



# 中国及省域碳排放、陆地碳汇及其相对减排贡献, 1980~2020

石岳<sup>1†</sup>, 杨晨<sup>2†</sup>, 朱江玲<sup>2†</sup>, 常锦峰<sup>3</sup>, 赵霞<sup>1</sup>, 孙文娟<sup>1</sup>, 黄玫<sup>4</sup>, 于永强<sup>5</sup>, 郭凯文<sup>3</sup>, 顾峰雪<sup>6</sup>, 陈斌<sup>4</sup>, 沈海花<sup>1</sup>, 吉成均<sup>2</sup>, 唐志尧<sup>2</sup>, 方精云<sup>2,7,8\*</sup>

1. 中国科学院植物研究所, 植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093;
2. 北京大学城市与环境学院, 生态研究中心, 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871;
3. 浙江大学环境与资源学院, 全省农业遥感与信息技术重点实验室, 杭州 310058;
4. 中国科学院地理科学与资源研究所, 生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101;
5. 中国科学院大气物理研究所, 大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029;
6. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 农业农村部旱作节水农业重点实验室, 北京 100081;
7. 北京大学碳中和研究院, 北京 100871;
8. 云南大学生态与环境学院, 昆明 650500

† 同等贡献

\* 联系人, E-mail: [jyfang@urban.pku.edu.cn](mailto:jyfang@urban.pku.edu.cn)

收稿日期: 2023-09-12; 接受日期: 2024-10-16; 网络版发表日期: 2024-11-12

国家自然科学基金(批准号: 31988102)和云南省重点研发计划(批准号: 202303AC100009)资助

**摘要** 全球气候变化已成为人类社会所面临的严峻挑战. 控制化石燃料排放、发挥陆地生态系统碳汇(下简称陆地碳汇)功能, 是人类社会应对气候变化、实现碳中和的基本路径. 我国是世界上最大的碳排放国, 从全国及省域尺度上系统评估碳排放和陆地碳汇状况, 对于我国及各省市制定合理的减排规划、实现碳中和具有重要意义. 本研究基于翔实数据, 对全国和省域尺度1980~2020年间碳排放量、清洁能源减排量、陆地碳汇进行系统概算, 并评估清洁能源和生态系统碳汇在缓解碳排放、实现相对减排中的贡献(简称减排贡献, 是表征碳中和水平的测度). 在全国尺度上, 碳排放量、人均碳排放量均表现出显著增长趋势, 但单位GDP碳排放强度显著下降; 省域尺度上, 多数省份表现出与全国类似的变化趋势, 但省际间差异明显. 过去40年间我国清洁能源的总体减排贡献不大, 但近年减排贡献显著上升, 已接近当前碳排放量的20%; 省域尺度上, 各省的清洁能源开发状况相差悬殊, 大多数省份的减排贡献都较为有限. 基于实测数据的估算结果表明, 1980年代~2010年代间, 我国陆地碳汇总量抵消了同期总碳排放的15.1%; 虽然陆地碳汇呈显著增长趋势, 但由于排放增长更快, 导致碳汇抵消比例由1980年代的30.5%下降至2010年代的12.9%. 在省域尺度上, 各地碳汇大小差异较大: 碳汇总量最大的为内蒙古, 是碳汇最小的上海的81倍; 各省单位面积碳汇变动于0.04~0.68 tC/(公顷·年)之间, 其中福建最大(0.68 tC/(公顷·年)), 青海最小(0.04 tC/(公顷·年)), 全国平均为0.22 tC/(公顷·年). 本研究建议在未来减排增汇工作中, 要重点关注能源利用效率提升, 采取分省份、分区域、分批次地实现碳达峰的策略; 要进一步发掘各省清洁能源开发潜力; 要充分发挥陆地生态系统的碳汇功能, 采取“最优生态系统布局、最优物种配置、最优生态系统管理”的“三优”生态系统管理

引用格式: 石岳, 杨晨, 朱江玲, 等. 中国及省域碳排放、陆地碳汇及其相对减排贡献, 1980~2020. 中国科学: 生命科学, 2024, 54: 2459~2478  
Shi Y, Yang C, Zhu J L, et al. Estimation of national and provincial carbon emissions, terrestrial carbon sinks and their relative contribution to emission reductions during 1980~2020 (in Chinese). *Sci Sin Vitae*, 2024, 54: 2459~2478, doi: [10.1360/SSV-2023-0214](https://doi.org/10.1360/SSV-2023-0214)

原则, 实现碳汇最大化的目的。

**关键词** 碳排放, 碳汇, 碳汇管理, 清洁能源, 长期减排, 碳达峰, 碳中和

人类活动所造成的以二氧化碳(CO<sub>2</sub>)为主的温室气体排放被认为是导致气候变化的主要原因<sup>[1]</sup>。《巴黎协定》确立了全球在21世纪中叶实现碳中和的长期减排目标, 减缓并扭转大气CO<sub>2</sub>浓度上升趋势成为国际社会应对气候变化的努力方向<sup>[2,3]</sup>。这一方面要通过削减化石燃料使用、提升清洁能源的使用占比、减少土地利用变化等控制排放, 另一方面要充分发挥各类碳清除手段, 包括发挥生态系统碳汇功能、实施碳捕捉、储存及利用(carbon capture, utilization, and storage, CCUS)等工业固碳技术等, 实现CO<sub>2</sub>的长期固存<sup>[2,4]</sup>。由于工业固碳技术尚未发展成熟, 削减化石燃料、增加清洁能源的使用以及发挥生态系统碳汇潜力, 仍然是当前实现碳中和目标最主要的途径<sup>[4,5]</sup>。根据全球碳计划(Global Carbon Project, GCP)评估, 2012~2021年间全球人为CO<sub>2</sub>排放量有89%(9.8 Pg C/年)来源于化石燃料使用; 而人为排放的28%(3.1 Pg C/年)和26%(2.9 Pg C/年)则分别被陆地、海洋碳汇所吸收<sup>[6]</sup>。这充分表明控制化石燃料使用、发挥生态系统碳汇功能, 是人类社会实现长期减排的根本路径。

我国是世界上最大的碳排放国, 同时也是应对全球气候变化行动的积极践行者<sup>[7]</sup>。截至目前, 国内学者已在全国层面上, 围绕碳排放发展趋势与能源结构优化、清洁能源开发潜力及其减排贡献、生态系统碳汇潜力评估等角度开展了大量研究<sup>[8~10]</sup>。但由于实现长期减排目标是高度复杂的系统性工程, 涉及经济、社会、生态、科技等多个方面, 符合我国国情的实现路径和落实方案正在不断探索和实践之中<sup>[11,12]</sup>。另一方面, 地方政府作为减排政策的具体执行者, 需要在国家层面的总体框架下, 依据区域特征制定明确、合理的发展规划, 从而构建符合自身状况的减排目标和实施方案<sup>[13]</sup>。然而, 目前少有研究对我国省域尺度的碳排放、清洁能源减排、生态系统碳汇开展综合性的分析, 不利于地方政府制定合理的减排目标并推进相应工作。

本文利用翔实的数据资料, 对1980~2020年间我国全国尺度和大陆地区31个省份的碳排放量、清洁能源

减排量、陆地碳汇进行系统概算, 分析碳排放变化特征, 定量评估清洁能源及生态系统碳汇在缓解碳排放、实现相对减排中的贡献(简称“减排贡献”, 是表征碳中和水平的测度), 为各地区把握其碳排放、碳汇现状和碳中和水平提供参考指标, 并据此提出全国和省域尺度上实现长期减排的建议。

## 1 数据与方法

### 1.1 数据来源及处理

#### 1.1.1 碳排放、清洁能源减排计算相关数据

用于碳排放核算的数据包括化石燃料消费、水泥产量、水泥熟料占比; 用于清洁能源减排计算的数据包括清洁电力生产、火力发电标准煤耗。数据来自历年《中国能源统计年鉴》《中国统计年鉴》《中国工业统计年鉴》《中国建材工业年鉴》《中国电力年鉴》《中国电力统计年鉴》等统计资料。数据时间范围为1980~2020年, 并均采用基于全国经济普查核准修订后的结果。受统计资料限制, 部分年份数据存在缺失, 缺失情况及填补方法见附件方法1。另外, 因西藏自治区目前尚未建立能源平衡核算体系, 参照Shan等人<sup>[14]</sup>的方法进行估算(见附件方法2)。

为分析全国及省域尺度的碳排放特征, 采用的社会经济数据包括1980年不变价格GDP及常住人口数据, 其中1980年不变价格GDP由当年价格GDP和GDP指数计算得到, 数据来自历年《中国统计年鉴》和各省统计资料。

因统计资料限制, 碳排放计算相关数据均不包括香港特别行政区、澳门特别行政区和台湾省。

#### 1.1.2 基于地面实测资料的碳汇估算数据

基于地面实测资料方法计算碳汇的数据来源及情况如下。为与碳排放核算范畴相匹配, 数据均不包括香港特别行政区、澳门特别行政区和台湾省。

(1) 生态系统类型分布。对于全国及省域尺度的各类生态系统类型的面积和分布, 采用最新的1 km分辨

率全国土地覆盖图<sup>[15]</sup>, 并综合其他数据进行明确, 具体方法见附件方法3. 全国及各省的生态系统分布状况见网络版附表1.

(2) 森林实测资料. 来源于1977~2018年共8期中国森林资源清查资料. 本文所指的森林包括林分、经济林和竹林3类, 碳汇估算也按此范围进行. 其中林分数据为按省份和优势树种统计的面积和蓄积量数据, 经济林、竹林为按省份给出的面积数据.

(3) 森林、灌丛、草地和荒漠样方数据. 来源于2011~2015年在全国范围内按统一规程开展的高密度样方调查<sup>[16]</sup>. 其中, 森林共布设7800个20 m×30 m样地; 灌丛共布设1112个样地, 每个样地设3个样方(25 m<sup>2</sup>); 草地共布设3809个样地, 每个样地沿100 m样带设10个样方(1 m<sup>2</sup>); 荒漠共布设243个样地, 样方设置方法同草地.

(4) 农田土壤及管理数据. 因农田绝大部分作物的生物量碳在短时间内重新以CO<sub>2</sub>形式返回大气, 故本文仅关注农田土壤碳储量及其变化. 本文使用的农田土壤理化性质、作物轮作、种植模式数据来自Yu等人<sup>[17]</sup>, 县级作物平均单产、秸秆还田比例、有机肥投入量、少/免耕面积等数据取自生态环境部应对气候变化司<sup>[18]</sup>.

(5) 遥感数据. 包括NDVI和EVI两种植被指数. NDVI数据是由GIMMS工作组提供的1982~2015年NDVI3g产品, 空间分辨率为1/12°, 时间分辨率为15天, 已被广泛应用于全球和区域尺度陆地植被覆盖长期变化监测研究<sup>[19]</sup>; 为消除雪和裸土的影响, 去除了多年平均NDVI值小于0.05的像元<sup>[20]</sup>. EVI为MODIS提供的16天合成数据产品(MOD13Q1 C5), 空间分辨率为250 m<sup>[21]</sup>.

(6) 气候数据. 1980~2020年的气候数据来自国家气象信息中心2400个地面气象站点观测数据, 使用ANUSPLINE软件空间插值获得<sup>[22]</sup>.

### 1.1.3 基于过程模型的碳汇计算相关数据

本文采用AVIM2, CEVSA2, BEPS, ORCHIDEE-MICT等4种生态系统过程模型, 计算陆地生态系统的净生态系统生产力(net ecosystem productivity, NEP). 各模型的输入数据包括气候数据、植被分类数据、土壤质地数据、大气CO<sub>2</sub>浓度数据等. 各模型的数据输入情况如网络版附表2所示.

