

杨卫东,曾联波,李想. 碳汇效应及其影响因素研究进展[J]. 地球科学进展, 2023, 38(2): 151-167. DOI: 10.11867/j.issn.1001-8166.2023.004.
[YANG Weidong, ZENG Lianbo, LI Xiang. Advances in research of carbon sinks and their influencing factors evaluation[J]. Advances in Earth Science, 2023, 38(2): 151-167. DOI: 10.11867/j.issn.1001-8166.2023.004.]

碳汇效应及其影响因素研究进展

杨卫东¹, 曾联波^{1,2*}, 李 想²

(1. 中国石油大学(北京)地球科学学院, 北京 102249; 2. 北京大学能源研究院, 北京 100871)

摘要:碳中和已成为全球共识。为实现碳中和目标,除了发展新能源降低碳排放外,提升固碳增汇能力是其重要途径。碳汇可分为海洋碳汇和陆地碳汇两大类。海洋碳汇包括沿海生态碳汇、海水生态碳汇和人工海洋碳汇。其中,沿海生态碳汇主要由海岸植被固碳效应和沿海沉积物负载形成,海水生态碳汇主要由海洋碳泵效应形成,这两种碳汇与季风洋流条件、陆源有机物输入、海岸地理条件和人为活动直接相关,人工海洋碳汇的可行性需要综合考虑对海洋生态的影响。陆地碳汇包括陆地植被碳汇、自然地质碳汇和人工地质碳汇。其中,陆地植被碳汇是通过森林植被、草地植被以及湿地植被等植物的光合作用实现,受气温与降水、大气成分、土地利用变化以及自然干扰等因素的影响。自然地质碳汇主要由土壤碳汇和岩石风化碳汇组成,土壤碳汇受区域植被条件、气候条件和土壤利用等因素影响,而碳酸盐岩和硅酸盐岩风化作用吸收大气CO₂的岩石风化碳汇主要受气温、降水、岩石类型、水文条件以及人类活动的影响。人工地质碳汇是将捕集后的CO₂注入地下指定区域进行长期封存形成,其封存能力受地质构造、储盖条件、地热、地层水动力、油气潜力和盆地勘探开发程度等因素的影响。从气候环境、自然资源和社会经济等多种措施有机结合实现固碳增汇,是未来实现碳中和的有效途径。

关键词:碳汇效应;海洋碳汇;陆地碳汇;碳捕集、利用与封存(CCUS);增汇措施

中图分类号: P963 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-8166(2023)02-0151-17

1 引言

温室气体排放造成的全球气候变化引发的气候和环境危机,对人类未来的生存发展造成威胁,在此背景下碳中和已成为全球共识^[1]。碳中和一般是指人类活动产生的碳排放与包括生态碳汇、碳捕集、利用与封存(Carbon Capture, Utilization and Storage, CCUS)等人工碳汇在内的各种碳吸收量之间的平衡^[2]。目前,全球100多个国家及地区已经明确提出了碳中和的目标。中国作为碳排放大国,在第七十五届联合国大会上,也郑重宣布CO₂排放力争于2030年前达到峰值,努力争取2060年前实

现碳中和的目标^[1]。

为实现碳中和目标,除了通过新能源替代以及提高能效达成“减排”来减少大气CO₂含量外,大力发展固碳增汇技术也是重要的途径^[3]。据初步估算,中国在达峰时CO₂排放量约为113亿t/a,在达到碳中和目标时排放CO₂40亿~80亿t,即使进行充分的能源转型,每年仍会有25亿t的CO₂排放需要通过固碳增汇来进行中和^[3]。因此,固碳增汇技术是实现碳中和的有效方法之一^[4]。

海洋是庞大且高效的碳库,海洋生态系统每年能吸收将近1/3的人类活动所排放的CO₂(约4 PgC),

收稿日期:2022-08-12;修回日期:2022-12-23.

作者简介:杨卫东(1998-),男,陕西宝鸡人,硕士研究生,主要从事资源与环境方面的研究. E-mail: 1204505055@qq.com

* 通信作者:曾联波(1967-),男,湖南沅江人,教授,主要从事复杂油气储层形成机理与分布预测研究. E-mail: lbzeng@sina.com

并且碳储存的周期可达数千年,从而在气候变化中发挥着不可替代的作用^[5]。近年来,政府间海洋学委员会(Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC)等国际组织和中国、美国等国家相继启动了“蓝碳计划”,为海洋碳汇的实施提供了有力保障^[5]。陆地生态系统在自然碳汇中发挥重要作用,陆地植被每年通过光合作用从大气中固定约 100 PgC,虽然其中一半会由呼吸作用回到大气中,但剩余量则作为有机质通过植物凋落转移,成为土壤碳库的一部分^[4,6]。近年来地质碳汇越来越引起重视^[7],全球岩石风化碳汇为 0.4 PgC/a,若考虑水生光合生物碳利用所形成的有机碳碳汇(约 0.23 PgC/a),则碳汇量约为 0.6 PgC/a^[8],反映了岩溶风化过程的巨大碳汇潜力。以 CCUS 为重点的人工地质碳汇具有广阔的前景,目前已发现的天然 CO₂ 气藏也说明了地质封存是有效且操作性强的碳汇^[9]。此外,海洋封存也在积极探索中,具有可行性^[10]。

本文在碳汇系统分类的基础上,从海洋碳汇和陆地碳汇两方面综述了碳汇效应及其影响因素,探讨了固碳增汇的挑战和机遇,可为碳汇效应的深入研究提供参考。

2 碳汇的分类

碳汇是指从大气中清除 CO₂ 的过程、活动或机制^[3]。碳汇过程可以通过自然转化,将吸收的 CO₂ 储存在植物内部等自然环境中;也可以通过人工从大气中捕集完成,将捕集的 CO₂ 埋存在地下储层中^[3]。碳汇与生态系统中的碳循环存在紧密的关系,根据碳循环所在的生态系统,许多学者对碳汇的类型进行了划分。例如,将陆地碳汇分为植被碳汇和土壤碳汇^[11];将人工地质碳汇分为油藏储层碳汇、气藏储层碳汇、煤层储层碳汇和深层咸水层碳汇^[12];将海洋碳汇分为沿海生态固碳和微生物固碳^[13]。

碳循环涉及大气、陆地和海洋三大碳库之间的碳流通。根据碳循环关联的生态系统与碳汇方式,本文对碳汇效应进行了 3 级分类(表 1)。根据碳汇生态系统,将碳汇效应分为海洋碳汇和陆地碳汇两大类,其中海洋碳汇可以进一步分为沿海生态碳汇、海水生态碳汇和人工海洋碳汇 3 个亚类;陆地碳汇又可分为陆地植被碳汇、自然地质碳汇和人工地质碳汇 3 个亚类,并对不同亚类的碳汇具体类型进行了划分,可以更好地了解碳汇效应的过程和机制。

表 1 碳汇的分类及时间尺度

一级分类	二级分类	三级分类
海洋碳汇	沿海生态碳汇(10~10 ³ a)	红树林、盐沼湿地和海草床等
	海水生态碳汇(10~10 ³ a)	海洋溶解泵及微生物泵作用
	人工海洋碳汇(>10 ³ a)	人工深海封存
陆地碳汇	陆地植被碳汇(1~10 ² a)	森林植被、草地植被和湿地植被等
	自然地质碳汇(10 ³ ~10 ⁶ a)	陆地土壤碳汇(生态系统中土壤部分)
		陆地岩石风化碳汇(碳酸盐岩风化和硅酸盐岩风化等)
人工地质碳汇(>10 ³ a)	油藏封存、气藏封存、煤层封存和深层咸水层封存等	

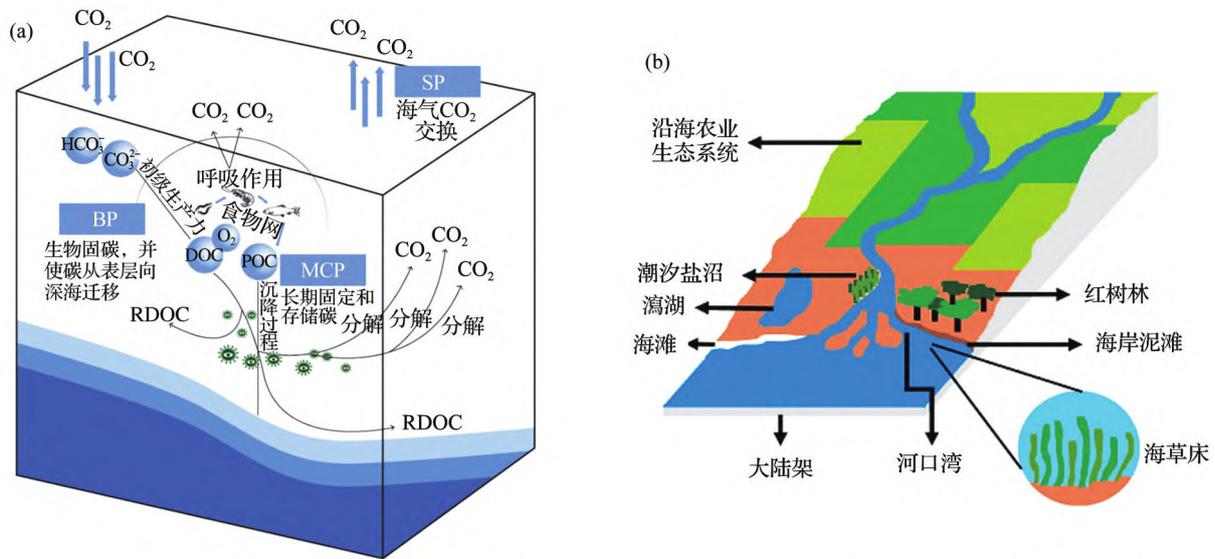
3 碳汇效应

3.1 海洋碳汇

海洋碳汇是指通过海洋活动和海洋生物吸收大气中的 CO₂,并将其固定和储存在海洋中的过程和机制^[5]。海洋碳循环的过程主要通过海洋碳泵作用实现,从而使碳进行迁移和转换,以调节海洋的储碳量。海洋碳泵效应主要有海水溶解、海洋生物和微生物转化 3 种作用[图 1(a)]^[5]。根据碳汇所处的位置及其机制,海洋碳汇分为沿海生态碳汇、海水生态碳汇及人工海洋碳汇 3 种类型。

3.1.1 沿海生态碳汇

沿海生态系统主要包括红树林、泥滩、沙滩、潮汐沼泽、河口、大陆架和瀉湖等子生态[图 1(b)],通过这些沿海子生态系统吸收和储存大气中 CO₂ 的过程及机制称之为沿海生态碳汇^[14]。全球海岸线广阔,沿海生产力较高且大陆边缘的碳沉积量非常大,因此沿海生态系统的碳储量十分可观。沉积作用是重要的海洋碳汇效应,具有长期性。在河口区域,水体携带和沉积较细的黏土颗粒,而海水中镁(Mg)、钙(Ca)和钠(Na)离子会中和黏土的电荷起到絮凝作用,从而导致大量有机碳沉积^[14]。瀉湖区域的碳积累主要来自海岸系统的陆源沉积物以及瀉湖植物凋落分解产生的有机碳。此外,潮汐沼泽的碳固存能力也不容忽视,潮汐周期性的沉积物卸载使有机物大量累积,从而可以形成较大的碳储量^[15]。在全球沿海生态中,红树林的土壤及沉积物碳储量约为 3 PgC,海草床沉积碳储量约为 20 PgC,而潮汐沼泽为 2~4 PgC^[14]。我国沿海红树林、盐沼湿地以及海草床有机碳埋藏通量约为 0.36 TgC/a,而陆架边缘海的沉积有机碳通量约为 20.49 TgC/a,其中大部分来自陆源有机碳的输入。此外,还有大



