic Matter in Freshwater Ecosystems. *Hydrobiologia*, **229**, 181-198. <https://doi.org/10.1007/BF00007000>
- [63] Moore, T.R., Roulet, N.T. and Waddington, J.M. (1998) Uncertainty in Predicting the Effect of Climatic Change on the Carbon Cycling of Canadian Peatlands. *Climatic Change*, **40**, 229-245. <https://doi.org/10.1023/A:1005408719297>
- [64] Clair, T.A., Arp, P., Moore, T.R., *et al.* (2002) Gaseous Carbon Dioxide and Methane, as Well as Dissolved Organic Carbon Losses from a Small Temperate Wetland under a Changing Climate. *Environmental Pollution*, **116**, 143-148. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00267-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00267-6)
- [65] Matthews, J.B.R., Annex, L.G., Masson, D.V., *et al.* (2018) Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report. Cambridge University Press, Cambridge, 541-562.
- [66] Macreadie, P.I., Nielsen, D.A., Kelleway, J.J., *et al.* (2017) Can We Manage Coastal Ecosystems to Sequester More Blue Carbon? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **15**, 206-213. <https://doi.org/10.1002/fee.1484>
- [67] Zhang, C., Ju, W., Chen, J., *et al.* (2013) China's Forest Biomass Carbon Sink Based on Seven Inventories from 1973 to 2008. *Climatic Change*, **118**, 933-948. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0666-3>
- [68] Xiao, D., Deng, L., Kim, D.G., *et al.* (2019) Carbon Budgets of Wetland Ecosystems in China. *Global Change Biology*,

-
- 25, 2061-2076. <https://doi.org/10.1111/gcb.14621>
- [69] Li, T., Zhang, W., Zhang, Q., *et al.* (2015) Impacts of Climate and Reclamation on Temporal Variations in CH₄ Emissions from Different Wetlands in China: From 1950 to 2010. *Biogeosciences*, **12**, 6853-6868. <https://doi.org/10.5194/bg-12-6853-2015>
- [70] 周宏春, 管永林. 生态经济: 新时代生态文明建设的基础与支撑[J]. 生态经济, 2020, 36(9): 13-24.