## 1.2 计算方法

### 1.2.1 碳排放计算

因对陆地生态系统碳汇的估算结果涵盖了造林、毁林等土地利用变化及其相关排放因素(1.2.2节), 为避免重复计算, 全国及分省的人为活动碳排放( $EC_{total}$ )均不包括土地利用变化相关排放, 仅计算化石燃料燃烧( $EC_{fossil\ fuel}$ )和水泥生产排放( $EC_{cement}$ ), 即

$$EC_{total} = EC_{fossil\ fuel} + EC_{cement} \quad (1)$$

因全国尺度统计资料较为完整, 故依据清单方法<sup>[23,24]</sup>, 对碳排放进行逐年核算. 其中, 化石燃料排放按下式计算:

$$EC_{fossil\ fuel} = \sum_i (M_{i,con} - M_{i,mat}) \times CV_{ce} \times Ef_i \times R_i \quad (2)$$

式中,  $M_{i,con}$ 和 $M_{i,mat}$ 分别为第*i*类化石能源消费总量和用作原材料的消费量, 以标准煤(coal equivalent, ce)计量;  $CV_{ce}$ 为标准煤热值, 取29306.7 kJ/kg ce;  $Ef_i$ 为该种化石燃料热值排放系数;  $R_i$ 为该种化石燃料的平均氧化系数. 水泥生产排放按下式计算:

$$EC_{cement} = M_{cement} \times p_{clinker} \times Ef_{clinker} \quad (3)$$

其中,  $M_{cement}$ 为水泥生产量;  $p_{clinker}$ 为水泥熟料占比;  $Ef_{clinker}$ 为熟料排放系数. 式(2)和(3)中各系数及来源见网络版附表3. 比较表明, 该核算结果与国内外主要碳排放评估结果具有良好一致性(网络版附图1).

省域化石燃料排放因统计资料缺失, 无法逐年核算. 对此, 基于式(2)计算的分省结果并结合中国碳排放核算数据库(CEADs, <https://www.ceads.net/>)提供的基于普查修订后的1997~2019年省域尺度排放数据<sup>[25-28]</sup>, 采用线性插值方法或采用临近年份比例关系, 对数据缺失年份进行推算. 考虑到各省排放加总结果应与全国总量一致, 进一步以全国尺度化石燃料排放为基准, 按比例重新分摊各省排放, 即

$$EC_{fossil\ fuel,i} = \frac{ECO_{fossil\ fuel,i}}{\sum_i ECO_{fossil\ fuel,i}} \times EC_{fossil\ fuel} \quad (4)$$

式中,  $ECO_{fossil\ fuel,i}$ 是第*i*个省份碳排放量的原始测算值;  $EC_{fossil\ fuel}$ 和 $EC_{fossil\ fuel,i}$ 分别是全国化石燃料总排放和该省重新分摊后的排放量. 省域尺度水泥排放采用式(3)计算, 水泥熟料占比采用当年全国均值.

清洁能源减排量是指使用非化石能源如水能、核能等替代火力发电时, 因避免使用化石燃料而减少的

碳排放, 即等于同期火力发电获得相等发电量时的碳排放量。假定火力发电全部采用煤炭作为原料, 则清洁能源的减排量按下式计算:

$$EC_{\text{clean}} = PW_{\text{clean}} \times PC_{\text{ce}} \times CV_{\text{ce}} \times Ef_{\text{coal}} \times R_{\text{coal}} \quad (5)$$

式中,  $EC_{\text{clean}}$ 为清洁能源的减排量;  $PW_{\text{clean}}$ 为清洁能源的发电量;  $PC_{\text{ce}}$ 为同期全国火力发电的平均标准煤耗;  $CV_{\text{ce}}$ 为标准煤热值;  $Ef_{\text{coal}}$ 为煤炭的热值排放系数;  $R_{\text{coal}}$ 为煤炭氧化系数。需要说明的是, 省域尺度上的清洁能源发电量存在跨区域输送和消费, 即本省的清洁能源发电可能由其他省份消费, 但该部分消费数据缺乏统计。为保证全国水平的核算结果的准确性, 本文按各省份的清洁能源发电量进行估算, 而不考虑跨区域输送的消费量。

### 1.2.2 陆地生态系统碳汇计算方法

本文采用两种独立的方法对全国及省域尺度的陆地生态系统碳汇情况进行评估。一是基于地面实测资料, 并结合经验模型, 对1980~2020年全国及各省份的陆地生态系统碳汇进行概算; 二是基于生态系统过程模型, 采用多模型模拟的NEP, 作为反映陆地碳汇功能大小的指标。

(1) 基于实测资料的概算。各生态系统类型碳汇的计算方法如下。

森林: 对于林分, 因清查资料中树种、面积、蓄积量数据完整, 故采用连续生物量因子转换法估测植被碳库及其变化<sup>[29]</sup>, 再由我国森林生态系统碳汇与植被碳汇的平均比值1.40<sup>[16]</sup>估算得到生态系统碳汇。1994年起森林清查将林分郁闭度标准由>0.3调整为≥0.2, 为保证可比性, 采用Guo等人<sup>[30]</sup>的方法将1977~1993年清查资料转换为新郁闭度标准。

对于经济林、竹林, 因清查资料仅有面积数据, 故采用平均生物量密度法估计其碳库大小。经济林、竹林的平均生物量见网络版附表4。由于经济林、竹林的凋落物、枯死木、土壤碳汇缺乏研究, 因此仅评估其生物量碳汇。

灌丛、草地和荒漠: 基于高密度采样的植被碳密度数据与同期遥感植被指数(EVI或NDVI)建立经验方程, 再推算得到全国及各省份的灌丛、草地、荒漠生态系统的植被碳库大小。根据植被碳库的变化, 以及我国灌丛、草地、荒漠生态系统碳汇与植被碳汇的经

验比值(灌丛: 2.87, 引自Piao等人<sup>[31]</sup>, 草地: 2.48, 基于本研究结果和Liu等人<sup>[32]</sup>计算; 荒漠: 2.65, 取灌丛和草地的均值), 推算得到相应的生态系统碳汇。

农田: 采用经实测数据验证的Agro-C模型<sup>[33]</sup>计算全国及各省份农田的土壤碳密度, 根据农田面积计算得到农田碳储量, 逐年相减得到碳汇量。

湿地: 采用经过验证、能较好拟合湿地单位面积NEP的经验方程<sup>[34]</sup>, 由气候数据和面积数据推算得到湿地NEP大小, 并以该指标表征湿地碳汇强度。

全国及各省份的陆地碳汇均由上述分类型评估结果加总获得; 单位面积碳汇由碳汇概算结果与对应区域国土面积计算获得。

(2) 基于生态系统过程模型的估算。以NEP作为表征陆地生态系统碳汇功能的指标, 采用AVIM2, CEV-SA2, BEPS和ORCHIDEE-MICT等4个生态系统过程模型, 对全国及各省份1980~2020年间的NEP进行模拟。模型的详细信息及参考文献见网络版附表2。

需要说明的是, NEP为生态系统净初级生产力与异养呼吸之间的差值, 可以反映在没有其他各类因素影响下生态系统的净碳收支状况。而在大尺度上, 生态系统的碳收支状况还会受到各类干扰因素影响, 其实际固碳量小于NEP, 一般采用净生物群区生产力(net biome productivity, NBP)进行描述。在全球及区域尺度评估表明, NBP通常占NEP的10%~50%<sup>[35-37]</sup>。因此, 仅使用模型模拟的NEP作为全国及各省份陆地生态系统碳汇功能的指征, 而不用其反映实际碳汇大小。

### 1.2.3 清洁能源及碳汇减排贡献的定量评估

本文按照如下方法评估清洁能源生产和陆地碳汇在缓解碳排放、实现相对减排中的贡献。其中, 清洁能源的贡献定义为:

$$CI_{\text{clean,region}} = \frac{EC_{\text{clean,region}}}{EC_{\text{total,region}}} \times 100\%, \quad (6)$$

式中,  $CI_{\text{clean,region}}$ 为某一区域(全国或省份)清洁能源生产的减排贡献, 即因清洁能源开发而避免碳排在当前基础上再增加的百分比;  $EC_{\text{clean,region}}$ 和 $EC_{\text{total,region}}$ 分别为区域清洁能源的减排量及实际碳排放量。陆地碳汇的贡献定义为:

$$CI_{\text{terre,region}} = \frac{\text{Sink}_{\text{terre,region}}}{EC_{\text{total,region}}} \times 100\%, \quad (7)$$

式中,  $CI_{\text{terre,region}}$  为该区域陆地碳汇的减排贡献, 即其所抵消的碳排放百分比;  $Sink_{\text{terre,region}}$  表示基于实测资料概算的区域陆地碳汇. 在CCUS等工业固碳技术带来的固碳量可忽略不计时, 这一指标可作为表征碳中和水平的测度.

## 2 结果

### 2.1 全国尺度碳排放及清洁能源、碳汇减排贡献概算

#### 2.1.1 碳排放情况

1980~2020年, 我国碳排放量由372 Tg C/年(1 Tg=10<sup>6</sup> t=10<sup>12</sup> g)增长至2784 Tg C/年, 平均为1392 Tg C/年(图1A). 人均碳排放量也相应地由0.38 t C/人增长至1.97 t C/人(图1B). 但单位GDP碳排放强度明显下降,

由8.11 t C/万元下降至1.75 t C/万元(图1C).

我国碳排放主要来源于煤炭使用, 过去40年年均排放1063 Tg C/年. 从构成上看, 煤炭排放占比一直处于70%以上, 但近年占比有所下降; 石油排在12%~18%间波动, 没有表现出明显时间趋势; 水泥生产排放占比逐年增长; 天然气排放占比在2005年以后才显著持续上升(图1D).

#### 2.1.2 清洁能源减排及其减排贡献

1980~2020年, 我国清洁能源大幅增长, 发电量由582.1亿千瓦时增长至24488.1亿千瓦时. 相应地, 清洁能源减排量由17.5 Tg C/年增长至510.9 Tg C/年, 平均减排量136.7 Tg C/年(图2A).

我国清洁能源的减排贡献增长明显. 1980~2009年间, 我国清洁能源减排贡献平均仅有7%, 即仅相当于

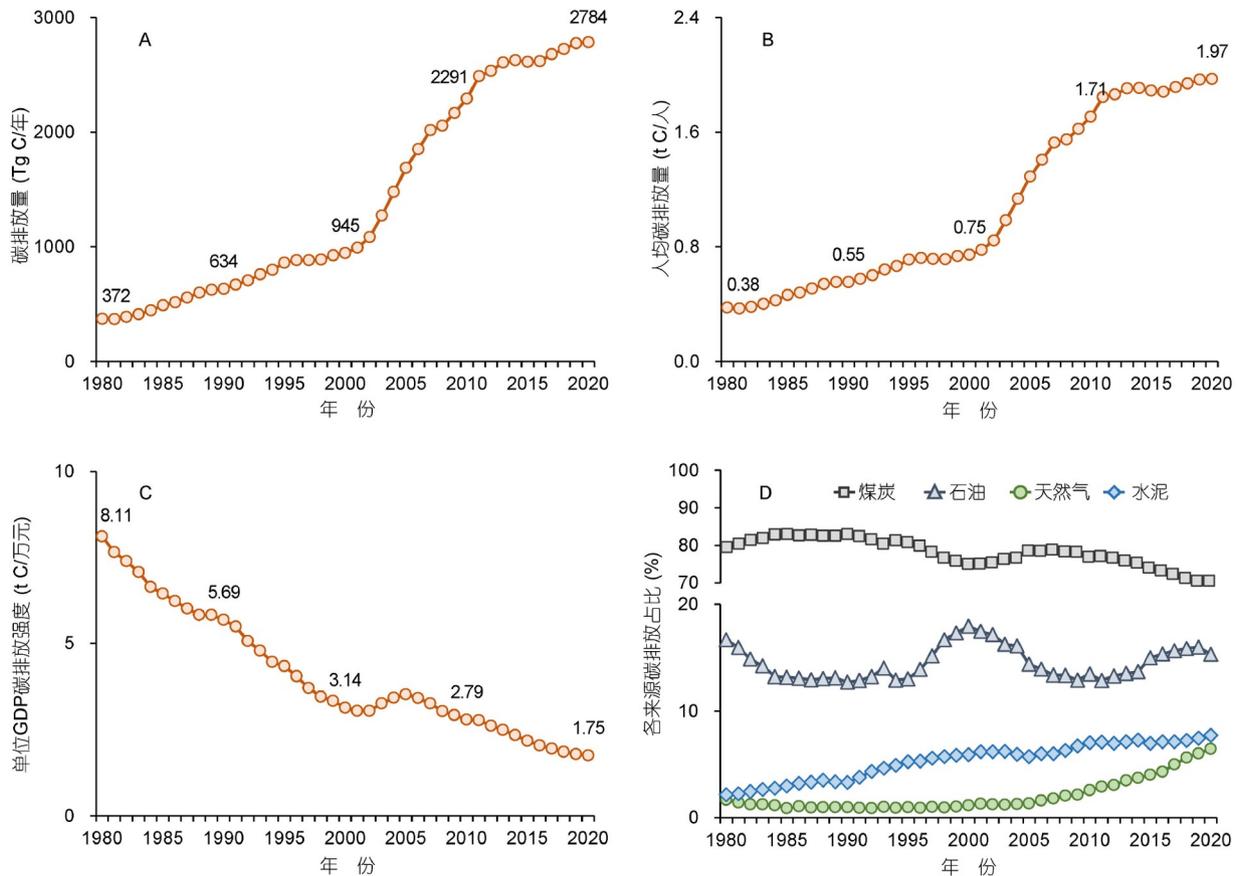


图1 我国在1980~2020年的碳排放量(A)、人均碳排放量(B)、单位GDP碳排放强度(1980年不变价格)(C), 以及各来源碳排放占比情况(D)