RDOC (Recalcitrant Dissolved Organic Carbon): 惰性溶解有机碳; DOC (Dissolved Organic Carbon): 溶解有机碳;
POC (Particulate Organic Carbon): 颗粒有机碳; SP (Solubility Pump): 溶解碳泵; BP (Biological Pump): 生物泵;
MCP (Microbial Carbon Pump): 微型生物碳泵

图1 海洋碳汇效应示意图

Fig. 1 Schematic diagram of ocean carbon sink

(a)海洋碳泵效应示意图^[5]; (b)主要的沿海生态碳汇^[14]

(a) The principle of the ocean carbon pump^[5]; (b) Major coastal ecological carbon sinks^[14]

型养殖藻类的固碳量约为 3.52 TgC/a, 沉积有机碳和溶解有机碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC) 释放通量分别为 0.14 TgC/a 和 0.82 TgC/a^[3]。

沿海生态中有红树林、沼泽植物和海草床等植被, 从赤道到温带地区均有分布, 这些植被的凋零是沿海沉积物中有机碳的主要来源^[16]。红树林需要减少蒸腾作用来保存体内的水分, 因而其大多数气孔及开口分布在叶片背面, 同时叶片较小且在阳光下几乎保持垂直方向, 这些因素导致红树林对蒸发冷却的需求较低而光合速率很高, 其 CO₂ 固存率较高^[17]。盐沼地区植被以草本植物为主, 这些盐沼植物的通气组织含有大量的 CO₂, 可以供光合作用进一步利用并形成碳汇, 因而其碳汇通量也较高^[17]。由此可见, 具有适应沿海生态环境的植被覆盖是沿海生态碳汇的重要保证。

3.1.2 海水生态碳汇

海水生态碳汇是指通过海洋本身以及海洋与大气之间碳循环过程形成的碳汇, 主要通过海洋溶解度泵作用、生物泵作用和微型生物泵作用实现^[5]。海洋的溶解度泵作用是基于 CO₂ 的可溶性, 并通过水流涡动、气体扩散和热通量等过程实现碳在海洋与大气界面之间的碳转移。低纬度海洋的 CO₂ 通过洋流转移到高纬度海域, 使得该海域 CO₂ 密度升高

并沉降, 形成千年尺度的碳循环, 可视为有效碳汇^[5]。而生物泵作用是通过海洋生物及其活动将碳从海洋表层转移到深海储存的过程, 该过程主要通过海洋生物圈的初级生产力完成。吸收有机碳的浮游植物被海洋动物食用后通过呼吸作用或被微生物分解释放 CO₂, 同时也通过相关生物链的代谢并经过分解与沉降转化为颗粒碳沉积于海底, 可以保存较长时间, 形成对碳循环的有效调节^[5]。然而, 由生物泵作用生成的颗粒有机碳 (Particulate Organic Carbon, POC) 转移率有限, 大部分 POC 在到达深海前会被降解, 导致实际形成的碳汇量很小, 而要将有机碳转化为稳定的惰性碳需依靠微型生物泵作用。微型生物泵主要是通过微生物修饰和转化溶解 POC 的能力, 使其丧失生物活性成为惰性碳, 而被长期固存^[5]。微生物占总海洋生物量的 90% 以上, 其固碳的关键过程是惰性溶解有机碳 (Recalcitrant Dissolved Organic Carbon, RDOC) 的产生和释放机制^[13], 如异养微生物能分解浮游植物产生的有机碳, 并代谢转化为惰性溶解有机碳^[18]。此外, 微生物之间的复杂相互作用也会促进海洋碳汇形成。一些细菌 (如溶藻细菌) 和病毒会导致其他微生物破裂死亡释放大量有机碳, 促进其进一步代谢并产生惰性碳, 而惰性碳相对较难降解, 因此

可以在海洋中留存较长的时间^[19]。

3.1.3 人工海洋碳汇

人工海洋碳汇是指将CO₂压缩注入高密度深层海水中,以此长时间储存形成的碳汇^[10]。House等^[20]的研究表明,当注入点海水深度超3 km时,CO₂将液化并沉入海底,从而实现CO₂的长久储存。目前人工深海封存还具有争议性,主要在于将大量CO₂直接注入海洋可能会导致海水酸化,而海洋酸化可能会减少生物多样性,影响海洋生态系统。同时,由于全球变暖,海洋生态系统的抗酸化能力可能会因温度升高而降低^[10]。因此,海洋CO₂储存有可能成为大型碳汇的潜力,但也存在环境风险可能会限制其应用,在人工海洋碳汇规模化实施之前,需要深入研究和充分评估其可行性以及对海洋生态的影响。

3.2 陆地碳汇

陆地碳汇是指陆地生态系统吸收并储存CO₂的过程^[4]。陆地碳汇由陆地生态系统碳循环在不同时间和空间尺度上通过多个不同作用过程共同决定,包括通过光合作用吸收、人类活动排放(化石燃料排放、人为焚烧、土地利用等)、自然活动排放(生物呼吸作用、火山活动等)以及风化侵蚀等过程(图2)^[11]。

陆地生态碳汇通过植物的光合作用将CO₂转变为生物量,再转移到土壤中,由微生物分解转化形成惰性碳储存的过程。作为生物量储存的碳,如植物叶片、根系以及树木枝干,都可以长时间储存碳,而当植物死亡以后,这些作为生物量的碳转移到土壤有机质中存储数千年^[11]。陆地碳汇主要位于北半球中高纬度地区,而热带地区的碳汇能力较弱甚至是碳源。不同类型陆地生态的碳收支差异也很大,森林是主要的碳汇,灌丛、湿地和农田的土壤部分也是重要的碳汇,草地是否作为碳汇还需要具体评估,部分沙漠也可能成为碳汇,但因区域条件不同而存在一定的差异^[4]。在过去几十年,我国陆地碳汇估计为2亿~2.5亿t/a,预计到2060年将达到1.5亿~5.2亿t/a^[4]。

3.2.1 陆地植被碳汇

陆地植被碳汇是指陆地植物通过光合作用将CO₂转化为糖和淀粉,从而从大气中持久地吸收大量碳的过程^[11]。陆地植物通过光合作用每年能吸收约3 721亿tCO₂,其中净吸收大约55亿tCO₂,相当于每年24%的工业排放量^[21]。我国植被碳汇能力为0.96亿~1.06亿t/a,如果再考虑植被下的土壤部分,碳汇量相当于同期化石燃料排放量的21%~

27%,其中森林约占总碳汇通量的80%,其次是农田和灌丛,而草地目前被认为是碳中性或弱碳源^[6]。

森林生态作为陆地生态碳循环的重要参与者,对大气CO₂浓度调节具有重要作用。全球森林碳储量约为8 610亿t,其中3 630亿t储存在森林植被中,占42%;土壤中储存约3 830亿t,占44%;其余为枯枝落叶等^[11]。我国森林固碳速率约为1.63亿t/a,其中植被生物量、土壤和枯枝落叶中的固碳速率分别为1.17亿t/a、0.38亿t/a和0.09亿t/a^[6]。不同地理位置的森林碳汇存在一定差异,热带森林的碳储量最大,约为4 710亿t;其次是北方森林和温带森林,分别约为2 720亿t和1 190亿t^[2]。同时,森林碳汇也是植被碳汇中最容易管理的,通过积极实施林业工程扩大森林面积,可以有效控制大气CO₂浓度,并节约减碳成本^[21]。1990—2000年我国森林吸收CO₂约1.35亿t/a,2000—2007年达到了1.82亿t/a,反映了我国在植被恢复工程中的森林碳汇能力呈不断增强的趋势^[22]。

草地作为分布最广泛的植被类型之一,生长于各个气候带,约占20%的陆地面积。草地生态系统除了改善水土和防风固沙外,还能形成碳库,有效降低大气中CO₂浓度。世界上最大的草地碳汇位于南美洲的草原,其次是欧洲和中亚的温带草原,而干旱/半干旱地以及热带地区(如非洲和澳大利亚)的草原则为碳源^[2]。草原碳汇主要形成于天然和稀疏放牧草地,占全球草原碳汇的80%,主要分布在北美、欧洲和俄罗斯^[23]。我国草地资源丰富,草地面积约占全球草地面积的7%,其碳汇占全球草地碳汇的4%~16%,表明我国草地碳汇具有较大的潜力^[24]。我国草地碳汇主要分布于高寒地区和温带地区,其中高寒地区草地的碳储量为211.5亿t,约占全国草地碳储量的48.76%,而温带地区草地的碳储量为105.4亿t。高寒地区的高寒草甸类和高寒草原类草地主要分布于青藏高原,构成了全国草地碳汇量的一半^[25],该地区的低温减缓了土壤有机质的分解速率,从而促进碳的累积。而其他类型草地的碳储量约为129亿t,不足草地总碳储量的1/3,但仍然在整个草地碳汇中起重要作用^[26]。

位于陆地和水域过渡区域的湿地被认为是地球上生产力最高的生态系统^[27],主要处于地表或地表附近的地下水位区域,或者被浅水覆盖。湿地只占地球面积的5%~6%,却拥有约8.3亿t/a的碳汇能力,因而比其他陆地生态碳汇更加高效^[28]。不同气候带的湿地类型碳汇量具有明显差异,其中热带湿

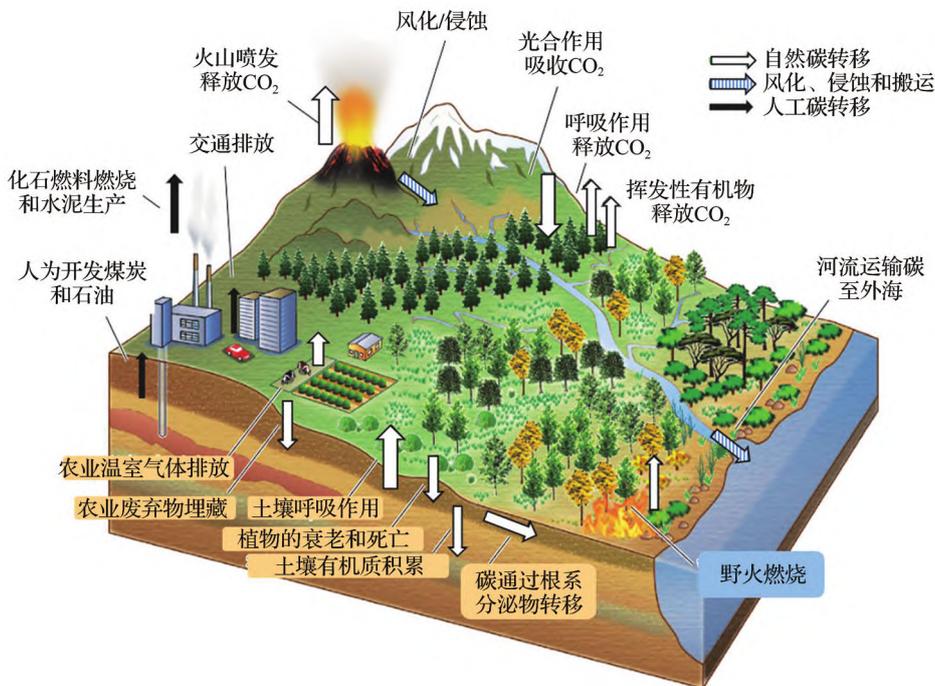


图2 陆地碳循环概念图(据参考文献[11]修改)

Fig. 2 Concept map of terrestrial carbon cycle (modified after reference [11])

地的碳封存率最高,每公顷约为1.3 t/a;其次是温带湿地,每公顷约为0.9 t/a;而北寒带湿地最低,每公顷约为0.2 t/a^[29]。湿地植物作为湿地生态系统的重要部分,其碳汇主要将活性植物生物量和附在其表面的微生物生物量计入碳汇,其中维管植物、苔藓、地苔以及藻类组成了地球上最具生产力的生物群落,也是湿地有机质的主要来源^[30]。湿地碳汇的形成主要通过初级生产力固存、外部环境的营养富集和沉积固存3个过程实现,以植物生物碳、POC、DOC、微生物生物碳和大气碳5种形式储存(图3)。湿地植物在死亡和分解后会将从大气中吸收的碳以有机碳的形式转移到土壤或水中,为湿地碳库带来持续的有机碳供应^[30]。

3.2.2 自然地质碳汇

自然地质碳汇是指在自然环境下通过岩石风化和土壤沉积等方式吸收固定CO₂所形成的碳汇^[14],主要包括陆地土壤碳汇和陆地风化碳汇两类,其中土壤碳汇包含了森林、草地以及湿地生态碳汇的土壤部分,不包含植被生物量。

(1) 陆地土壤碳汇

陆地土壤碳汇是指土壤沉积吸收和固定CO₂所形成的碳汇^[14]。土壤中累积有2/3的陆地碳储量,高于陆地生物量和大气碳累积量,具有碳储量巨大且储存时间长的特点^[14]。土壤碳汇的变化会直接影响

到大气CO₂浓度,是全球碳循环的重要组成部分^[26]。

在草地生态系统碳汇中,有90%以上储存在其植被下的土壤中。由于不同区域土壤表层植被类型和气候条件不同,近年来草地土壤碳汇变化存在区域上的差异,温带草原的土壤碳汇有流失现象,而新疆草原与青藏高寒草原的土壤碳汇变化不显著^[31]。我国草原生态系统的碳平衡随着时间的变化也有明显的变化,其中土壤碳库近年来正逐渐从碳中性向净碳汇转变,与生物量碳库的变化趋势相反^[32-33]。湿地土壤的碳储量大约是湿地植被的200倍,可见土壤碳汇量在陆地生态系统中占有重要比重^[34]。湿地生态系统的碳固存过程主要取决于外源碳的沉积速率和内源碳的输入量,由于湿地中的水流速度低,沉积物随着流速的降低逐渐沉积于湿地土壤中,使土壤接受了侵蚀搬运带来的大部分有机物,估计我国湿地碳汇能力约为1.20亿t/a^[35]。我国湿地碳汇也呈现出较大的空间差异性,辽河和长江三角洲的湿地属于强碳汇,松嫩平原和三江平原的湿地碳汇相对较小,而青藏高原湿地则是弱碳源^[36]。不同类型湿地的碳汇能力也存在明显差异,河流和湖泊湿地的单位面积碳汇能力较强,而内陆湿地的碳汇较小^[37]。我国沙漠面积为1.65亿hm²,约占全国陆地面积的17%^[38]。由于沙漠植被覆盖稀疏,生产力低下,其生态系统中的碳主要储存在

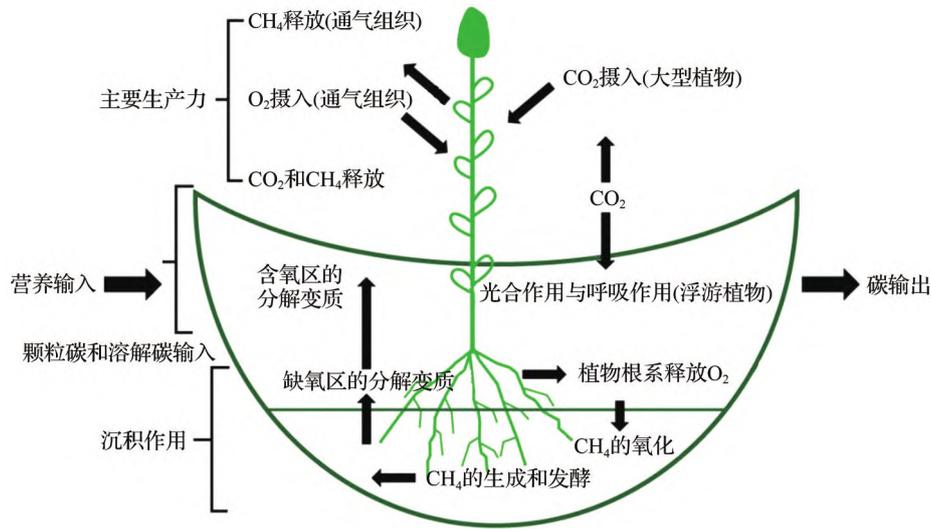


图3 湿地生态中植物吸收转化 CO₂原理示意图(据参考文献[11]修改)

Fig. 3 Principles of plants absorption and transformation of CO₂ in wetland ecology (modified after reference [11])

土壤中^[39]。荒漠生态碳汇主要依靠非生物固碳的过程,由于干旱/盐碱地的耕作和灌溉使盐分浸出,导致溶解无机碳(Dissolved Inorganic Carbon, DIC)被转移到沙漠下的深层咸水层中,形成荒漠碳汇^[40]。

(2) 陆地岩石风化碳汇

岩石风化碳汇是基于“水—岩—土—气—生”相互作用的碳循环过程,主要是通过地质作用与水生生物作用而形成的碳汇^[7]。地质作用通过影响碳

循环过程影响全球气候^[41],CO₂浓度的提高又会促进碳酸盐岩的溶解,使之吸收更多CO₂产生碳汇效应。同时,由于地质作用与生物活动是相互影响的,因而岩石风化碳汇的形成并非只是“岩—水—气”之间的物质转化过程,还有生物作用的共同参与(图4)^[42]。

地球原始大气CO₂浓度约为25%,由于硅酸盐岩和碳酸盐岩的风化所产生的大量碳汇,使得现今大气浓度降为0.03%,从而有利于生物的生存^[42]。

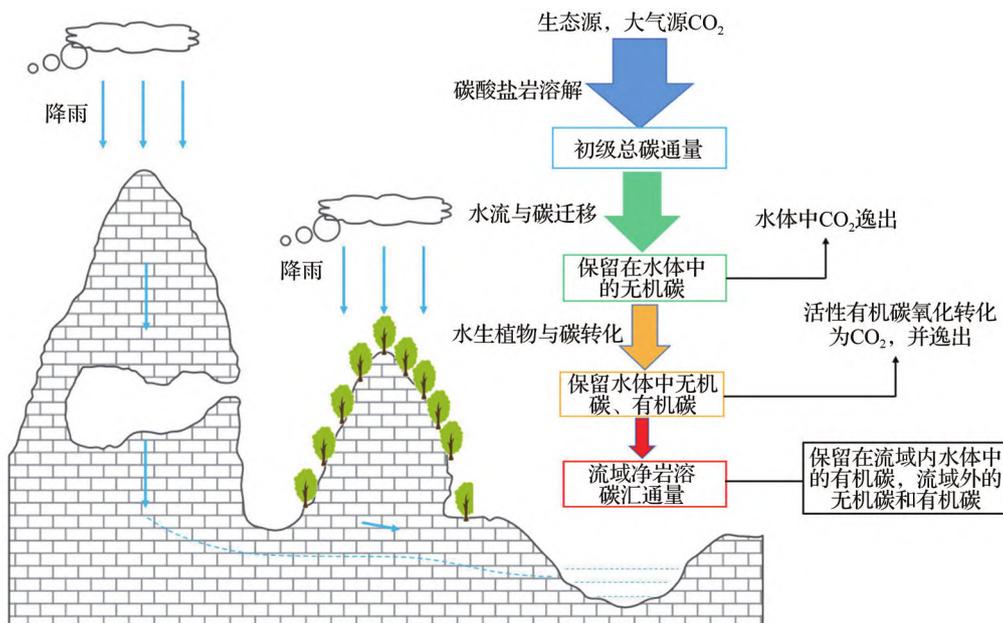
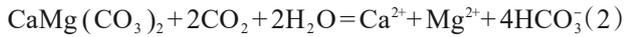


图4 岩石风化碳汇作用过程示意图(据参考文献[42]修改)

Fig. 4 The process of weathering carbon sink (modified after reference [42])

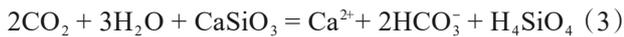
碳酸盐岩的化学风化吸收大气 CO_2 过程的表达式为^[41]:



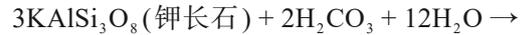
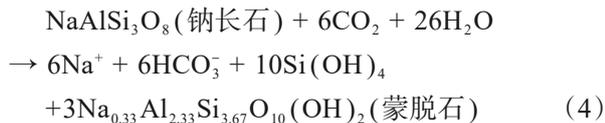
风化作用产生的 HCO_3^- 进入水体中能被水生植物的光合作用捕获,并随着植物死亡沉积而固定下来^[42]。全球碳酸盐岩地层的区域约占陆地面积的15.2%,每年可产生约6亿t碳汇,与植被和土壤的碳汇量相当,是全球自然碳汇的有效组成部分^[43]。

植物的光合作用除了能吸收利用 CO_2 外,还可以通过利用碳酸氢根离子进行。植物叶片的碳酸酐酶活性会由于岩溶环境的特殊影响(如高pH值和缺水)而提高,将重碳酸氢根离子吸收转化为水和 CO_2 ,并通过光合作用还原利用^[42],说明水生植物的光合作用能固定和利用岩溶作用产生的无机碳形成有效碳汇。

硅酸盐岩风化作用形成地质碳汇是 CO_2 净吸收过程,其化学反应过程表述为^[41]:



其他岩石(如花岗岩)在风化作用过程中也可以产生净碳汇^[41]:

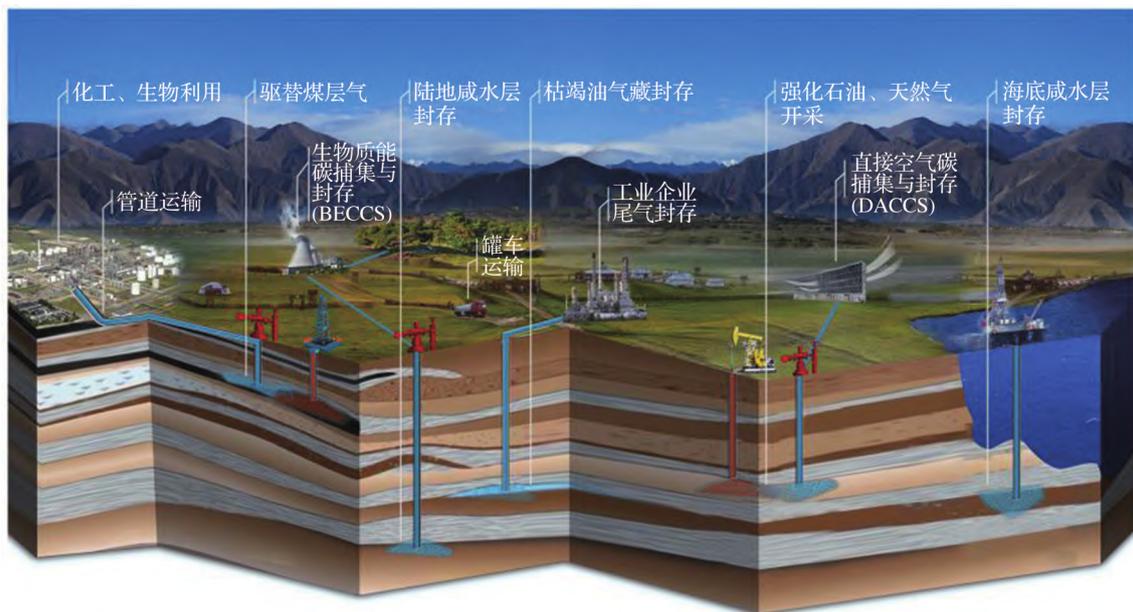


我国岩石风化作用每年消耗碳量约为 1.41×10^7 t CO_2 ,其中碳酸盐岩消耗占52.65%,约为 0.74×10^7 t;而硅酸盐岩消耗约占47.35%,约为 0.67×10^7 t^[41]。硅酸盐矿物风化一般将吸收的大气 CO_2 转变为重碳酸根,并以碳酸盐形式固定于水体中,形成长期的碳汇。