Figure 1 The total carbon emissions (A), emissions per capita (B), emission intensity per unit of GDP (per ten thousand Yuan; 1980 constant price) (C), and the composition of the emissions (D) in China during 1980~2020

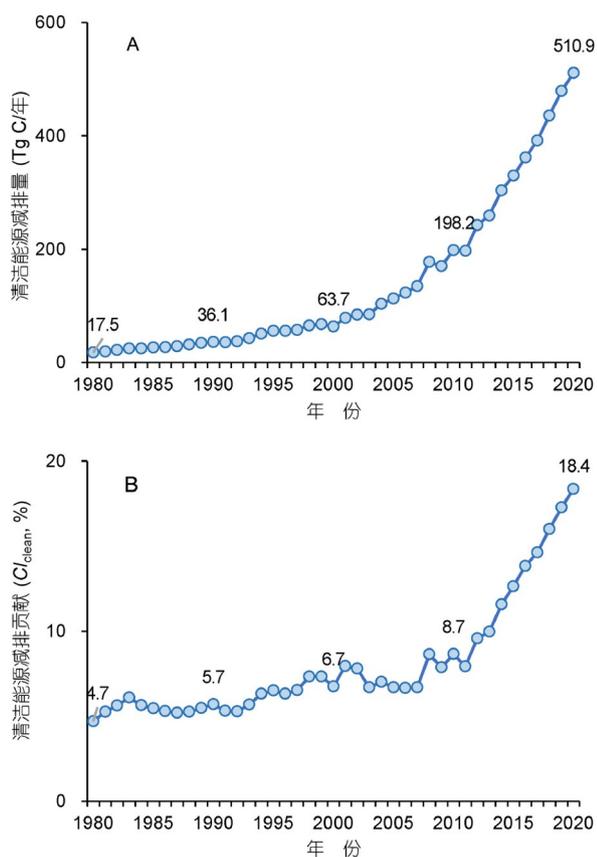


图2 1980~2020年我国的清洁能源生产的减排量(A)及减排贡献(B)

Figure 2 Carbon emission reductions from clean energy production (A) and its emission reduction contribution (B) in China during 1980~2020

减少同期实际排放量的不足10%;从2010年起,清洁能源的减排贡献明显上升,至2020年时已达18.4%(图2B)。

### 2.1.2 生态系统碳汇及其减排贡献

基于实测资料的估算显示,我国陆地生态系统在1980年代~2010年代发挥显著的碳汇功能,平均强度约204.9 Tg C/年;单位面积碳汇大小为0.22 t C/(公顷·年)。过去40年间,我国陆地碳汇显著增长,由1980年代的145.4 Tg C/年上升到2010年代的333.8 Tg C/年(表1)。

从生态系统类型上看,森林是我国陆地碳汇的主体和碳汇增长的主要贡献者,平均强度为147.3 Tg C/年,由1980年代的86.1 Tg C/年增长至2010年代的255.5 Tg C/年(表1)。农田同样表现为显著增长的碳汇,平均强度为30.8 Tg C/年,由1980年代的20.9 Tg C/年

增长至2010年代的42.2 Tg C/年(表1)。灌丛、草地、荒漠、湿地的碳汇强度都较小(表1)。

基于生态系统过程模型的模拟显示,1980~2020年我国陆地生态系统NEP平均为(336.7±166.4) Tg C/年。其中1980~2000年间表现为不显著的下降趋势,年均减少1.3 Tg C/年;2000年后则表现为显著上升,年均增长11.4 Tg C/年(图3)。模型模拟的时间趋势与基于实测资料的测算结果基本吻合。

根据基于实测资料的碳汇估算结果,1980年代~2010年代这4个年代中,我国陆地碳汇可分别抵消同期碳排放的30.5%,14.6%,14.4%和12.9%(表2)。尽管随着时间推移,我国陆地生态系统碳汇表现出明显增长,但由于碳排放量增长更快,陆地碳汇在抵消碳排放中的贡献有所下降。

## 2.2 省域尺度碳排放及清洁能源、碳汇减排贡献概算

### 2.2.1 碳排放情况

概算显示,1980~2020年间,碳排放量最高的省份为山东,平均为116.3 Tg C/年;人均碳排放量最高的为内蒙古,平均为3.0 t C/人;单位GDP碳排放强度最高的为宁夏,平均为10.0 t C/万元。而西藏在三者上均为最低,仅有0.7 Tg C/年、0.2 t C/人、0.7 t C/万元(图4)。

过去40年间,我国大部分省份的碳排放量均明显增长,但增长速度相差较大(网络版附表5),导致省域尺度碳排放分布格局发生了一定变化,主要表现为辽宁、黑龙江、吉林等省份的碳排放量排名明显下降,而广东、内蒙古、浙江等省份排名上升(网络版附图2)。但西藏、海南(海南在1988年建省,故1980年代无海南数据)、青海始终为全国排放量最低的3个省份(网络版附图2)。

### 2.2.2 清洁能源生产及其减排贡献

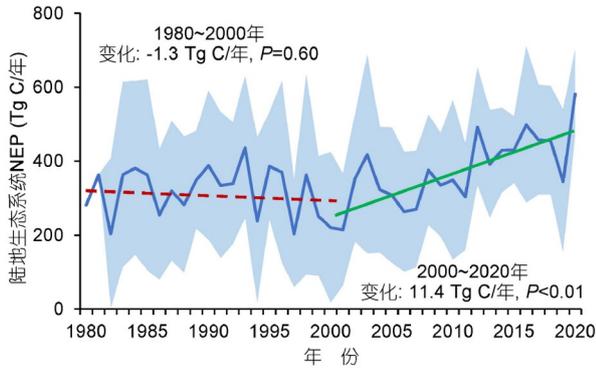
我国省域尺度上清洁能源发展较不平衡。1980~2020年间,31个省份中四川的清洁能源减排量最高,平均为20.6 Tg C/年;天津最低,仅有0.1 Tg C/年(图5A)。从减排贡献上看,青海省排名最高,其清洁能源的减排贡献值达68.6%,即其所避免的排放相当于1980~2020年近70%的排放量;但多数省份的清洁能源减排贡献较为有限,其中北京、天津、上海不足1%(图5B)。

**表 1** 基于实测资料估算的我国在1980年代~2010年代的各生态系统类型碳汇强度

**Table 1** Carbon sink of different terrestrial ecosystems types in China during the 1980s to 2010s, estimated by observation-based methods

生态系统类型	年代碳汇(Tg C/年)				年代平均
	1980年代	1990年代	2000年代	2010年代	
分类型碳汇(Tg C/年)					
森林*	86.1	74.4	173.0	255.5	147.3
林分	79.9	64.4	169.6	252.3	141.6
经济林	4.8	6.3	-1.0	0.9	2.7
竹林	1.4	3.7	4.4	2.4	3.0
灌丛	9.9	-0.3	8.4	7.6	6.4
草地	18.2	3.1	-1.5	16.5	9.1
荒漠	0.5	0.2	0.2	0.6	0.4
农田	20.9	28.5	31.5	42.2	30.8
湿地	9.8	11.1	12.1	11.3	11.1
总计	145.4	117.0	223.6	333.8	204.9
单位面积碳汇(t C/(公顷 年))	0.15	0.12	0.24	0.35	0.22

\* 经济林和竹林均仅计算植被碳汇



**图 3** 基于模型模拟的1980~2020年全国尺度NEP变化情况. 蓝色折线表示4个模型模拟结果的均值, 浅蓝色区域表示模型模拟的差异(以标准差表示); 1980~1981年仅有ORCHIDEE-MICT模型给出模拟结果, 故这一时期无标准差给出; 红色虚线和绿色实线分别表示1980~2000年和2000~2020年的NEP时间趋势

**Figure 3** Variation of NEP in China during 1980~2020, derived from process-based models. Blue line indicates model ensemble mean from the four process-based models used in this study, while light blue shade indicates the standard deviation of the model estimates; ranges in 1980~1981 is not given as only ORCHIDEE-MICT gives the values for the two years; red dashed line and green solid line indicate the trends of NEP during 1980~2000 and 2000~2020, respectively

因近年来清洁能源的快速发展, 多数省份清洁能源的减排贡献有所上升(网络版附图3). 在1980年代, 仅有西藏清洁能源的减排贡献超过50%(网络版附图

**表 2** 我国在1980年代~2010年代的陆地碳汇抵消碳排放的贡献情况

**Table 2** Contributions of terrestrial ecosystem carbon sink in China to offset carbon emissions during the 1980s to 2010s

年代	碳排放量 (Tg C/年)	陆地碳汇 (Tg C/年)	陆地碳汇减排贡献 ( $C_{I_{terre}}$ , %)
1980年代	477.4	145.4	30.5
1990年代	800.9	117.0	14.6
2000年代	1554.9	223.6	14.4
2010年代	2595.6	333.8	12.9
平均	1357.2	204.9	15.1

3A). 而在2010年代, 已有青海、云南等4省的减排贡献超过50%(网络版附图3D).

### 2.2.3 生态系统碳汇及其减排贡献

基于实测资料的概算显示, 过去40年我国各省份的陆地生态系统均表现为碳汇功能. 其中, 内蒙古的陆地碳汇最大, 平均为20.1 Tg C/年; 上海最小, 平均0.2 Tg C/年, 仅相当于内蒙古的1/81(图6A). 基于生态过程模型模拟的NEP表现出大致类似的空间格局, 同样以内蒙古最高, 上海最低(图6B).

从单位国土面积的固碳能力上看, 各省份差异十分明显, 单位面积碳汇大小变动于0.04~0.68 t C/(公顷 年)

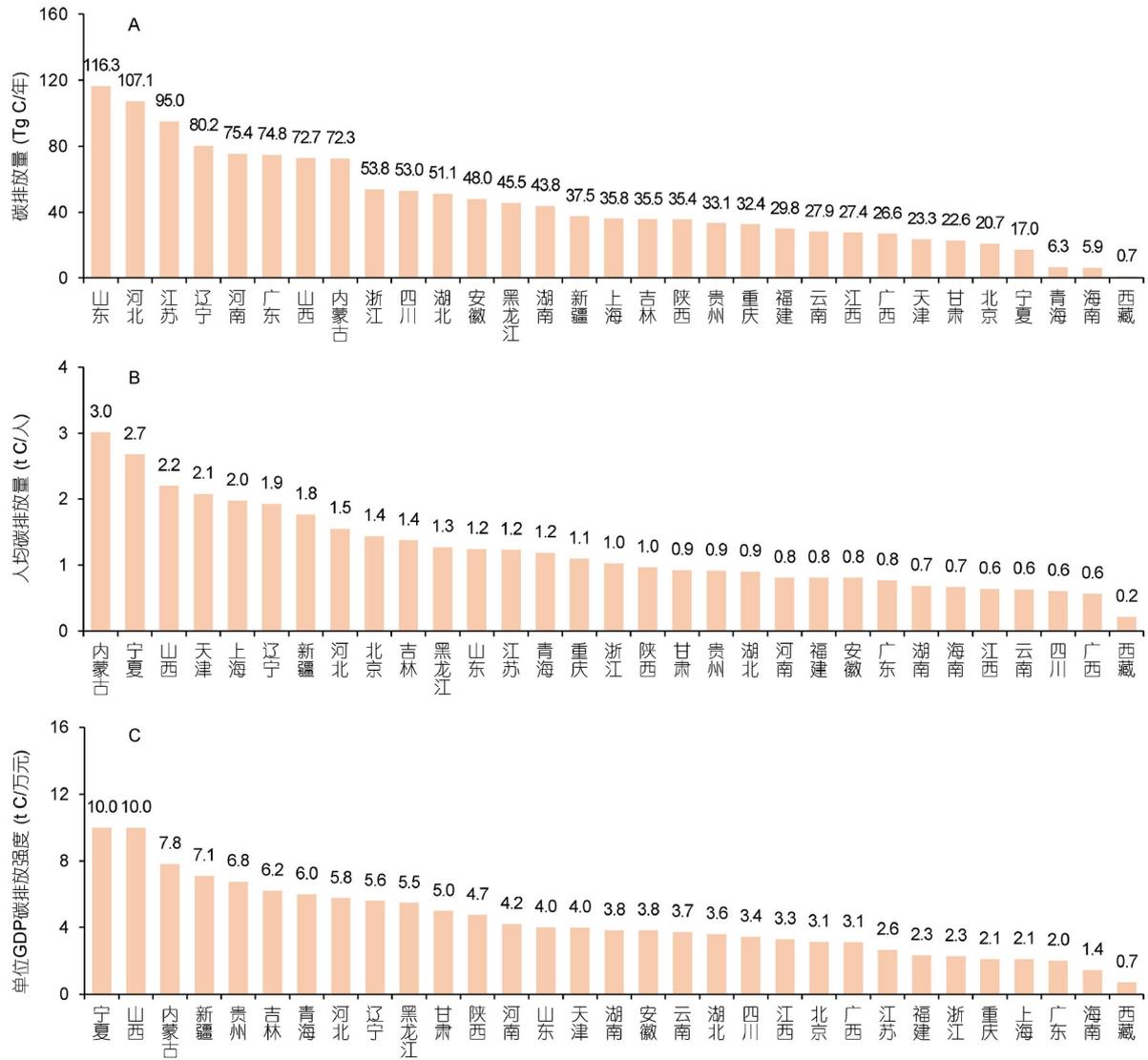


图 4 31个省份在1980~2020年的平均碳排放量(A)、人均碳排放量(B)和单位GDP碳排放强度(C)排序。因统计资料原因,无法对广东与海南、四川与重庆的行政区划调整进行处理,故此处排序为按照分省核算结果直接求得(即1990年之前的广东涵盖现广东省、海南省,1997年之前的四川涵盖现四川省、重庆市;年代值核算时,即1980年代广东,1980年代、1990年代四川同此处理)

Figure 4 Ranking of provincial C emissions (A), emission per capita (B) and emission intensity per unit of GDP (per ten thousand Yuan; 1980 constant price) (C) during 1980~2020, sorted from the highest to the lowest. Based on the availability of statistical data, it is not feasible to resolve the issues derived from the administrative division adjustments of Guangdong and Hainan, and Sichuan and Chongqing. Consequently, the ranking is derived directly from the provincial-level estimating results (that is, per-1990 Guangdong includes both present-day Guangdong and Hainan, while per-1997 Sichuan includes both present-day Sichuan and Chongqing). When calculating the decadal values, the data for Guangdong in the 1980s, as well as for Sichuan in the 1980s and 1990s, are treated consistently)

之间,其中福建最高、青海最低(网络版附表6)。从生态系统类型上看,22个省份以森林为陆地碳汇主体,3个省份以农田为主体,1个省份以湿地为主体;5个省份的各类生态系统碳汇占比均在50%以下(网络版附表6)。从时间上看,多数省份表现出碳汇功能逐渐增强的

趋势,与全国总体一致,其中2个省份从1980年代的碳源转变为2010年代较强的碳汇,少数省份陆地碳汇增加不明显或有所下降(网络版附表7)。

根据基于实测资料的概算结果,从1980年代至2010年代整体看来,西藏的陆地碳汇抵消同期碳排放

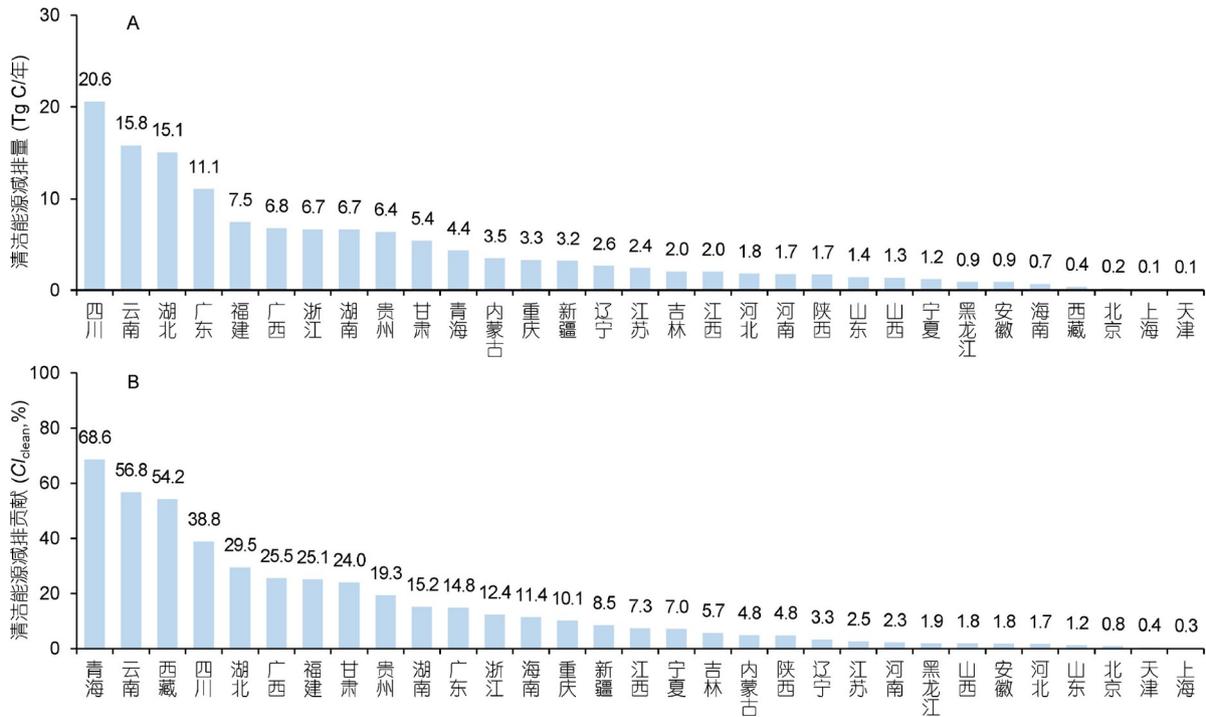


图5 31个省份在1980~2020年的平均清洁能源减排量(A)和减排贡献(B)排序。对行政区划变动的处理方法同图4

Figure 5 Ranking of provincial C emission reduction from clean energy production (A), and the emission reduction contributions (B) during 1980~2020, sorted from the highest to the lowest. The treatment of the administrative division adjustments follows the same approach as in Figure 4

的能力最强, 远超100%; 上海最低, 仅有0.7%(图6C, 网络版附表8)。在2010年代, 分省格局与过去4个年代的整体情况大体类似, 但因碳排放量增加, 多数省份吨地碳汇抵消排放比例有所下降, 减排贡献较之前有所减少(图6D, 网络版附表8)。

### 3 讨论

#### 3.1 全国及省域碳排放状况及其意义

改革开放以来, 我国碳排放大幅上升(图1A和B)。据GCP评估, 1978年我国碳排放量只占全球排放总量的7.8%; 人均碳排放量仅为全球平均水平的1/3, 不仅远低于发达经济体, 甚至低于古巴、朝鲜等发展中国家水平; 而到2020年时我国已经成为全球碳排放量最大的国家, 超过美国、欧盟的排放总和; 人均碳排放量也已达到日本、欧盟等发达经济体水平<sup>[6]</sup>。这与我国社会经济的飞速发展密切相关。从中长期时间尺度看, 以往我国碳排放主要受到经济增长的正向拉动<sup>[38,39]</sup>。由于社会经济发展离不开能源和物资的投入,

在一定时期内不可避免地会出现化石燃料消耗增长、水泥等基础建设物资生产规模的扩大<sup>[40]</sup>。因此, 碳排放增长是我国社会经济发展的必然结果。

不过, 我国碳排放的增速要明显低于GDP增速。据国家统计局公布数字, 1980~2020年间我国GDP的年均增速达9.3%, 人均GDP年均增速达8.3%。而本文测算结果表明, 同期碳排放量的增长仅有5.2%, 人均碳排放量则仅有4.2%, 均低于经济增长速度(图1A和B)。这主要得益于单位GDP碳排放强度的快速下降(图1C)。碳排放强度的变化通常与产业结构<sup>[41]</sup>、能源生产率或能源强度<sup>[42]</sup>、能源结构<sup>[43]</sup>、城镇化<sup>[44]</sup>等因素相关。在我国, 单位GDP碳排放强度的下降主要归结于能源利用效率的提高(即能源强度下降)<sup>[42,45]</sup>。统计显示, 我国每消耗1 t标准煤在1980年仅能产出761元GDP, 而在2020年可产出3183元GDP(1980年不变价)。这种提升对于缓解我国经济发展带来的碳排放量增长起到了十分重要的作用。