3.2.3 人工地质碳汇

人工地质碳汇这里是指将 CO_2 注入地下进行封存形成的碳汇。要实现碳中和目标,除了能源转型以外,提高能源的使用能效以及CCUS也是重要的途径^[44-45]。CCUS技术将化石燃料燃烧产生的 CO_2 捕集,并通过管道以超临界态注入地下油气藏中,在提高油气采收率的同时可以实现 CO_2 的封存(图5)。

CCUS技术包括 CO_2 捕集、运输、利用与封存4个环节。 CO_2 捕集主要通过燃烧前捕集、燃烧后捕集、富氧化捕集和化学链捕集等方式,将 CO_2 从工业生产过程中分离出来。燃烧前捕集通常与煤气化联合循环发电技术(Integrated Gasification Combined Cycle, IGCC)配套用于新建发电厂;燃烧后捕集主要应用于燃煤和燃气发电;富氧化捕集是



BECCS: Bioenergy with Carbon Capture and Storage; DACCS: Direct Air Carbon Capture and Sequestration

图5 碳捕集、利用与封存(CCUS)工程概念示意图(据参考文献[45]修改)

Fig. 5 Conceptual diagram of Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS) project (modified after reference [45])

用高浓度氧气进行充分燃烧,并实现烟气循环;化学链捕集是一种类似双反应器技术,通过借助于氧载体的作用,实现 CO_2 的内在分离,同时实现更高的能量利用效率,主要用于化石燃料和生物质燃烧^[46]。 CO_2 输送是CCUS的中间环节,相对于天然气管道,目前 CO_2 管道建设和运输较少,需要综合考虑地理条件、投入成本和工程安全等因素,合理利用现有石油和天然气管道运输 CO_2 ,具有较大的潜力^[44]。 CO_2 利用与封存作为CCUS关键环节,直接决定了减少 CO_2 的有效性和时效性。 CO_2 地质封存要求适当的储层厚度、孔隙度和渗透率,良好的盖层密封能力以及稳定的地质环境,因此储存位置的选址评价非常重要^[47]。目前,应用于 CO_2 地质封存的场址主要有油藏储层、气藏储层、煤层储层和深层咸水层^[46]。IEA(International Energy Agency, 2019)预测全球 CO_2 封存潜力分别是:提高油藏采收率(Enhanced Oil Recovery, EOR)的容量1 000 亿t~1 200 亿t,提高气藏采收率(Enhanced Gas Recovery, EGR)的容量7 000 亿t~8 000 亿t,提高煤层气采收率(Enhanced Coal Bed Methane Recovery, ECBM)的容量约200 亿t,深部卤水层封存(Deep Saline Aquifers, DSA)约为10 000 亿t。目前我国在吉林、大庆、长庆、新疆、胜利和中原等油田开展利用 CO_2 提高石油采收率和埋存的工业试验与推广,并在辽河、冀东、大港、华北和吐哈等油田开展了先导试验。例如,在吉林油田完成超过110万t的 CO_2 封存,鄂尔多斯神华煤制油已总体实现30万t的 CO_2 封存量^[9]。

CO_2 驱替提高石油采收率技术是将临界状态的 CO_2 注入储层,使原油体积扩大和降低黏度,同时驱使原油流入开采井内,最终使原油的采收率得到提高(图6)。注入的 CO_2 有50%~60%被矿化封存于地

下,剩余部分会随油气产出返回地面,这种循环驱油过程既能有效封存 CO_2 ,又能提高油气的产量^[48]。通过提高原油产量带来额外收入的同时,还能延长油田的生产寿命,是一种双赢的技术。我国适用 CO_2 驱替提高原油采收率技术的原油储量约为130 亿t,能增加约19.2 亿t的原油产量,可封存约50 亿t的 CO_2 ^[45]。

煤层对 CO_2 的吸附力约是甲烷(CH_4)的2倍,因此 CO_2 注入煤层后将会被优先吸附,使甲烷转化为游离态气体而被驱替至生产井中,可以达到提高煤层气采收率目的^[10]。相对于传统煤层气开采技术,注入 CO_2 驱替可增加约75%的采收率^[48]。但由于煤层的渗透率普遍较低,注入的 CO_2 在煤层中容易发生溶胀反应,使煤层的孔隙度减小,造成 CO_2 注入困难。因此,在规模化注入 CO_2 驱替煤层气工艺中,需要解决煤层因 CO_2 注入导致其孔隙度和渗透率降低等难题^[9]。

枯竭油气藏封存也是 CO_2 封存的重要途径之一。枯竭油气藏的储层在开采前已储存油气数百万年,具备良好的储集和保存条件,因而同样适用于 CO_2 封存。注入的 CO_2 一般可以通过密封的结构滞留、孔隙水的溶解度滞留、孔隙中的残余滞留以及与岩石反应形成碳酸盐矿物的矿物滞留等方式储存在油气藏中^[44]。同时,在前期的油气藏开采中掌握了其地质构造和油气井数据,并有完善的基础设施,将有利于地质封存能力评估和进行 CO_2 封存作业^[49]。但由于我国天然气开发相对较晚,因此枯竭气藏封存的规模化部署可能还需一段时间^[50]。

在地下深处的含水层通常具有较高盐度,这些盐水层不具有商业价值,但可用于封存 CO_2 ,具有较大的封存 CO_2 的潜力和可行性,对环境产生影响很小^[9,51]。但相对于已投入开发的油气藏,对这些含

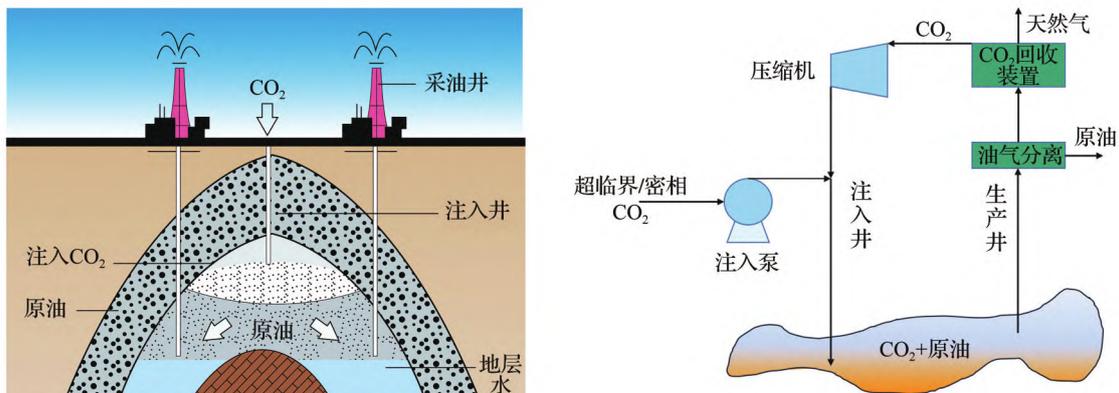


图6 注 CO_2 提高采收率示意图(据参考文献[9]修改)

Fig. 6 Diagram of CO_2 injection for enhanced oil recovery (modified after reference [9])

盐水层的地质信息了解较少,需要进行更多的研究和风险评价才能投入使用。同时,在含盐水层CO₂的封存过程中,对CO₂-水-岩石相互作用以及CO₂捕捉机制的研究非常重要^[52]。

4 碳汇影响因素

4.1 海洋碳汇影响因素

根据海洋碳汇的原理,大多数有机碳最终以沉积储存的形式形成碳库。有机碳沉积储存主要受以下5个方面因素的影响:

(1)初级生产力因素,决定了有机碳的来源。例如,随着气候变暖和夏季风加剧,河流输入量增加,可以提高河口和近岸地区的生产力,从而使沉积物中有机物量增加,提高碳汇量^[13];在生产力低的大陆架地区,沉积物的有机碳量则相对较低,而具有良好植被条件(如红树林和海草床等)的沿海地区有较高的生物量,能增加碳埋存量^[53]。

(2)沉积环境和水动力条件,影响沉积物中的有机碳含量。例如,沉积颗粒物在富氧环境易发生降解,导致沉积物的有机碳含量和埋藏效率降低;缺氧区的降解作用不能将有机物完全降解,使更多的有机碳沉积^[54]。潮汐的水动力条件会使沉积物定期负载,导致有机物沉积形成高碳累积量^[55]。高浓度硫酸盐环境会导致潮汐沼泽土壤中硫酸盐还原菌占优势,这些细菌将限制海湾土壤碳化抑制碳汇^[56]。

(3)沉积物的物性因素,影响有机质的埋藏效率。细粒沉积物中有机碳的保存效率较高,而粗粒沉积物中的有机碳更易氧化,使埋藏效率较低^[57]。

(4)人类活动因素,影响输入海洋的陆源有机物含量。例如,黄河的泥沙治理和长江大坝修建等工程会改变POC向海洋输入的时间和速率,从而影

响其埋藏效率^[58]。同时,持续的人为改造将潮汐沼泽转化为农田、水产养殖区和居住区,也将会导致沿海生态碳汇的损失^[59]。

(5)物理化学条件,影响海洋表层CO₂吸收。海洋表层主要通过溶解度泵和生物泵机制吸收CO₂,受海水温度、盐度和碱度等物理化学条件和初级生产等生物过程的影响,海洋升温和海冰融化造成部分区域季节性海水分层,导致沿海水域自我净化速度放缓,使海洋颗粒物运输减少,降低海洋生产力,削弱生物泵效能^[60]。同时,由于气候变化和海洋酸化,溶解泵吸收大气CO₂的能力将大幅下降,海水pH值降低、碳酸钙饱和度降低以及海水缺氧等因素,也可使海洋生物的多样性减少,降低初级生产力,从而影响海洋碳汇^[5]。

4.2 陆地碳汇影响因素

在自然状态下,陆地生态系统通常趋于碳平衡,碳输入和输出较为接近,净碳排放趋近于零。但由于大气成分变化、氮沉降、气候变化或人为干扰等因素的影响,可使陆地生态系统转变为碳源或碳汇^[61],不同因素的影响强度和持续时间存在差异(图7),CO₂施肥效应、氮沉降、气候变化和土地利用等因素主要通过促进植被生长间接增加碳汇,它们的相对贡献分别为70%、9%、8%和4%^[62]。生物群净区生产力对温度和降水较为敏感,它们的敏感性分别为每摄氏度 $(-3.0 \pm 1.5) \times 10^9$ t的碳量和每100 mm降水 $(2.3 \pm 1.6) \times 10^9$ t的碳量,反映出气候的波动对陆地碳汇有明显的影响^[63]。野火、风倒、干旱以及虫害等突发性灾害在短时间内会对碳储量产生明显的影响,但持续时间较短,在长时间尺度内影响不明显。土壤有机质积累和矿物的吸收影响自然地质碳汇过程,但需要在较长时间尺度才能显示其成效。

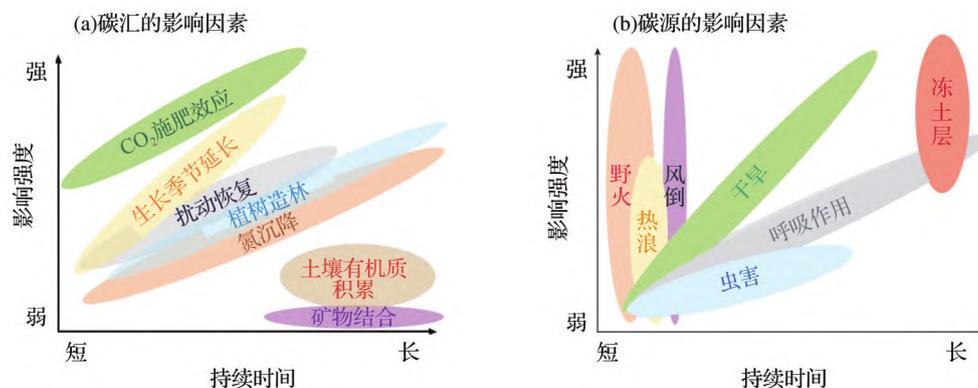


图7 陆地生态碳汇及碳源影响因素强度随时间变化对比图(据参考文献[11]修改)