与全国层面的情况相类似, 在过去40余年间, 省域尺度的碳排放量也表现出随着区域经济发展而增长的

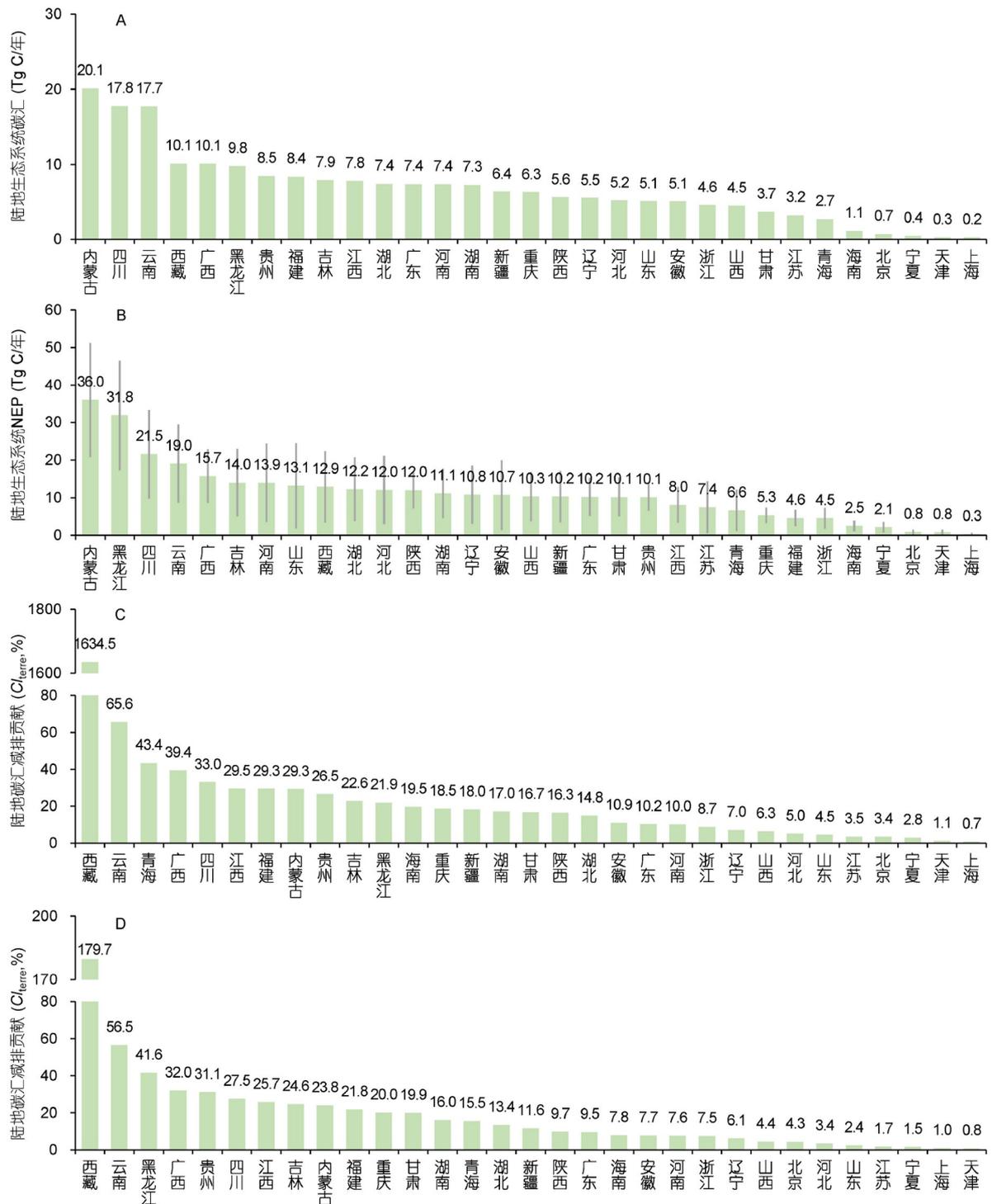


图 6 31个省份在1980年代~2010年代的基于实测资料估算的陆地碳汇(A)、基于生态过程模型的陆地生态系统NEP(B)、陆地碳汇减排贡献(C)以及在2010年代的陆地碳汇减排贡献(D)排序。对行政区划变动的处理方法同图4

Figure 6 Ranking of provincial terrestrial carbon sink estimated from observation-based methods (A) and NEP from process-based models during the 1980s to 2010s (B), the emission reduction contributions of the terrestrial carbon sink during the 1980s to 2010s (C) and in the 2010s (D), sorted from the highest to the lowest. The treatment of the administrative division adjustments follows the same approach as in Figure 4

势头(网络版附图2和附表5)。同时,省域碳排放量与各省经济发展水平、人口之间在各时期均保持显著的正相关关系(图7),这意味着碳排放大省通常也是各时期内的经济大省、人口大省。但值得注意的是,不同时期省域碳排放量与地区GDP之间的斜率存在明显下降的情况,由1980年代的0.063降低至2010年代的0.013(图7B~E)。这进一步表明区域能源利用效率提升在缓解碳排放增长中的重要作用。尽管由于产业结构优化、经济模式调整等方面的不同,各省在改进能源生产率程度上差异明显<sup>[42]</sup>,但仍然在省域尺度上有效地降低了经济发展对碳排放的依赖程度。由此不难看出,无论是全国还是各省份,在未来工作中都应继续对能源利用效率给予高度关注,通过持续提升能源利用效率,摆脱碳排放与经济增长之间的高度依赖关系。

另一方面,碳排放量、人均碳排放量、单位GDP碳排放强度3个指标的分省格局存在明显不同(图4),表明省域尺度上,各碳排放驱动因子的效应存在明显的空间异质性<sup>[46,47]</sup>。例如,过去40余年间,山东省平均排放量达116.3 Tg C/年,在各省排放最高;但其人均碳排放量(1.2 t C/人)、单位GDP碳排放强度(4.0 t C/万元)与全国平均水平基本相当;同时,其单位GDP碳排放强度下降速度(83%)较全国平均水平(78%)高出5个百分点。这表明山东省碳排放量高,主要是由于其人口体量、经济规模较大所致;其发展模式不仅不比其他省份更粗放,相反向低碳发展的转型速度比全国平均水平更快、GDP增长对碳排放的依赖程度更低<sup>[48,49]</sup>。而宁夏等省份的碳排放量较小,主要是得益于其人口较少、经济规模较小,可能还不能摆脱对能源密集型产业的依赖<sup>[47,49]</sup>。这就决定了在未来减碳控排工作中,各省份既要坚持全国层面的宏观方向、持续提升本区域的能源利用效率,同时也要充分考虑区域特点,以制定合理、科学的减排目标和方案。

### 3.2 全国及省域清洁能源减排状况及其意义

以往部分研究认为,我国能源结构因素对于碳排放或者单位GDP碳排放强度的变化影响不大<sup>[42,50]</sup>,但这主要归结于我国能源结构长期较为稳定、碳排放主要由煤炭贡献所导致(图1D)。本文结果显示,清洁能源开发在一定程度上缓解了过去40余年中碳排放的增长。根据《中国能源统计年鉴》数据,1980~2009年间我国清洁能源的开发程度相对较小,发电总量不足火

电的1/5。这仅相当于减少了同期碳排放量的约7%(图2)。但2010年以来,清洁能源的开发力度持续加大,至2020年时其发电量已占总发电量的31%,相当于减少了同期碳排放量的近20%(图2B)。与此同时,煤炭的相对碳排放量也出现明显下降(图1D)。这表明开发清洁能源可以较好地满足经济建设的能源需求,促进了以往偏重煤炭的能源结构的优化,成为在保障经济发展下控制并削减碳排放的重要途径。

在省域尺度上,各省的清洁能源开发程度相差较为悬殊,产生的减排量和减排贡献也有明显不同。总体上看,清洁能源所带来的减排量主要集中在长江流域及以南省份,北方省份相对较少(图5A)。这主要和我国当前清洁能源以水能为主有关<sup>[51]</sup>。根据水力资源2003年复查成果,长江流域的水能蕴藏量、技术可开发量、经济可开发量都远远领先于其他流域<sup>[52]</sup>。同时,相较于其他清洁能源,水电、小水电技术也相对成熟。这都促进了长江流域及以南省份的清洁能源开发,也因此产生了相对较高的相对减排量。同时,我国的碳排放大省,以及能源结构偏重化石能源、碳排放强度较高的省份,主要集中在北方地区(图4A和C),进行大规模水能开发的条件欠缺,无法通过发展水电推动自身能源结构的优化。这导致过去40多年中,多数北方省份清洁能源的相对减排量很小,对缓解碳排放增长的贡献有限(图5B)。

但近年来,随着风电、太阳能电的相关技术逐渐成熟,北方地区特别是西北省份的清洁能源开发程度有所提高,减排贡献上升明显(网络版附图3D)。例如《中国电力年鉴》数据显示,甘肃省2011年风电、太阳能电合计约71.6亿千瓦时,仅占全省发电总量的6.7%;而2020年已增长至379亿千瓦时,占发电总量的比例也上升至21.2%。因此,各省份特别是北方碳排放大省有必要从自身资源禀赋出发,合理开发清洁能源,从而推动能源结构优化、逐步摆脱对化石能源的依赖。

当然,尽管清洁能源发电过程本身不使用化石燃料,但其设备生产、设施建设等阶段仍不能完全摆脱化石燃料,会产生一定的碳足迹<sup>[53]</sup>。因此各省份在发展清洁能源时,应当综合考虑建设规模、发电效率和运行周期等因素<sup>[54]</sup>,合理规划拟建项目并确保其能够健康稳定运行,避免碳足迹过高、减排贡献规模过小的项目盲目上马。

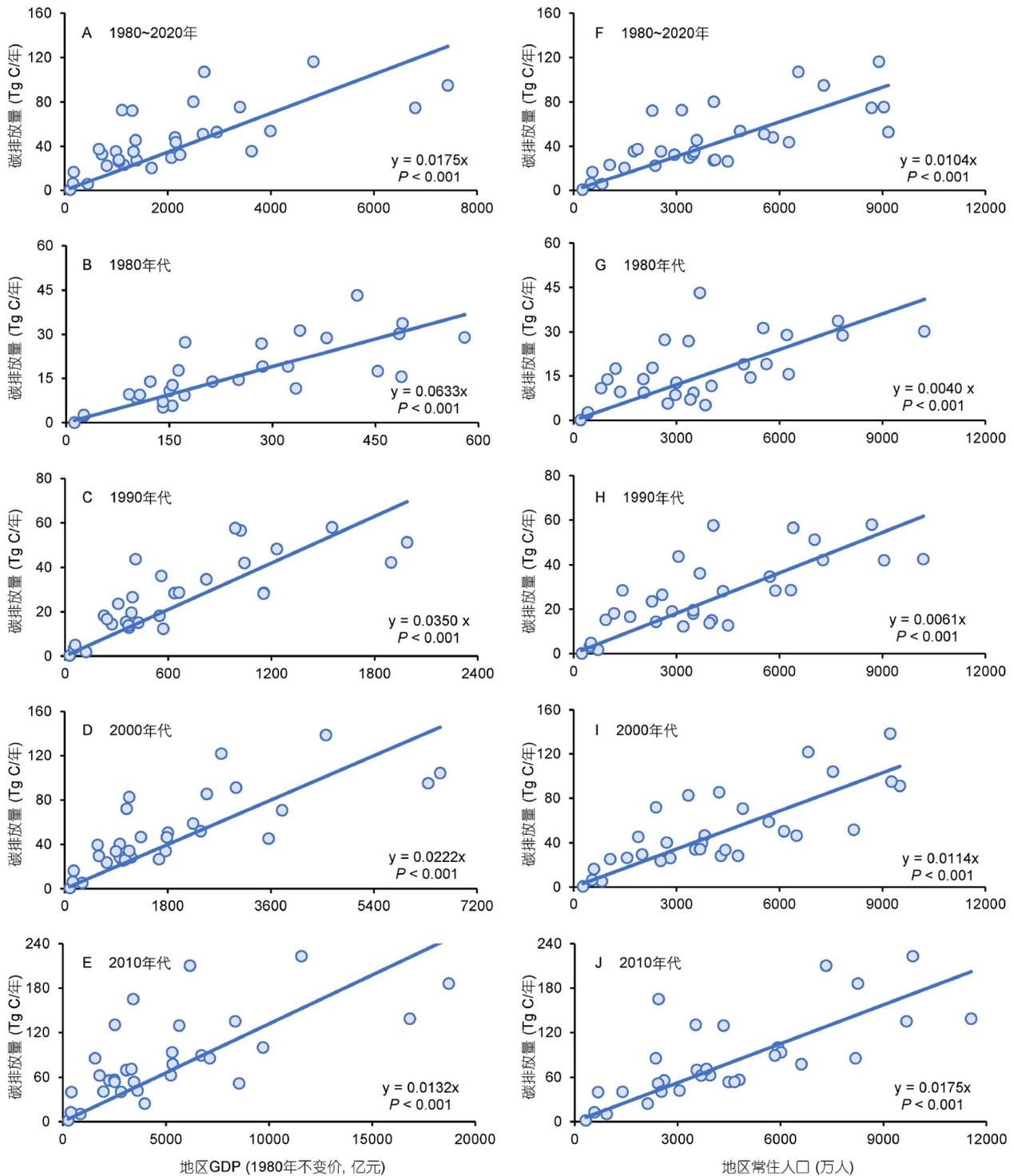


图 7 不同时间段31个省份的碳排放量与GDP和常住人口的关系( $P < 0.001$ ). A~E: GDP与碳排放量关系; F~J: 常住人口与碳排放量关系. 对行政区划变动的处理方法同图 4