Fig. 7 The influence factors of terrestrial ecological carbon sink and carbon source, and their intensity changes over time (modified after reference [11])

4.2.1 植被碳汇影响因素

陆地植被碳汇受气候(如降水、温度和辐射的变化)、大气成分、土地利用变化(如森林砍伐、植树造林、农业生产)以及自然干扰(如飓风、大风、野火、虫害和病原体)等因素的影响。不同气候带的陆地植被对碳汇量影响差异明显,热带森林由于降水、温度和辐射等气候因素通常比其他林区具有更强的碳汇能力。草地碳汇主要集中在植被生产力较高的高山草地和温带湿润型草地,而荒漠草地虽然面积较大,但由于生产力低而碳汇潜力较小。温度升高和降雨充沛使草地生长周期变长,可提高植被碳汇量;在干旱地区的降水稀少且温度较高,其蒸腾作用强,减弱了其草地碳汇^[26]。同时,植被碳汇还受植株自身因素(如叶片面积和树龄)的影响,年轻植被区域的碳汇能力更强^[64]。自然灾害对植被碳汇具有明显的负面影响,破坏植株原本的生长环境和物种结构,导致生态系统不平衡而降低碳汇^[65]。人为活动对碳汇有明显的影 响,植树造林和生态治理可以有效提高植被生物量;CO₂施肥可以促进光合作用,进一步增强CO₂吸收利用;土壤的养分条件会由于氮沉降和酸沉降作用而产生变化,从而影响植被碳汇^[4]。

4.2.2 自然地质碳汇影响因素

自然地质碳汇包括土壤碳汇和岩溶碳汇。土壤碳汇的影响因素主要有气候、土地利用变化、自然干扰和人为干扰等,其中自然或人为干扰因素造成的土壤侵蚀是影响土壤碳汇的重要因素。土壤侵蚀是指土壤及其母质在水力、风力、冻融或重力等外营力作用下被破坏、剥蚀、搬运和沉积的过程,不稳定的土壤有机碳容易在侵蚀过程中分解并释放CO₂。土壤侵蚀会造成土壤团聚体破坏、有机碳迁移以及土壤有机质矿化,从而减少土壤碳汇,在侵蚀过程中沉积深埋使有机碳积累^[66]。气候干旱地区由于自然条件较差和人类活动干扰使土壤更容易发生退化,直接导致土壤中碳发生矿化,释放

更多的CO₂,恶化土壤条件^[21]。限制土地利用强度和实施生态修复工程,有利于增强土壤碳汇^[67]。同时,土壤表层的植被生产力以及土壤中微生物对有机质分解也直接影响土壤碳循环,保护土壤表层植被和土壤环境对土壤碳汇至关重要^[68]。

岩溶碳汇受气温、降水、岩性、土壤、植被和人类活动等因素的影响,其中气温与降水是影响岩溶碳汇的关键因素,岩溶地带水体中的DOC含量和碳酸盐含量随降雨量增加而提高(图8)^[69]。岩溶碳汇在不同气候带具有较大的差异,湿热气候可以促进风化作用,湿润环境的岩溶碳汇量约为半干旱区域碳汇量的4倍^[70]。岩溶碳汇在不同季节也不同,湿润年份的年岩溶碳汇总量约是干旱年份的3倍^[70]。岩溶风化碳汇还与该区域内的水流量呈正相关关系,水流量增加1倍,可使该地区岩溶风化量提高2倍^[71-72]。

不同岩性的碳汇能力存在明显差异,主要与岩石中碳酸盐类成分含量有关,碳酸盐含量越高,其碳汇量越大(表2)^[42]。由于岩溶地区的碳酸盐岩风化吸收了土壤层中的CO₂形成碳汇,使其土壤中CO₂浓度明显低于碎屑岩区。石灰岩的岩溶风化速率是白云岩的2倍,如果岩石中含有石膏层,则会降低其

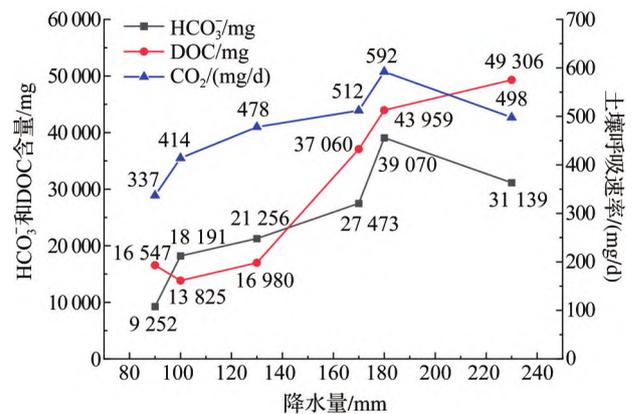


图8 岩溶碳汇与降水量的关系图(据参考文献[69]修改)

Fig. 8 Relationship between karst carbon sink and precipitation (modified after reference [69])

表2 不同岩石类型的岩石风化碳汇数据表(据参考文献[42]修改)

Table 2 Weathering carbon sink data of different rock types (modified after reference [42])

岩石类型	碳酸盐比例/%	CO ₂ 消耗总量/(10 ⁶ mol/a)	所占比例/%	平均CO ₂ 消耗量/[10 ³ mol/(km ² ·a)]
变质岩及深成岩	3.78	1 685	0.7	101
酸性火山岩	10.69	11 381	4.5	241
玄武岩	1.26	1 457	0.6	262
砂层与砂岩类	24.05	14 273	5.7	134
页岩类	20.61	43 254	17.1	475
碳酸盐岩类	39.61	180 112	71.4	1 030
合计	100.00	252 162	100.0	571

风化速率。土壤对岩溶碳汇的影响与土壤性质、土壤中 CO₂ 浓度对岩溶风化的促进作用、土壤中生物和微生物对风化作用的影响关系密切^[73]。土壤中存在碳酸酐酶会催化 CO₂ 向碳酸盐的转化,从而增加岩溶风化的速率^[74]。此外,土壤自身性质(如厚度)也影响岩溶碳汇强度,随着土壤厚度的增加,土壤中转化形成的重碳酸盐浓度也逐渐增加^[69]。

岩溶风化作用与区域植被特征也有直接关系。岩溶地区的植物大多生长在岩石裂缝中,而植物的生长会促进岩石的风化作用^[75]。同时,水生植物还能直接捕获并利用水体中的无机碳进行光合作用,将岩溶风化产生的部分无机碳滞留保存在生物圈中,从而可以长时间形成相对稳定的碳汇。一些生长在岩层表面的低等植物还会滞留大量水分,促进其溶蚀作用,有利于岩溶碳汇^[76]。此外,分布在岩溶地区水体中的一些微生物(如光合异养细菌)也可以利用无机碳进行特殊的光合作用,这类微生物对岩溶碳汇也有重要作用^[77]。

人类活动导致的土地利用变化以及水体污染等也对岩溶碳汇产生一定的影响。随着土地利用强度的增加,岩溶风化碳汇的强度会随之减弱^[78]。由于工业及农业活动的影响,岩溶区域水体中通常有污染产生外源酸,会溶蚀岩石减弱岩溶碳汇强度(图 9)^[79],这种外源酸参与岩石风化造成的岩溶地质碳汇损失量可达 15%~35%^[80-81]。因此,限制土地开发利用的强度以及污染源进入岩溶地区,对保

持岩溶碳汇能力具有重要意义。

4.2.3 人工地质碳汇影响因素

影响人工地质碳汇的因素主要包括地质封存体适宜的厚度、孔隙度、渗透率、良好的盖层密封能力以及稳定的地质环境等。同时,碳源的距离、储存空间的有效性、泄漏风险以及经济性等因素也影响地质封存的可行性^[82]。因此,在评价 CO₂ 地质封存潜力时,需要综合考虑地质构造环境、盆地地热、地层水动力、油气潜力和盆地勘探开发程度、管道运输和基础设施有关的经济及社会因素^[83]。

地质构造背景是地质碳汇需要考虑的首要因素。活动造山带和克拉通台地的封闭性相对较差,普遍发育断层和裂缝,通常不利于 CO₂ 封存;而沉积盆地具有合适的多孔渗透性岩层,是 CO₂ 地质封存的有利场所。汇聚型盆地在板块汇聚和俯冲作用下形成,这些盆地构造变形较强,断层和裂缝相对较发育,容易使 CO₂ 沿断层和裂缝泄露而带来安全和环境风险;离散型盆地的构造活动性相对较弱,有利于 CO₂ 地质封存^[83]。封存地址的选择还需要考虑地壳热源距离、岩浆侵入体和地下高热流等因素对 CO₂ 注入方式、封存类型及埋藏深度的影响,在高地温盆地 CO₂ 适合于以气体、液体或超临界状态注入封存^[84]。选择向正在开发或废弃的油气藏注入 CO₂,受地层水流动性的影响较大,地层水动力机制对 CO₂ 注入和封存至关重要^[85]。此外,油气潜力与盆地勘探开发程度也是影响地质封存的重要因素,

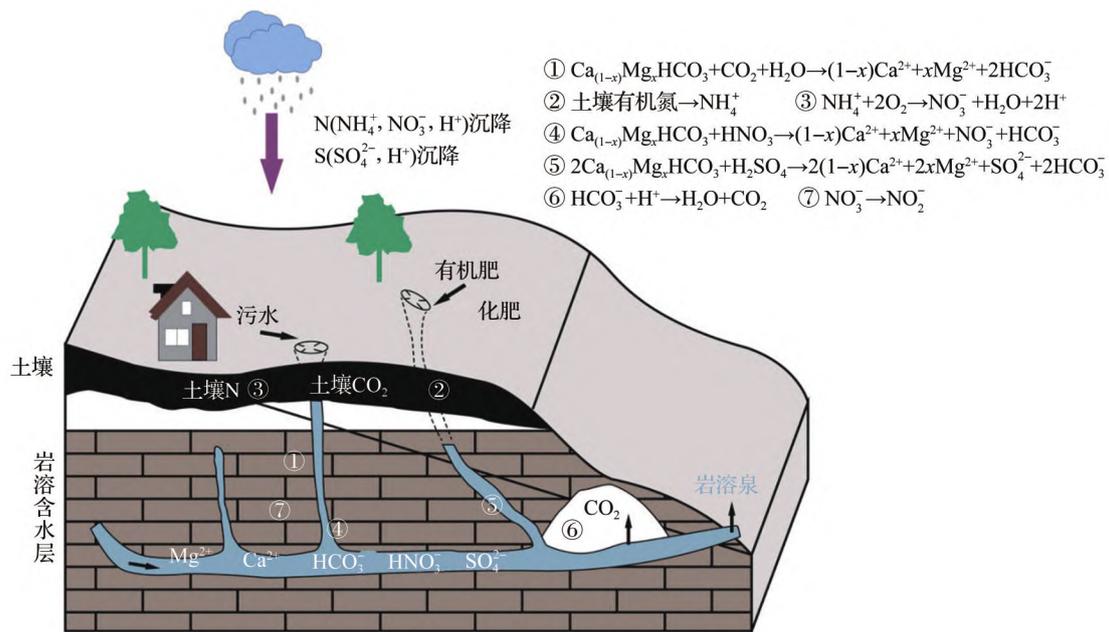


图 9 外源酸对岩石风化碳汇影响机理示意图(据参考文献[79]修改)