Figure 7 Relationships between provincial carbon emissions and GDP and resident population ( $P < 0.001$ ). A~E: carbon emissions ~ GDP relationship; F~J: carbon emissions ~ resident population relationship. The treatment of the administrative division adjustments follows the same approach as in Figure 4

### 3.3 全国及省域生态系统碳汇状况及其意义

本文结果表明,我国陆地碳汇在抵消碳排放增长上的贡献较为可观。基于实测资料的估算显示,在1980年代~2010年代间,我国陆地碳汇抵消了同期碳排放量的15.1%(表2)。基于生态系统过程模型的结果也显示,我国陆地碳汇呈现明显的上升趋势,抵消的碳排放量也在不断增加(表1和2,图3)。

我国陆地碳汇的增加可能与全球变化和生态工程的实施密切相关。一方面,大气CO<sub>2</sub>浓度上升、气候变化、氮沉降等全球变化要素可促进植被生长,进而增强生态系统的固碳能力<sup>[55,56]</sup>。另一方面,自20世纪70年代以来,我国实施了一系列重大生态工程,其中大规模造林工程贡献了70%以上的森林面积扩张<sup>[57]</sup>,天然林保护、退牧还草等工程则通过加强植被封育、减少人为干扰等举措促进植被恢复和生长<sup>[58,59]</sup>。这些因素都有助于我国陆地碳汇功能的提升。

由于过去40年中碳排放量增长更快,我国陆地碳汇抵消碳排放的比例有所下降,导致了全国整体碳中和水平的降低(表2)。但尽管如此,陆地碳汇在我国长期减排目标中的作用仍不可忽视。国内外评估显示,如能实施科学的生态系统管理举措,在减少土地利用变化碳排放的基础上进一步实施目标化管理,例如渐进式造林与森林重建、天然林保护、林火管理、退化草地修复、湿地修复、农田养分管理、保护性耕作等举措,都可以有效发挥并维持生态系统的碳汇功能<sup>[10,60~62]</sup>。近期部分研究认为,通过系统地实施上述生态建设举措,至21世纪中叶时我国陆地碳汇可能达到约470 Tg C/年<sup>[10,61]</sup>,较2010年代水平再提升约40%。这可抵消2010年代时期碳排放的18%。考虑到能源利用效率提升和能源结构变革带来的能源转型,陆地碳汇的减排贡献还可能进一步上升。这可以减缓碳排放带来的气候变化压力<sup>[60]</sup>,并为能源转型及其他减排技术的成熟争取时间<sup>[63]</sup>。

同时,充分发挥陆地碳汇功能的各项举措,也有利于提升其他的生态系统服务功能,如保持水土、防风固沙等<sup>[64]</sup>,形成“一举多得”的效应。此外,由于工业固碳等其他减排技术当前的发展状况要远远落后于预期<sup>[65]</sup>,陆地碳汇很可能决定了我国达成碳中和目标时的排放空间<sup>[4]</sup>。因此,充分发挥陆地碳汇潜力对于我国长期减排目标的实现具有极为重要的意义。

需要注意的是,充分发挥陆地碳汇潜力,并不意味着各省份都要制定硬性的增汇目标,或者追求碳汇的“跨越式”增长。本文结果显示,基于实测资料概算的陆地碳汇,与基于过程模型估算的陆地生态系统NEP,在分省格局上大体保持一致(图6A和B)。由于NEP表征的是没有干扰情况下的生态系统固碳量,可视为陆地碳汇的潜在上限。这意味着各省的陆地碳汇实际受到了本区域生态系统固碳能力的约束,而这又同区域土地面积大小以及生态系统类型、气候特征、土壤条件等自然地理要素密切相关<sup>[66,67]</sup>。同时,陆地碳汇是动态的,在未来的气候变化下,其大小也会随之发生变动,并不能始终保持在某一水准<sup>[68]</sup>。如果硬性地规定未来增汇指标,就可能导致出现违背科学规律的生态建设,例如在水资源较为匮乏的地区开展大规模造林等。以往实践已经证明,此类建设不仅不能保护生态环境,反而可能威胁到整个区域的生态健康<sup>[69,70]</sup>。

因此,在未来的生态建设中,各地区要坚决避免在缺乏科学评估的情况下开展大规模的碳汇工程,而应当在摸清自身陆地碳汇家底的基础上,有针对性地实施科学的生态系统管理措施。例如,对于黑龙江、云南、内蒙古、四川等当前森林面积较大的省份,应重点关注于森林保护、林火管理、森林质量提升等方面,避免森林碳储量损失并维持乃至提升其碳汇强度;对于山东、河南、黑龙江等农业大省,则要重视农田管理的优化,通过实施养分管理、保护性耕作等,在保障粮食安全的同时提升农田生态系统的固碳能力。总之,各地区应当秉持“保护优先、修复为主”的基本原则,从区域自然地理特征出发,构建可持续的生态系统格局,以更好地发挥陆地生态系统的固碳功能、推动碳汇整体的健康提升。

### 3.4 省域尺度清洁能源和陆地碳汇的减排贡献及其意义

如前所述,清洁能源及陆地碳汇对于缓解我国碳排放增长、实现相对减排均发挥了一定作用。从全国尺度上看,清洁能源的减排贡献呈现增长趋势,但陆地碳汇的减排贡献却因碳排放量增长更快而下降。在省域尺度上,大多数省份也表现出与全国层面相类似的变化趋势,但存在明显的区域差异。

从1980~2020年总体情况来看,清洁能源减排贡献达到30%以上的省份仅有4个(青海、云南、四川、西

藏), 均位于我国西部地区, 且集中于青藏高原及其周边; 半数以上省份(17个)低于全国平均水平(约10%), 多数位于我国中、东部地区, 其中囊括了东北、华北地区的全部省份和华东地区的大多数省份(图5B)。与之类似, 1980年代~2010年代间, 陆地碳汇减排贡献超过30%的5个省份(西藏、云南、青海、广西、四川)也均位于西部地区; 而低于全国平均水平(约15%)的14个省份中, 有13个位于中、东部地区(图6C)。此外, 有11个省份在两类减排贡献上均低于全国平均水平, 其中仅1省位于西部, 其余则均属于中、东部省份。

这种空间不均衡对于省域尺度碳管理的制度设计具有启发意义。考虑到截至2022年底我国CCUS项目的碳捕集能力也仅约1 Tg C/年<sup>[71]</sup>, 因此本文给出的陆地碳汇减排贡献基本上就反映了各省碳中和水平的差异。具体地说, 我国碳中和水平较低的省份主要分布在中、东部, 其中又以环渤海地区和黄淮海地区尤为集中。这一方面是由于这些省份经济发展水平较高、工业基础较好、人口较多, 能源消费量大, 导致其碳排放量普遍较高。另一方面也因为这些地区开发历史悠久、自然生态系统破碎, 特别是通常作为陆地碳汇主体的森林面积小、质量较低, 导致其碳汇功能偏弱; 可利用的清洁能源资源短缺又进一步加剧了这一状况。因此, 这些区域很难仅通过发展清洁能源、发掘碳汇潜力实现本地区的碳收支平衡。在长期减排工作中, 这些省份必然要面临着更大的减排压力。这就要求我们在制定碳中和、碳管理政策时, 要充分考虑区域资源禀赋和产业条件的特点和特点, 做到科学合理、统筹有序。

当然, 本文对于减排贡献是在假定区域严格实现碳中和约束下的概算, 并不意味着各省都要按照独自达到碳中和的状态进行减排。碳达峰、碳中和是我国政府向世界做出的庄严承诺, 是在国家层面的宏观目标<sup>[72]</sup>。从这一点出发, 在能够确保国家层面目标顺利实现的前提下, 强制要求各省份甚至各地市、各县区都在本区域内实现严格意义上的碳收支平衡并无必要, 也不可能。对各地区的减碳控排工作搞“一刀切”, 反而不利于我国总体目标的实现, 也损伤我国的产业和社会经济发展<sup>[73]</sup>。因此, 对于我国中、东部地区碳中和水平较低的省份, 应当充分考虑其社会经济水平较高、工业规模较大、人口较多, 且清洁能源开发和碳汇潜力相对薄弱的现实情况, 允许其在尽可能提升

能源利用效率、优化能源结构、提高碳汇功能的情况下, 依然保有合理的碳排放空间。与之相反, 工业基础较差、经济发展较为滞后的西北、西南及东北的一些省份, 往往有着比较丰富的清洁能源和碳汇资源, 现有的碳中和水平也较高。对于这些省份, 要充分发挥它们的自然资源禀赋, 科学有效地开发清洁能源、提升生态系统固碳能力, 为实现我国碳中和目标承担更多份额, 做出更大贡献。同时, 国家和中、东部地区应通过生态补偿等方式, 加大对这些地区的转移支付力度, 发展绿色金融等政策和经济手段, 更好地推动这些地区社会经济的发展 and 民生福祉的提高。

### 3.5 全国及省域尺度落实“双碳”目标的建议

综合上述分析结果, 本文对我国在国家及省域层面“双碳”目标的实施提出以下3点建议。

一是要抓住影响我国碳排放的关键因素, 特别要重点关注能源利用效率。在国家层面上, 未来应当通过加强技术研发、转变经济发展模式等举措, 加快能源利用水平的提升, 在保证GDP增长的同时推动排放强度持续下降, 摆脱碳排放与GDP增长之间的高度依赖关系。在省域层面上, 要在国家“双碳”目标的总体框架下, 采取分省份、分区域、分批次地实现碳达峰的策略, 制定符合各省特征的减排目标、路线图和实施方案。特别是对于目前化石能源依赖程度较高, 或社会经济发展相对落后、仍需进一步推进工业化的省份, 要在国家宏观目标允许的前提下, 充分考虑本省发展内在需求, 不搞强制性、“一刀切”的减排。

二是要充分利用好我国清洁能源蕴藏量丰富的优势, 加大清洁能源开发力度。在国家层面上, 要制定明确的能源发展规划, 以提升清洁能源在能源消费中的比例为导向, 推动能源结构持续优化, 转变当前偏重煤炭的能源消费。在省域层面上, 要充分发掘本省清洁能源开发潜力, 在保障能源安全的前提下推动火电有序减少甚至退出, 逐步减少和退出高能耗、高排放的能源密集型产业; 要在顶层设计的角度上评估各地区清洁能源发展情况, 做好跨区域大规模清洁电力调配的建设, 使清洁能源家底较为薄弱的省份和地区也能逐渐转为以清洁能源为主的能源消费结构。

三是要充分发挥我国陆地碳汇潜力。在国家层面上, 宜采取“最优生态系统布局、最优物种配置、最优

生态系统管理”的“三优”生态系统管理原则,即首先对全国生态系统进行生态地理区划,确定各个区域适宜建设的潜在生态系统类型;在此基础上,确定各地适宜种植的植物种类,建设最适宜的生态系统类型;最后,对这些生态系统类型进行科学合理的管理,以实现陆地碳汇最大化的目的.在省域层面上,要牢固秉持“山水林田湖草沙”生命共同体理念,坚持保护优先、修复为主的基本原则,构建“宜林则林、宜灌则灌、宜草则草”的陆地生态系统整体布局,实现区域碳汇最大化.要消除设定明确增汇目标、追求碳汇快速增长的错误观念,坚决杜绝搞“大干快上”的碳汇工程建设.

### 3.6 不确定性分析

受基础数据、方法学等因素的影响,本文的分析结果存在一定程度的不确定性,主要包括全国及省域碳排放量、清洁能源跨区域运输、生态系统碳汇的估算结果等方面.