Fig. 9 Influence mechanism of exogenous acid on weathering carbon sink (modified after reference [79])

在勘探开发程度较低的盆地中,大部分资源仍有待开发,CO₂地质封存存在引起资源污染的风险。同时,由于勘探开发程度有限,对盆地的地质和水文地质条件了解不够,基础设施不齐全,也影响CO₂地质封存的实施。相反,对勘探开发程度较高的盆地,通过油气藏或煤层的开采,其地质、水文和地热资料齐全,大多数基础设施到位,进行CO₂地质封存的成本低,有利于CO₂人工地质封存项目的实施^[86-87]。因此,适宜CO₂地质封存的地址一般是处于勘探开发成熟、地质构造稳定以及地层水动力条件有利于圈闭形成的区域。

5 展 望

海洋在全球气候变化和碳循环过程中至关重要,海洋碳汇约是陆地碳汇的3倍,发展海洋碳汇的潜力巨大。加强自然海岸线和海岸带生态系统的保护及修复,积极建设沿海自然生态保护区,加强实时监测和科学研究,建立完善的监控体系和评价标准,是发展海洋碳汇的基础保障。在大部分海域,营养盐分及其有效利用影响着海洋的初级生产力,进而影响海域碳汇^[88]。目前可实施的措施包括海洋施肥和人工上升流等,不仅能增加海水养分浓度,还能调节海水的微量元素,促进光合作用,对增加海洋的初级生产力及其碳汇具有积极作用^[89]。通过控制陆地营养物质输入,减少释放到沿海水域的总量,增加水体中氮磷比,使更多的RDOC保留在水中形成稳定碳汇,可提高海洋碳汇能力^[90]。同时,加快深海CO₂封存相关技术研究及其对海洋环境影响的评估,在不破坏海洋生态环境条件下实施深海CO₂封存项目,建立规模化的海洋人工碳库,是未来提高海洋碳汇能力的有效手段。

全球陆地生态系统的碳汇预计在未来可能将达到19.6亿t/a,其中陆地植被碳汇应作为重要的增汇在未来发挥重要作用^[91]。发展植被碳汇不仅要加强植树造林和生态保护,还应该根据各地区的自然条件、周边环境 and 经济水平等实际情况,因地制宜实施差异化发展策略^[92]。草地碳汇可以通过人工改良措施,通过提高草地植被生产力来增强草原碳汇能力。对于退化草地生态,应该考虑从增加植被光合速率,优化土壤条件等方面实施有效的土地管理措施^[93]。湿地生态需要坚决执行“国家湿地保护计划”和“退化湿地恢复计划”,继续推进沼泽湿地碳储量的研究,使湿地生态系统在增汇过程中发挥更大的作用^[94]。陆地风化碳汇可以考虑人为干

预岩溶区域的碳循环,增加岩溶碳汇能力。例如,加强石漠化治理和土地利用管理,提高岩溶地区土壤固碳效率;加大治理酸雨和管理外源水的输入;人工培育适宜岩溶环境的水生植物,提高水生植物的光合效率^[70]。同时,加强陆地生态碳汇的通量核算,提高碳汇测算的准确性,掌握陆地碳汇的动态变化规律,对未来增加陆地生态系统的碳汇能力及其管理具有重要指导作用。

人工地质碳汇是重要的增汇技术,CCUS技术是未来的重要发展方向。CO₂捕获和压缩的巨大能源损失及额外成本,通常会造成CCUS较高的能耗和支出^[95]。工艺流程优化、规模化效应、CCUS集群和技术学习曲线效应等,可在未来大幅降低能耗和相关成本方面发挥重要作用^[12]。CO₂源和汇的不匹配增加了大规模实施CCUS的不确定性和风险,对CCUS提出了重大挑战^[96],CCUS技术集群部署需要结合目标区域的碳源和碳汇点位,按区域实施^[97-98]。加强注CO₂提高油气采收率技术的研究和推广,包括在高含水油藏、低渗透一致密油气藏、页岩油气藏和煤层气方面的应用,在提高油气产量保障国家能源安全的同时,实现CO₂的有效封存。加强CO₂地质利用与埋存基础研究、相关技术研发、安全风险评估及其工程管理,包括合适油气藏的筛选、CO₂注入过程中的相互作用、注采平衡管理、现场性能评估、现场监测、风险预测与管理等,降低CO₂地质利用和封存的风险^[99-100]。同时,加强CO₂吸附工艺研发、钻井完井技术开发和CO₂管道运输,对未来CCUS技术大规模实施和人工地质碳汇发展具有重要意义。

6 结 论

(1)碳汇是通过自然转化或人工将大气中CO₂清除的过程、活动或机制,碳汇效应分为海洋碳汇和陆地碳汇两大类,其中海洋碳汇分为沿海生态碳汇、海水生态碳汇和人工海洋碳汇,陆地碳汇分为陆地植被碳汇、自然地质碳汇和人工地质碳汇。

(2)海洋碳汇主要通过海岸植被的固碳效应、沿海有机碳的沉积作用以及海水碳泵作用形成,受季风洋流条件、陆源有机物输入、海岸地理条件以及人为活动等因素的影响。植被碳汇通过陆地植物的光合作用将CO₂转化为有机碳储存,受气温、降水、大气成分、土地利用变化以及自然干扰等因素的影响。自然地质碳汇通过土壤和碳酸盐岩风化作用实现,土壤碳汇受区域植被条件、气候条件、土

壤利用等因素影响;岩溶碳汇受气温、降水、岩石类型、水文条件及人类活动等因素的影响。CCUS是人工地质碳汇的主要技术,其CO₂封存能力受地质构造、储盖条件、地热、地层水动力、油气潜力和盆地勘探开发程度等因素的影响。

(3)海洋碳汇的潜力巨大,加强自然海岸线和海岸带生态系统保护和监测研究,完善监控体系和评价标准,并通过海洋铁施肥、人工上升流等方法调节海水养分,控制陆源营养物质介入,对发展海洋碳汇具有积极作用。加强植被保护及再造,优化土地利用,进行土壤改良,能够有效促进植被碳汇。通过土地利用管理、外源水管控和环境适应型植被培育等措施,可有效改善自然地质碳汇。大力发展CCUS技术,对大规模发展人工地质碳汇具有重要意义。

参考文献(References):

- [1] FANG J Y, ZHU J L, WANG S P, *et al.* Global warming, human-induced carbon emissions, and their uncertainties[J]. *Science China Earth Sciences*, 2011, 54(10): 1 458-1 468.
- [2] YANG Y H, SHI Y, SUN W J, *et al.* Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality [J]. *Science China Life Sciences*, 2022, 65 (5) : 861-895.
- [3] JIAO Nianzhi. Developing ocean negative carbon emission technology to support national carbon neutralization[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2021, 36(2) : 179-187. [焦念志. 研发海洋“负排放”技术支撑国家“碳中和”需求[J]. 中国科学院院刊, 2021, 36(2): 179-187.]
- [4] FANG Jingyun, GUO Zhaodi. Looking for missing carbon sinks from terrestrial ecosystems [J]. *Chinese Journal of Nature*, 2007, 29(1): 1-6.[方精云, 郭兆迪. 寻找失去的陆地碳汇[J]. 自然杂志, 2007, 29(1): 1-6.]
- [5] LI Jing, WEN Guoyi, YANG Xiaofei, *et al.* Mechanism and development countermeasures of marine carbon sinks [J]. *Ocean Development and Management*, 2018, 35(12) : 11-15. [李静, 温国义, 杨晓飞, 等. 海洋碳汇作用机理与发展对策[J]. 海洋开发与管理, 2018, 35(12): 11-15.]
- [6] FANG J Y, YU G R, LIU L L, *et al.* Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16) : 4 015-4 020.
- [7] LI Liang. Research on Karst/geological carbon sinks process and flux in Chaotian watershed, Guilin, China [D]. Beijing: Chinese Academy of Geological Sciences, 2013.[李亮. 潮田河流域(岩溶)地质碳汇过程及通量估算研究[D]. 北京: 中国地质科学院, 2013.]
- [8] PU Junbing, JIANG Zhongcheng, YUAN Daoxian, *et al.* Some opinions on rock-weathering-related carbon sinks from the IPCC fifth assessment report [J]. *Advances in Earth Science*, 2015, 30(10) : 1 081-1 090.[蒲俊兵, 蒋忠诚, 袁道先, 等. 岩石风化碳汇研究进展: 基于IPCC第五次气候变化评估报告的分析[J]. 地球科学进展, 2015, 30(10): 1 081-1 090.]
- [9] CHEN Bing, XIAO Hongliang, LI Jingming, *et al.* Advances in research on carbon capture, utilization and storage [J]. *Applied Chemical Industry*, 2018, 47(3) : 589-592.[陈兵, 肖红亮, 李景明, 等. 二氧化碳捕集、利用与封存研究进展[J]. 应用化工, 2018, 47(3): 589-592.]
- [10] LEUNG D Y C, CARAMANNA G, MAROTO-VALER M M. An overview of current status of carbon dioxide capture and storage technologies [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 39: 426-443.
- [11] KEENAN T F, WILLIAMS C A. The terrestrial carbon sink [J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2018, 43: 219-243.
- [12] WEI N, LI X C, LIU S N, *et al.* A strategic framework for commercialization of carbon capture, geological utilization, and storage technology in China [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2021, 110. DOI:10.1016/j.ijggc.2021.103420.
- [13] ZHANG Y, ZHAO M X, CUI Q, *et al.* Processes of coastal ecosystem carbon sequestration and approaches for increasing carbon sink [J]. *Science China Earth Sciences*, 2017, 60 (5) : 809-820.
- [14] DEB S, MANDAL B. Soils and sediments of coastal ecology: a global carbon sink [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 214. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2021.105937.
- [15] CHMURA G L. What do we need to assess the sustainability of the tidal salt marsh carbon sink? [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2013, 83: 25-31.
- [16] THORHAUG A L, POULOS H M, LOPEZ-PORTILLO J, *et al.* Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: mangroves, marshes, and seagrasses: a North American hotspot [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 653: 1 253-1 261.
- [17] VELDHUIS E R, SCHRAMA M, STAAL M, *et al.* Plant stress-tolerance traits predict salt marsh vegetation patterning [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2019, 5. DOI:10.3389/fmars.2018.00501.
- [18] JIAO N Z, CAI R H, ZHENG Q, *et al.* Unveiling the enigma of refractory carbon in the ocean [J]. *National Science Review*, 2018, 5(4) : 459-463.
- [19] NOBLE R T, FUHRMAN J A. Rapid virus production and removal as measured with fluorescently labeled viruses as tracers [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, 66 (9) : 3 790-3 797.
- [20] HOUSE K Z, SCHRAG D P, HARVEY C F, *et al.* Permanent carbon dioxide storage in deep-sea sediments [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2006, 103(33) : 12 291-12 295.
- [21] CUI Junfu, MIAO Jianjun, CHEN Jinwei. Research on China low carbon economy and carbon sinks—discussion on forest, soil and geological sequestration [J]. *Journal of North China Electric Power University (Social Sciences)*, 2015(4) : 1-6.[崔俊富, 苗建军, 陈金伟. 低碳经济与中国碳汇发展研究: 基于森林碳汇、土壤碳汇和地质碳汇的讨论[J]. 华北电力大学学报

- 报(社会科学版), 2015(4): 1-6.]
- [22] YANG J M, JI X X, DEANE D C, *et al.* Spatiotemporal distribution and driving factors of forest biomass carbon storage in China: 1977-2013 [J]. *Forests*, 2017, 8(7). DOI: 10.3390/f8070263.
- [23] CHANG J F, CIAIS P, GASSER T, *et al.* Climate warming from managed grasslands cancels the cooling effect of carbon sinks in sparsely grazed and natural grasslands[J]. *Nature Communications*, 2021, 12(1). DOI:10.1038/s41467-020-20406-7.
- [24] PIAO S L, FANG J Y, ZHOU L M, *et al.* Changes in biomass carbon stocks in China's grasslands between 1982 and 1999 [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(2): 1-10.
- [25] ZHANG L, ZHOU G S, JI Y H, *et al.* Spatiotemporal dynamic simulation of grassland carbon storage in China[J]. *Science China Earth Sciences*, 2016, 59(10): 1 946-1 958.
- [26] WANG Suizi, FAN Jiangwen, LIU Shuai. A comprehensive analysis of difference in carbon stock estimation in the grasslands of China [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2017, 25(5): 905-913.[王穗子, 樊江文, 刘帅. 中国草地碳库估算差异性综合分析[J]. 草地学报, 2017, 25(5): 905-913.]
- [27] GHERMANDI A, van den BERGH J C J M, BRANDER L M, *et al.* The economic value of wetland conservation and creation: a meta-analysis [Z/OL]. FEEM Working Paper No. 79. 2008. [2021-10-30]. <https://ssrn.com/abstract=1273002> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.1273002>.
- [28] MITSCH W J, BERNAL B, NAHLIK A M, *et al.* Wetlands, carbon, and climate change[J]. *Landscape Ecology*, 2013, 28(4): 583-597.
- [29] LU W Z, XIAO J F, LIU F, *et al.* Contrasting ecosystem CO₂ fluxes of inland and coastal wetlands: a meta-analysis of eddy covariance data [J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(3): 1 180-1 198.
- [30] LOLU A J, AHLUWALIA A S, SIDHU M C, *et al.* Wetlands: an imbroglio of interlinked carbon pools [J]. *Tropical Ecology*, 2018, 59(3): 383-395.
- [31] LIU S S, YANG Y H, SHEN H H, *et al.* No significant changes in topsoil carbon in the grasslands of northern China between the 1980s and 2000s [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 1 478-1 487.
- [32] YANG Y H, FANG J Y, MA W H, *et al.* Soil carbon stock and its changes in northern China's grasslands from 1980s to 2000s [J]. *Global Change Biology*, 2010, 16(11): 3 036-3 047.
- [33] KOU D, MA W H, DING J Z, *et al.* Dryland soils in northern China sequester carbon during the early 2000s warming hiatus period [J]. *Functional Ecology*, 2018, 32(6): 1 620-1 630.
- [34] BASSI N, KUMAR M D, SHARMA A, *et al.* Status of wetlands in India: a review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies [J]. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 2014, 2: 1-19.
- [35] XIAO D R, DENG L, KIM D G, *et al.* Carbon budgets of wetland ecosystems in China [J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(6): 2 061-2 076.
- [36] YU G R, ZHU X J, FU Y L, *et al.* Spatial patterns and climate drivers of carbon fluxes in terrestrial ecosystems of China [J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(3): 798-810.
- [37] DUAN Xiaonan, WANG Xiaoke, FEI Lu, *et al.* Primary evaluation of carbon sequestration potential of wetlands in China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2): 463-469.
- [38] CHENG L, QUE X E, YANG L, *et al.* China's desert ecosystem: functions rising and services enhancing [J]. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 2020, 35(6): 690-698.
- [39] WANG S, XU L, ZHUANG Q L, *et al.* Investigating the spatio-temporal variability of soil organic carbon stocks in different ecosystems of China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758(2). DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.143644.
- [40] LI Y, ZHANG C Q, WANG N A, *et al.* Substantial inorganic carbon sink in closed drainage basins globally [J]. *Nature Geoscience*, 2017, 10(7): 501-506.
- [41] QIU Dongsheng, ZHUANG Dafang, HU Yunfeng, *et al.* Estimation of carbon sink capacity caused by rock weathering in China [J]. *Earth Science—Journal of China University of Geosciences*, 2004, 29(2): 177-182.[邱冬生, 庄大方, 胡云锋, 等. 中国岩石风化作用所致的碳汇能力估算 [J]. 地球科学: 中国地质大学学报, 2004, 29(2): 177-182.]
- [42] JIANG Zhongcheng, QIN Xiaoqun, CAO Jianhua, *et al.* Significance and carbon sink effects of karst processes in global carbon cycle: also reply to "Discussion on article 'Calculation of atmospheric CO₂ sink formed in karst processes of karst divided regions in China'" [J]. *Carsologica Sinica*, 2013, 32(1): 1-6.[蒋忠诚, 覃小群, 曹建华, 等. 论岩溶作用对全球碳循环的意义与碳汇效应——兼对《对(中国岩溶作用产生的大气CO₂碳汇分区估算)一文的商榷》的答复[J]. 中国岩溶, 2013, 32(1): 1-6.]
- [43] WANG Shijie, LIU Zaihua, NI Jian, *et al.* A review of research progress and future perspective of carbon cycle in karst area of south China [J]. *Earth and Environment*, 2017, 45(1): 2-9.[王世杰, 刘再华, 倪健, 等. 中国南方喀斯特地区碳循环研究进展[J]. 地球与环境, 2017, 45(1): 2-9.]
- [44] MI Jianfeng, MA Xiaofang. Development trend analysis of carbon capture, utilization and storage technology in China [J]. *Proceedings of the CSEE*, 2019, 39(9): 2 537-2 544.[米剑锋, 马晓芳. 中国CCUS技术发展趋势分析 [J]. 中国电机工程学报, 2019, 39(9): 2 537-2 544.]
- [45] XING Liren, WU Zhengwan, ZHANG Ruoyu. Development status and prospect analysis of CCUS industry [J]. *International Petroleum Economics*, 2021, 29(8): 99-105.[邢力仁, 武正弯, 张若玉. CCUS产业发展现状与前景分析 [J]. 国际石油经济, 2021, 29(8): 99-105.]
- [46] MCCULLOCH S, REMME U, BAINS P, *et al.* ETP 2020 special report on carbon capture utilisation and storage: CCUS in clean energy transitions [R]. IEA, 2020.
- [47] SOLOMON S, CARPENTER M, FLACH T A. Intermediate storage of carbon dioxide in geological formations: a technical perspective [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2008, 2(4): 502-510.
- [48] LU Bowen, ZHANG Liqi, XU Yongqing, *et al.* Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS) technology helps to the realization of carbon neutralization [J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2021, 47(Suppl.1): 30-34.[鲁博文, 张立麒, 徐勇庆, 等. 碳捕集, 利用与封存(CCUS)技术

- 助力碳中和实现 [J]. 工业安全与环保, 2021, 47(增刊1): 30-34.]
- [49] FAN J L, WEI S, SHEN S, *et al.* Geological storage potential of CO₂ emissions for China's coal-fired power plants; a city-level analysis [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2021, 106: 1-9.
- [50] FAN J L, SHEN S, WEI S J, *et al.* Near-term CO₂ storage potential for coal-fired power plants in China: a county-level source-sink matching assessment [J]. *Applied Energy*, 2020, 279. DOI:10.1016/j.apenergy.2020.115878.
- [51] MICHAEL K, GOLAB A, SHULAKOVA V, *et al.* Geological storage of CO₂ in saline aquifers—a review of the experience from existing storage operations [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2010, 4(4): 659-667.
- [52] SZULCZEWSKI M L, MACMINN C W, JUANES R. Theoretical analysis of how pressure buildup and CO₂ migration can both constrain storage capacity in deep saline aquifers [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2014, 23: 113-118.
- [53] HU L, SHI X, BAI Y, *et al.* Recent organic carbon sequestration in the shelf sediments of the Bohai Sea and Yellow Sea, China [J]. *Journal of Marine Systems*, 2016, 155: 50-58.
- [54] YAO P, YU Z G, BIANCHI T S, *et al.* A multiproxy analysis of sedimentary organic carbon in the Changjiang Estuary and adjacent shelf [J]. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2015, 120(7): 1 407-1 429.
- [55] CONNOR R F, CHMURA G L, BEECHER C B. Carbon accumulation in Bay of Fundy salt marshes: implications for restoration of reclaimed marshes [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, 15(4): 943-954.
- [56] LIU Y X, LUO M, YE R Z, *et al.* Impacts of the rhizosphere effect and plant species on organic carbon mineralization rates and pathways, and bacterial community composition in a tidal marsh [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2019, 95(9). DOI: 10.1093/femsec/fiz120.
- [57] ATWOOD T B, CONNOLLY R M, ALMAHASHEER H, *et al.* Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses [J]. *Nature Climate Change*, 2017, 7(7): 523-528.
- [58] ADAME M F, ZAKARIA R M, FRY B, *et al.* Loss and recovery of carbon and nitrogen after mangrove clearing [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2018, 161: 117-126.
- [59] BROEK M, VANDENDRIESSCHE C, POPPELMONDE D, *et al.* Long-term organic carbon sequestration in tidal marsh sediments is dominated by old-aged allochthonous inputs in a macrotidal estuary [J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(6): 2 498-2 512.
- [60] JIAO Nianzhi, LI Chao, WANG Xiaoxue. Response and feedback of marine carbon sink to climate change [J]. *Advances in Earth Science*, 2016, 31(7): 668-681.[焦念志, 李超, 王晓雪. 海洋碳汇对气候变化的响应与反馈 [J]. 地球科学进展, 2016, 31(7): 668-681.]
- [61] LUO Y Q, WENG E S. Dynamic disequilibrium of the terrestrial carbon cycle under global change [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2011, 26(2): 96-104.
- [62] ZHU Z C, PIAO S L, MYNENI R B, *et al.* Greening of the Earth and its drivers [J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(8): 791-795.
- [63] PIAO S L, SITCH S, CIAIS P, *et al.* Evaluation of terrestrial carbon cycle models for their response to climate variability and to CO₂ trends [J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(7): 2 117-2 132.
- [64] GONG Yuan, JI Xiaofang, HUA Yuting, *et al.* Research progress of CO₂ flux in forest ecosystem based on eddy covariance technique: a review [J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2020, 37(3): 593-604.[龚元, 纪小芳, 花雨婷, 等. 基于涡动相关技术的森林生态系统二氧化碳通量研究进展 [J]. 浙江农林大学学报, 2020, 37(3): 593-604.]
- [65] XUE Longfei, LUO Xiaofeng, LI Zhaoliang, *et al.* Spatial spillover effects and influencing factors of forest carbon sink in China—spatial econometric analysis based on forest resources inventory in 31 provinces of the mainland of China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2017, 32(10): 1 744-1 754.[薛龙飞, 罗小锋, 李兆亮, 等. 中国森林碳汇的空间溢出效应与影响因素: 基于大陆31个省(市、区)森林资源清查数据的空间计量分析 [J]. 自然资源学报, 2017, 32(10): 1 744-1 754.]
- [66] CUI Lilun, YUAN Wenping, ZHANG Haicheng. Soil erosion effect on terrestrial ecosystem carbon source and sink [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 2016, 52(6): 816-822.[崔利论, 袁文平, 张海成. 土壤侵蚀对陆地生态系统碳源汇的影响 [J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2016, 52(6): 816-822.]
- [67] PIAO S, HUANG M, LIU Z, *et al.* Lower land-use emissions responsible for increased net land carbon sink during the slow warming period [J]. *Nature Geoscience*, 2018, 11(10): 739-743.
- [68] MAN Weidong. Estimating wetland organic carbon storage in the greater khingan mountains based on remote sensing and measured data [D]. Harbin: Northeast Institute of Geography and Agroecology, 2018.[满卫东. 基于遥感和实测数据的大兴安岭沼泽湿地碳储量估算研究 [D]. 哈尔滨: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2018.]
- [69] LI Chunlong, ZHAO Jiamei, LONG Si, *et al.* Carbon sink effect of simulated acid rain in lime soil and carbonate rock system [J]. *Carsologica Sinica*, 2014, 33(1): 51-56.[李春龙, 赵家梅, 龙偲, 等. 模拟酸雨条件下石灰土—碳酸盐岩体系的碳汇效应 [J]. 中国岩溶, 2014, 33(1): 51-56.]
- [70] HUANG Fen, ZHANG Chunlai, YANG Hui, *et al.* Achievements and prospects in the study of karst carbon sink processes and effects in China [J]. *Geological Survey of China*, 2014, 1(3): 57-66.[黄芬, 张春来, 杨慧, 等. 中国岩溶碳汇过程与效应研究成果及展望 [J]. 中国地质调查, 2014, 1(3): 57-66.]
- [71] MACPHERSON G L, ROBERTS J A, BLAIR J M, *et al.* Increasing shallow groundwater CO₂ and limestone weathering, Konza Prairie, USA [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, 72(23): 5 581-5 599.
- [72] LIU Zaihua. Field experimental research on the corrosion kinetics of limestone and dolomite in allogenic water-case from Yaoshan Mt., Guilin [J]. *Carsologica Sinica*, 2000, 19(1): 1-4.[刘再华. 外源水对灰岩和白云岩的侵蚀速率野外试验研