对于碳排放量,不确定性可能来源于以下3点.首先,由于统计数据的限制,本文使用的化石燃料消费数据、水泥熟料占比数据等均存在不完整,某些年份数据缺失,因此本文采用了插值方法对数据缺失年份进行估算.这可能导致测算结果与基于实际统计数据的核算值有所不同.其次,本文将化石燃料按照煤炭、石油、天然气3大类进行核算,但未考虑同类化石燃料不同品种、同品种燃料在不同生产部门间的变化<sup>[23]</sup>,这些也会对核算结果产生影响.最后,考虑到统计数据缺失及修订情况,以及分省排放量加和应与全国排放具有一致性,本文以全国碳排放数据为基准对各省排放进行了重新分摊.但以往研究表明,由于统计手段自身局限性,基于全国尺度能源统计核算的排放量通常会低于基于分省核算结果的统计<sup>[74]</sup>.

对于清洁能源的相对减排,本文简化了省际间清洁能源电力的输送和消费情况,有可能导致省域尺度清洁能源减排量和减排贡献的偏估.

对于生态系统碳汇的估算,本文采用的两种方法均存在一定的不确定性.其中,基于实测资料估算的不确定性,主要来源于实测样地抽样产生的取样误差、经验模型的拟合误差以及模型之间的误差传递<sup>[31]</sup>.此外,由于森林清查资料在1994年郁闭度标准发生转换,本文采用1994年的双标准数据对早期省域

尺度数据进行了校订;过去40年间我国一些省份的土地利用变化情况可能也较为剧烈.这些因素可能影响基于实测资料的省域碳汇概算结果的准确性;特别是在较早时期如1980年代、1990年代的碳汇概算结果,可能与部分省域尺度研究的评估结果存在一定出入.另外,由于实测资料的不足,现有研究对我国陆地生态系统土壤、枯死木、凋落物等组分的碳储量估算结果差异很大<sup>[75]</sup>,导致库差方法难以评估这些组分的碳储量变化.本文中基于已有大尺度研究结果,采用了生态系统碳汇与植被碳汇的经验比值进行估算,这也是基于实测资料概算结果不确定性的一个重要来源.对于基于生态系统过程模型的估算,其不确定性的来源在当前研究中已得到较多分析,包括模型结构和耦合模块的不同、参数化和算法的差异、模型驱动数据的不确定性等,均可能引起模拟结果的偏差<sup>[76,77]</sup>.

## 4 结论

本文对1980~2020年间全国及31个省(区、市)的碳排放量、清洁能源减排量、陆地生态系统碳汇进行了概算,分析其碳排放变化特征,定量评估清洁能源及生态系统碳汇在缓解碳排放、实现相对减排中的贡献.主要结论如下.

(1) 1980~2020年,我国碳排放量由372 Tg C/年增长至2784 Tg C/年,人均碳排放量由0.38 t C/人增长至1.97 t C/人,均表现出显著增长趋势.与此同时,单位GDP碳排放强度由8.11 t C/万元下降至1.75 t C/万元.在省域尺度上,大多数省份表现出类似于全国的时间变化趋势,但省际间在碳排放量、人均碳排放量、单位GDP碳排放强度差异明显.

(2) 1980~2020年,我国清洁能源生产所带来的减排量由17.5 Tg C/年增长至510.9 Tg C/年.清洁能源减排贡献在1980~2009年间平均约7%,但近年明显上升,至2020年已接近同期碳排放量的20%.在省域尺度上,大多数省份的清洁能源减排贡献都较为有限.

(3) 1980年代~2010年代期间,我国陆地碳汇抵消了同期碳排放的15.1%;随着时间推移,我国陆地碳汇显著增长,但由于碳排放的增长速度更快,导致陆地碳汇相对减排贡献呈下降趋势,由1980年代的30.5%下降至2010年代的12.9%.在省域尺度上,我国各省份均表现为碳汇,但碳汇大小差异较大.

(4) 在未来减排增汇工作中, 提出3点建议. 一是要重点关注能源利用效率提升, 采取分省份、分区域、分批次地实现碳达峰的策略, 不搞强制性、“一刀切”的减排; 二是要充分利用好我国清洁能源蕴藏量丰富的优势, 充分发掘各省清洁能源开发潜力, 逐渐转为

以清洁能源为主的能源消费结构; 三是要充分发挥我国陆地碳汇潜力, 采取“最优生态系统布局、最优物种配置、最优生态系统管理”的“三优”生态系统管理原则, 坚持保护优先、修复为主, 杜绝“大干快上”的生态碳汇工程建设.

致谢 感谢中国碳排放核算数据库(CEADs, <https://www.ceads.net/>)的全国及省域尺度碳排放数据结果提供者<sup>[25–28]</sup>.

## 参考文献

- 1 IPCC. Summary for policymakers. In: Masson-Delmotte V, Zhai P M, Pirani A, et al., eds. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. 3–32
- 2 Fankhauser S, Smith S M, Allen M, et al. The meaning of net zero and how to get it right. *Nat Clim Chang*, 2022, 12: 15–21
- 3 van Soest H L, den Elzen M G J, van Vuuren D P. Net-zero emission targets for major emitting countries consistent with the Paris Agreement. *Nat Commun*, 2021, 12: 2140
- 4 Fang J Y. Ecological perspectives of carbon neutrality (in Chinese). *Chin J Plant Ecol*, 2021, 45: 1173–1176 [方精云. 碳中和的生态学透视. 植物生态学报, 2021, 45: 1173–1176]
- 5 Allen M R, Friedlingstein P, Girardin C A J, et al. Net zero: science, origins, and implications. *Annu Rev Environ Resour*, 2022, 47: 849–887
- 6 Friedlingstein P, O’Sullivan M, Jones M W, et al. Global carbon budget 2022. *Earth Syst Sci Data*, 2022, 14: 4811–4900
- 7 Liu Z, Deng Z, He G, et al. Challenges and opportunities for carbon neutrality in China. *Nat Rev Earth Environ*, 2022, 3: 141–155
- 8 Xu G, Schwarz P, Yang H. Adjusting energy consumption structure to achieve China’s CO<sub>2</sub> emissions peak. *Renew Sust Energy Rev*, 2020, 122: 109737
- 9 Lu X, Chen S, Nielsen C P, et al. Combined solar power and storage as cost-competitive and grid-compatible supply for China’s future carbon-neutral electricity system. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2021, 118: e2103471118
- 10 Huang Y, Sun W, Qin Z, et al. The role of China’s terrestrial carbon sequestration 2010–2060 in offsetting energy-related CO<sub>2</sub> emissions. *Natl Sci Rev*, 2022, 9: nwac057
- 11 Zeng N, Jiang K, Han P, et al. The Chinese carbon-neutral goal: challenges and prospects. *Adv Atmos Sci*, 2022, 39: 1229–1238
- 12 Zhang H N, Shen R R, Zhang X P, et al. Implications and pathways of China’s carbon neutrality: a review (in Chinese). *Clim Chang Res*, 2022, 18: 240–252 [张浩楠, 申融容, 张兴平, 等. 中国碳中和目标内涵与实现路径综述. 气候变化研究进展, 2022, 18: 240–252]
- 13 Cheng Y, Gu B, Tan X, et al. Allocation of provincial carbon emission allowances under China’s 2030 carbon peak target: a dynamic multi-criteria decision analysis method. *Sci Total Environ*, 2022, 837: 155798
- 14 Shan Y, Zheng H, Guan D, et al. Energy consumption and CO<sub>2</sub> emissions in Tibet and its cities in 2014. *Earth Future*, 2017, 5: 854–864
- 15 Land Cover Atlas of the People’s Republic of China Editorial Board. *Land Cover Atlas of the People’s Republic of China (1:1,000,000)* (in Chinese). Beijing: China Map Publishing House, 2017 [中华人民共和国土地覆被地图集编辑委员会. 中华人民共和国土地覆被地图集(1:1 000 000). 北京: 中国地图出版社, 2017]
- 16 Fang J, Yu G, Liu L, et al. Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2018, 115: 4015–4020
- 17 Yu Y, Huang Y, Zhang W. Projected changes in soil organic carbon stocks of China’s croplands under different agricultural managements, 2011–2050. *Agr Ecosyst Environ*, 2013, 178: 109–120
- 18 Department of Climate Change, Ministry of Ecology and Environment of China (MEEC). *Third National Communication on Climate Change of the People’s Republic of China*. Beijing: MEEC, 2018. Available from URL: <https://unfccc.int/documents/197660> [生态环境部应对气候变化司. 中华人民共和国第三次国家气候变化信息通报. 北京: 生态环境部, 2018. <https://unfccc.int/documents/197660>]
- 19 Pinzon J E, Tucker C J. A non-stationary 1981–2012 AVHRR NDVI3g time series. *Remote Sens*, 2014, 6: 6929–6960

- 20 Fang J, Piao S, He J, et al. Increasing terrestrial vegetation activity in China, 1982–1999. *Sci China Ser C-Life Sci*, 2004, 47: 229–240
- 21 Huete A, Didan K, Miura T, et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens Environ*, 2002, 83: 195–213
- 22 Gu F, Zhang Y, Huang M, et al. Climate-driven uncertainties in modeling terrestrial ecosystem net primary productivity in China. *Agric For Meteor*, 2017, 246: 123–132
- 23 IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Kanagawa: IGES, 2006
- 24 National Development and Reform Commission of China (NDRC). Provincial Guidelines for Compiling Greenhouse Gas Emission Inventories (Trial) (in Chinese). Beijing: NDRC, 2011. Available from URL: <http://www.cbcsd.org.cn/sjk/nengyuan/standard/home/20140113/download/shengjiwenshiqiti.pdf> [国家发改委. 省级温室气体清单编制指南(试行). 北京: 国家发展与改革委员会, 2011. <http://www.cbcsd.org.cn/sjk/nengyuan/standard/home/20140113/download/shengjiwenshiqiti.pdf>]
- 25 Shan Y, Liu J, Liu Z, et al. New provincial CO<sub>2</sub> emission inventories in China based on apparent energy consumption data and updated emission factors. *Appl Energy*, 2016, 184: 742–750
- 26 Shan Y, Guan D, Zheng H, et al. China CO<sub>2</sub> emission accounts 1997–2015. *Sci Data*, 2018, 5: 170201
- 27 Shan Y, Huang Q, Guan D, et al. China CO<sub>2</sub> emission accounts 2016–2017. *Sci Data*, 2020, 7: 54
- 28 Guan Y, Shan Y, Huang Q, et al. Assessment to China's recent emission pattern shifts. *Earths Future*, 2021, 9: e2021EF002241
- 29 Fang J, Chen A, Peng C, et al. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292: 2320–2322
- 30 Guo Z D, Hu H F, Li P, et al. Spatio-temporal changes in biomass carbon sinks in China's forests from 1977 to 2008. *Sci China Life Sci*, 2013, 56: 661–671
- 31 Piao S, Fang J, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458: 1009–1013
- 32 Liu S, Yang Y, Shen H, et al. No significant changes in topsoil carbon in the grasslands of northern China between the 1980s and 2000s. *Sci Total Environ*, 2018, 624: 1478–1487
- 33 Huang Y, Yu Y, Zhang W, et al. Agro-C: a biogeophysical model for simulating the carbon budget of agroecosystems. *Agric For Meteor*, 2009, 149: 106–129
- 34 Lu W, Xiao J, Liu F, et al. Contrasting ecosystem CO<sub>2</sub> fluxes of inland and coastal wetlands: a meta-analysis of eddy covariance data. *Glob Change Biol*, 2017, 23: 1180–1198
- 35 IGBP Terrestrial Carbon Working Group, Steffen W, Noble I, et al. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto Protocol. *Science*, 1998, 280: 1393–1394
- 36 Janssens I A, Freibauer A, Ciais P, et al. Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions. *Science*, 2003, 300: 1538–1542
- 37 Wang Q, Zheng H, Zhu X, et al. Primary estimation of Chinese terrestrial carbon sequestration during 2001–2010. *Sci Bull*, 2015, 60: 577–590
- 38 Guan D, Hubacek K, Weber C L, et al. The drivers of Chinese CO<sub>2</sub> emissions from 1980 to 2030. *Glob Environ Change*, 2008, 18: 626–634
- 39 Yang J, Cai W, Ma M, et al. Driving forces of China's CO<sub>2</sub> emissions from energy consumption based on Kaya-LMDI methods. *Sci Total Environ*, 2020, 711: 134569
- 40 Zhu J L, Zheng T L, Fang J Y. Carbon emissions and socio-economic development (in Chinese). *Sci Soc*, 2013, 3: 1–13 [朱江玲, 郑天立, 方精云. 碳排放与社会经济发展. *科学与社会*, 2013, 3: 1–13]
- 41 Liu X, Bae J. Urbanization and industrialization impact of CO<sub>2</sub> emissions in China. *J Clean Prod*, 2018, 172: 178–186
- 42 Chen C, Zhao T, Yuan R, et al. A spatial-temporal decomposition analysis of China's carbon intensity from the economic perspective. *J Clean Prod*, 2019, 215: 557–569
- 43 Schipper L, Murtishaw S, Khrushch M, et al. Carbon emissions from manufacturing energy use in 13 IEA countries: long-term trends through 1995. *Energy Policy*, 2001, 29: 667–688
- 44 Wang Z, Zhang B, Liu T. Empirical analysis on the factors influencing national and regional carbon intensity in China. *Renew Sust Energy Rev*, 2016, 55: 34–42
- 45 Dong F, Yu B, Hadachin T, et al. Drivers of carbon emission intensity change in China. *Resour Conserv Recycl*, 2018, 129: 187–201
- 46 Wang C, Guo Y, Shao S, et al. Regional carbon imbalance within China: an application of the Kaya-Zenga index. *J Environ Manage*, 2020, 262: 110378
- 47 Zheng J, Mi Z, Coffman D M, et al. Regional development and carbon emissions in China. *Energy Econ*, 2019, 81: 25–36