- 究:以桂林尧山为例[J]. 中国岩溶, 2000, 19(1): 1-4.]
- [73] PAN Genxing, TENG Yongzhong, TAO Yuxiang, *et al.* Influence of pedo-chemical field on epi-karstification in Guilin area: evidence of field monitoring and laboratory simulation [J]. *Soils*, 2000, 32(4): 173-177.[潘根兴, 滕永忠, 陶于祥, 等. 土壤化学场对桂林地区表层岩溶的影响——野外监测与实验室模拟 [J]. 土壤, 2000, 32(4): 173-177.]
- [74] SHESTOPALOV A I, BOGACHEV A V, MURTAZINA R A, *et al.* Dissolution kinetics of calcium carbonate minerals in H₂O-CO₂ solutions in turbulent flow: the role of the diffusion boundary layer and the slow reaction H₂O+CO₂=H⁺+HCO₃⁻[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, 61(14): 2 879-2 889.
- [75] CAO Jianhua, YUAN Daoxian, PAN Genxing, *et al.* Influence of soil carbon transfer under different vegetations on carbon cycle of karst dynamics system [J]. *Earth and Environment*, 2004, 32(1): 90-96.[曹建华, 袁道先, 潘根兴, 等. 不同植被下土壤碳转移对岩溶动力系统中碳循环的影响 [J]. 地球与环境, 2004, 32(1): 90-96.]
- [76] HE Shiyi, RAN Jingcheng, YUAN Daoxian, *et al.* A comparative study on hydrological and ecological effects in different karst ecosystems[J]. *Acta Geoscientia Sinica*, 2001, 22(3): 265-270. [何师意, 冉景丞, 袁道先, 等. 不同岩溶环境系统的水文和生态效应研究 [J]. 地球学报, 2001, 22(3): 265-270.]
- [77] BRISTOW T F, KENNEDY M J, MORRISON K D, *et al.* The influence of authigenic clay formation on the mineralogy and stable isotopic record of lacustrine carbonates [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2012, 90: 64-82.
- [78] ZHU Hui, ZENG Cheng, LIU Zaihua, *et al.* Karst-related carbon sink flux variations caused by land use changes: an example from the Puding karst test site in Guizhou[J]. *Hydrogeology and Engineering Geology*, 2015, 42(6): 120-125. [朱辉, 曾成, 刘再华, 等. 岩溶作用碳汇强度变化的土地利用调控规律——贵州普定岩溶水—碳通量大型模拟试验场研究 [J]. 水文地质工程地质, 2015, 42(6): 120-125.]
- [79] ZHANG Yuanzhu. Effects of allogenic acids (sulfuric acid and nitric acid) on karst carbon cycle—a study from laolongdong subterranean catchment, Chongqing [D]. Chongqing: Southwest University, 2017.[张远瞩. 外源酸(硫酸、硝酸)对岩溶碳循环的影响:以重庆南山老龙洞地下河流域为例[D]. 重庆: 西南大学, 2017.]
- [80] LIU Congqiang, JIANG Yingkui, TAO Faxiang, *et al.* Chemical weathering of carbonate rocks by sulfuric acid and the carbon cycling in Southwest China [J]. *Geochimica*, 2008, 37(4): 404-414.[刘丛强, 蒋颖魁, 陶发祥, 等. 西南喀斯特流域碳酸盐岩的硫酸侵蚀与碳循环 [J]. 地球化学, 2008, 37(4): 404-414.]
- [81] PRICE J R, RICE K C, SZYMANSKI D W. Mass-balance modeling of mineral weathering rates and CO₂ consumption in the forested, metabasaltic Hauer Branch watershed, Catoctin Mountain, Maryland, USA [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2013, 38(8): 859-875.
- [82] CHEN Junwu, CHEN Xiangsheng. A preliminary study on China's long and medium-term strategic goals for reducing carbon emissions(VI)—discussions on emission targets for carbon capture and sequestration[J]. *Sino-Global Energy*, 2011, 16(10): 1-17.[陈俊武, 陈香生. 中国中长期碳减排战略目标初探(VI): 碳捕集与封存排放目标讨论[J]. 中外能源, 2011, 16(10): 1-17.]
- [83] BACHU S. Sequestration of CO₂ in geological media: criteria and approach for site selection in response to climate change [J]. *Energy Conversion & Management*, 2000, 41(9): 953-970.
- [84] KOIDE H, TAKAHASHI M, SHINDO Y, *et al.* Hydrate formation in sediments in the sub-seabed disposal of CO₂ [J]. *Energy*, 1997, 22(2): 279-283.
- [85] BACHU S. Synthesis and model of formation-water flow, Alberta Basin, Canada [J]. *AAPG Bulletin*, 1995, 79(8): 1 159-1 178.
- [86] WU H, JAYNE R S, BODNAR R J, *et al.* Simulation of CO₂ mineral trapping and permeability alteration in fractured basalt: implications for geologic carbon sequestration in mafic reservoirs [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2021, 109. DOI:10.1016/j.ijggc.2021.103383.
- [87] YANG Hong, ZHAO Xisen, KANG Yulong, *et al.* Evaluation on geological sequestration suitability and potential of CO₂ in Ordos Basin[J]. *Climate Change Research*, 2019, 15(1): 95-102.[杨红, 赵习森, 康宇龙, 等. 鄂尔多斯盆地 CO₂地质封存适宜性与潜力评价[J]. 气候变化研究进展, 2019, 15(1): 95-102.]
- [88] LEINEN M. Building relationships between scientists and business in ocean iron fertilization [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2008, 364: 251-256.
- [89] PAN Y W, FAN W, ZHANG D H, *et al.* Research progress in artificial upwelling and its potential environmental effects[J]. *Science China Earth Sciences*, 2016, 59(2): 236-248.
- [90] JIAO N, TANG K, CAI H, *et al.* Increasing the microbial carbon sink in the sea by reducing chemical fertilization on the land [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2011, 9. DOI:10.1038/nrmicro2386-cz.
- [91] FRIEDLINGSTEIN P, MEINSHAUSEN M, ARORA V K, *et al.* Uncertainties in CMIP5 climate projections due to carbon cycle feedbacks [J]. *Journal of Climate*, 2014, 27(2): 511-526.
- [92] SMITH P, ADAMS J, BEERLING D J, *et al.* Land-management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystem services and the sustainable development goals[J]. *Annual Review of Environment and Resources*, 2019, 44: 255-286.
- [93] ZHANG Yingjun, YANG Gaowen, LIU Nan, *et al.* Review of grassland management practices for carbon sequestration [J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2013, 22(2): 290-299.[张英俊, 杨高文, 刘楠, 等. 草原碳汇管理对策[J]. 草业学报, 2013, 22(2): 290-299.]
- [94] XING Wei, LI Peipei, LIU Minghua, *et al.* Estimation of carbon storage in wetlands in northeast China[J]. *Journal of Xinyang Normal University (Natural Science Edition)*, 2019, 32(4): 557-562.[邢伟, 李裴培, 刘明华, 等. 我国东北地区沼泽湿地碳储量估算 [J]. 信阳师范学院学报:自然科学版, 2019, 32(4): 557-562.]
- [95] ZENG M, OUYANG S J, ZHANG Y J, *et al.* CCS technology development in China: status, problems and countermeasures-

- based on SWOT analysis [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 39: 604-616.
- [96] PHYOE W W, WANG F. A review of carbon sink or source effect on artificial reservoirs [J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019, 16(4): 2 161-2 174.
- [97] ZHOU G Q, JIA B, TAO X D, *et al.* Estimation of karst carbon sink and its contribution to CO₂ emissions over a decade using remote sensing imagery [J]. *Applied Geochemistry*, 2020, 121. DOI:10.1016/j.apgeochem.2020.104689.
- [98] WEI N, LI X C, WANG Y, *et al.* A preliminary sub-basin scale evaluation framework of site suitability for onshore aquifer-based CO₂ storage in China [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2013, 12: 231-246.
- [99] YANG C B, HOVORKA S D, YOUNG M H, *et al.* Geochemical sensitivity to CO₂ leakage: detection in potable aquifers at carbon sequestration sites [J]. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 2014, 4(3): 384-399.
- [100] XIA C Y, WILKINSON M. The geological risks of exploring for a CO₂ storage reservoir [J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2017, 63: 272-280.

Advances in Research of Carbon Sinks and Their Influencing Factors Evaluation

YANG Weidong¹, ZENG Lianbo^{1,2*}, LI Xiang²

(1. College of Geosciences, China University of Petroleum (Beijing), Beijing 102249, China;

2. Institute of Energy, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: Carbon neutrality has become a topic of global consensus. To achieve carbon neutrality, it is also important to enhance carbon sequestration and sink capabilities, apart from the development of new energy to minimize carbon emissions. Carbon sinks can be divided into marine and terrestrial types. The marine carbon sink is mainly composed of three parts: the coastal ecological carbon sink mainly formed by the carbon sequestration effect of coastal vegetation and coastal sediment load, and the marine ecological carbon sink mainly formed by dissolution and microbial pumps in the ocean. Both are directly related to monsoon oceanic current conditions, terrestrial organic inputs, coastal geographical conditions, and human activity. The feasibility of an artificial oceanic carbon sink depends on its impact on marine ecology. In terrestrial carbon sinks, vegetation carbon sinks are formed by organic carbon generated by the photosynthesis of terrestrial plants, including forest, grassland, and wetland vegetation. The influencing factors include temperature and precipitation, atmospheric composition, land use and its changes, and natural disturbance effects. Natural geological carbon sinks mostly consist of soil and karst carbon sinks. Soil carbon sinks are affected by regional vegetation, climatic conditions, soil utilization, and other factors. Karst carbon sinks are mainly produced by weathering between carbonate and silicate rocks absorbing atmospheric CO₂, which is affected by temperature, precipitation, rock type, hydrological conditions, and human activity. An artificial geological carbon sink was formed because the captured CO₂ was injected into the designated area underground for storage. The storage capacity depends on the evaluation of geological characteristics, reservoir conditions, oil distribution, and production. For the future, it is necessary to act decisively in climatic, natural resources, the social economy, and other aspects to fix carbon, enhance carbon sequestration, and achieve carbon neutrality.

Key words: Principle of carbon sink; Ocean carbon sink; Terrestrial carbon sink; Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS); Measures to increase carbon sink.

First author: YANG Weidong (1998-), male, Baoji City, Shaanxi Province, Master student. Research areas include resources and environment. **E-mail:** 1204505055@qq.com

*** Corresponding author:** ZENG Lianbo (1967-), male, Yuanjiang City, Hunan Province, Professor. Research areas include formation mechanism and distribution prediction of complex oil and gas reservoirs. **E-mail:** lbzeng@sina.com