- 48 Wang J, Yang Y. A regional-scale decomposition of energy-related carbon emission and its decoupling from economic growth in China. *Environ Sci Pollut Res*, 2020, 27: 20889–20903
- 49 Bai H T, Wang H Z, Xu H. Study on provincial carbon emission diversities and development modes in China (in Chinese). *Econ Geogr*, 2012, 32: 21–26 [白宏涛, 王会芝, 徐鹤. 我国省域碳排放差异性及其转型发展模式研究. *经济地理*, 2012, 32: 21–26]
- 50 Xu S C, He Z X, Long R Y, et al. Factors that influence carbon emissions due to energy consumption based on different stages and sectors in China. *J Clean Prod*, 2016, 115: 139–148
- 51 Pei Z Y, Huang C L, Ma K, et al. Clean energy development and challenges (in Chinese). *Hydropower Pump Storage*, 2021, 7: 1–3+46 [裴哲义, 黄春雷, 马珂, 等. 清洁能源发展与挑战. *水电与抽水蓄能*, 2021, 7: 1–3+46]
- 52 National Leading Group for Review of Hydraulic Resources. General Report on Review Results of Hydraulic Resources of the People's Republic of China (2003) (in Chinese). Beijing: China Electric Power Press, 2004 [全国水力资源复查工作领导小组. 中华人民共和国水力资源复查成果(2003年)总报告. 北京: 中国电力出版社, 2004]
- 53 UNECE. Carbon neutrality in the UNECE region: integrated life-cycle assessment of electricity sources. New York: United Nations Publications, 2022. Available from URL: [https://unece.org/sites/default/files/2022-04/LCA\\_3\\_FINAL\\_March\\_2022.pdf](https://unece.org/sites/default/files/2022-04/LCA_3_FINAL_March_2022.pdf)
- 54 Guo X, Dong Y, Ren D. CO<sub>2</sub> emission reduction effect of photovoltaic industry through 2060 in China. *Energy*, 2023, 269: 126692
- 55 Fang J, Kato T, Guo Z, et al. Evidence for environmentally enhanced forest growth. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2014, 111: 9527–9532
- 56 Canadell J G, Monteiro P M S, Costa M H, et al. Global carbon and other biogeochemical cycles and feedbacks. In: Masson-Delmotte V, Zhai P M, Pirani A, et al., eds. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. 673–816
- 57 Yang C, Shi Y, Sun W, et al. Updated estimation of forest biomass carbon pools in China, 1977–2018. *Biogeosciences*, 2022, 19: 2989–2999
- 58 Xu W, Xiao Y, Zhang J, et al. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2017, 114: 1601–1606
- 59 Lu F, Hu H, Sun W, et al. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2018, 115: 4039–4044
- 60 Griscom B W, Adams J, Ellis P W, et al. Natural climate solutions. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2017, 114: 11645–11650
- 61 Lu N, Tian H, Fu B, et al. Biophysical and economic constraints on China's natural climate solutions. *Nat Clim Chang*, 2022, 12: 847–853
- 62 Xu H, Yue C, Zhang Y, et al. Forestation at the right time with the right species can generate persistent carbon benefits in China. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2023, 120: e2304988120
- 63 Piao S, Yue C, Ding J, et al. Perspectives on the role of terrestrial ecosystems in the 'carbon neutrality' strategy. *Sci China Earth Sci*, 2022, 65: 1178–1186
- 64 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. *Annu Rev Environ Resour*, 2019, 44: 255–286
- 65 IEA. *Tracking clean energy progress 2023*. Paris: IEA, 2023. Available from URL: <https://www.iea.org/reports/tracking-clean-energy-progress-2023>
- 66 Hu Y, Li Y, Zhang H, et al. The trajectory of carbon emissions and terrestrial carbon sinks at the provincial level in China. *Sci Rep*, 2024, 14: 5828
- 67 Ruehr S, Keenan T F, Williams C, et al. Evidence and attribution of the enhanced land carbon sink. *Nat Rev Earth Environ*, 2024, 4: 518–534
- 68 Cao D, Zhang J, Han J, et al. Projected increases in global terrestrial net primary productivity loss caused by drought under climate change. *Earth Future*, 2022, 10: e2022EF002681
- 69 Parr C L, te Beest M, Stevens N. Conflation of reforestation with restoration is widespread. *Science*, 2024, 383: 698–701
- 70 Li J D. Reflections on the “Three-North Shelter Forest Program” (in Chinese). *Pratacult Sci*, 2014, 31: 2195–2197 [李建东. 关于“三北防护林体系建设工程”的思考. *草业科学*, 2014, 31: 2195–2197]
- 71 Zhang X, Yang X L, Lu X, et al. *Annual Report on Carbon Capture, Utilization, and Storage (CCUS) in China (2023)* (in Chinese). Beijing: The Administrative Center for China's Agenda 21, Global CCS Institute and Tsinghua University, 2023 [张贤, 杨晓亮, 鲁贤, 等. 中国二氧化碳捕集利用与封存(CCUS)年度报告(2023). 北京: 中国21世纪议程管理中心, 全球碳捕集与封存研究院, 清华大学, 2023]
- 72 Ding Z L, Zhang T. *Carbon Neutrality: Logic System and Technical Requirements* (in Chinese). Beijing: Science Press, 2022 [丁仲礼, 张涛. 碳中和: 逻辑体系与技术需求. 北京: 科学出版社, 2022]

- 73 Liu P K, Gui J Q. Technology spillover and energy rebound of carbon neutrality in eight regions of China: theory, empirical analysis and enlightenment (in Chinese). *J Nat Resour*, 2023, 38: 3003–3023 [刘平阔, 桂俊卿. 中国区域碳中和的技术溢出与能源回弹: 机理、实证及启示. *自然资源学报*, 2023, 38: 3003–3023]
- 74 Guan D, Liu Z, Geng Y, et al. The gigatonne gap in China's carbon dioxide inventories. *Nat Clim Change*, 2012, 2: 672–675
- 75 Yang Y, Shi Y, Sun W, et al. Terrestrial carbon sinks in China and around the world and their contribution to carbon neutrality. *Sci China Life Sci*, 2022, 65: 861–895
- 76 Ehrhardt F, Soussana J, Bellocchi G, et al. Assessing uncertainties in crop and pasture ensemble model simulations of productivity and N<sub>2</sub>O emissions. *Glob Change Biol*, 2018, 24: e603–e616
- 77 Zumwald M, Knüsel B, Baumberger C, et al. Understanding and assessing uncertainty of observational climate datasets for model evaluation using ensembles. *WIREs Clim Change*, 2020, 11: e654

## Estimation of national and provincial carbon emissions, terrestrial carbon sinks and their relative contribution to emission reductions during 1980~2020

SHI Yue<sup>1</sup>, YANG Chen<sup>2</sup>, ZHU JiangLing<sup>2</sup>, CHANG JinFeng<sup>3</sup>, ZHAO Xia<sup>1</sup>, SUN WenJuan<sup>1</sup>, HUANG Mei<sup>4</sup>, YU YongQiang<sup>5</sup>, GUO KaiWen<sup>3</sup>, GU FengXue<sup>6</sup>, CHEN Bin<sup>4</sup>, SHEN HaiHua<sup>1</sup>, JI ChengJun<sup>2</sup>, TANG ZhiYao<sup>2</sup> & FANG JingYun<sup>2,7,8</sup>

*1 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China;*

*2 Institute of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, and Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, Peking University, Beijing 100871, China;*

*3 College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang Key Laboratory of Agricultural Remote Sensing and Information Technology, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China;*

*4 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;*

*5 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, China;*

*6 Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agriculture Sciences, Key Laboratory of Dryland Agriculture of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100081, China;*

*7 Institute of Carbon Neutrality, Peking University, Beijing 100871, China;*

*8 College of Ecology and Environment, Yunnan University, Kunming 650500, China*

Global climate change, largely caused by anthropogenic carbon (C) emissions, has been one of the most critical challenges for human society. Reducing fossil fuel C emissions, enhancing the production and utilization of clean energy, as well as strengthening the terrestrial C sinks, are basic pathways for climate change mitigation and C neutrality target. To better support the formulation and the achievement of long-term mitigation pathway for China, this study conducted a systematic assessment of fossil fuel C emissions, emission reductions from clean energy usage, and terrestrial ecosystem C sinks at both national and provincial levels during the past four decades (1980~2020). Additionally, it evaluated the contributions of clean energy and terrestrial C sinks in mitigating C emissions and achieving relative emission reductions (referred to as “emission reduction contribution”, which can be considered a measure of C neutrality status). The results showed that at the national level, both total and per capita C emission increased significantly from 1980 to 2020, while C intensity per unit of GDP witnessed a notable decrease. Similar temporal trends were found in most provinces, though variations in the patterns of emission and relevant characteristics were evident among regions. Following the rapid deployment of clean energy, it has contributed to an emission reduction by approximately to ~20% of national total C emissions in 2020, while the contribution differed substantially by province due to differences in clean energy availability. China’s terrestrial ecosystems functioned as a sizable and increasing C sink, offsetting 15.1% of anthropogenic C emissions during 1980s~2010s. However, the emission reduction contribution of terrestrial ecosystem C sinks (i.e., the ratio of C sinks to C emissions) declined from 30.5% in the 1980s to 12.9% in the 2010s, mainly due to faster growth of C emission compared to the enhancement of C sinks. The size of terrestrial ecosystem C sinks varied substantially among provinces, with the largest sink in Inner Mongolia and the smallest in Shanghai. The average C sink per unit area is 0.22 t C/(ha yr) during 1980~2020 at national level, with provincial values ranging between 0.04 (Qinghai)~0.68 (Fujian) t C/(ha yr). Our results highlight the following strategic focus areas for formulating long-term mitigation efforts. Improving energy efficiency should be prioritized across the country. Meanwhile, efforts to further explore clean energy potential and sustainable deployment should be strengthened in all provinces to achieve energy system decarbonization. Provincial strategies should also accommodate differing peak C emission timelines. Furthermore, the “three-optimal principles” for ecosystems management—optimizing vegetation goals by region, optimizing species combinations for a given site, and optimizing management for ecosystems based on their characteristics—are crucial to realizing the full potential in China’s terrestrial C sequestration.

**carbon emission, carbon sink, carbon sink management, clean energy, long-term mitigation, carbon peak, carbon neutrality**

doi: [10.1360/SSV-2023-0214](https://doi.org/10.1360/SSV-2023-0214)