

• 四川大学建校 130 周年特刊约稿 •

DOI:10.12454/j.jsuese.202600524



本刊网刊

双碳背景下中国生物质能可持续发展与转型路径

徐浩峰¹, 庄明浩², 徐 宁¹, 杨 易^{1*}

(1. 重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400044; 2. 中国科学院 生态环境研究中心, 北京 100085)

摘 要:生物质能可将农林剩余物与城乡有机废弃物转化为电力、热力和燃料,并通过生物炭和生物质能碳捕集与封存(BECCS)实现部分生物源碳长期储存,在资源化利用和气候变化减缓中发挥着重要作用。现有研究主要集中在讨论生物质资源潜力及其在全球低碳情景中的作用,对全球低碳情景中的生物质能用途变化、非粮生物质资源约束与不同利用方式实施条件系统认识不足。本文旨在梳理全球低碳情景中生物质能用途的变化,系统分析中国非粮生物质资源约束和未来发展方向。本文基于政府间气候变化专门委员会(IPCC)第六次评估报告(AR6)情景数据库(World v1.1)“World”区域C1~C3情景,分析2030年和2050年的生物质能和能源作物用地指标:先对同一模型、同一类别内的多个情景取中位数,再计算模型间中位数和四分位数范围,同时查阅中国非粮生物质资源研究、公开项目资料 and 生命周期核算文献。结果表明:2050年全球生物质一次能源和生物质发电占比分别为18.4%~25.9%和3.5%~4.9%,2050年生物质液体燃料供应量和BECCS的CO₂年封存量均较2030年有所增加;能源作物用地中位数为161.3~226.4百万hm²。基于全球低碳情景中生物质用途的变化和中国生物质能资源的情况分析发现,2020年中国农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污3类资源合计的理论潜力、可收集潜力和可持续可利用潜力分别约为36、26和10 EJ。依据原料性质、终端需求和核证条件,2030年前可侧重有机废弃物治理及热负荷稳定地区的供热或热电联产;2030—2050年推进生物天然气、木质纤维素液体燃料和具备核证条件的生物炭;面向2060年前碳中和目标,可从高浓度生物源CO₂源开展BECCS工程。上述分析表明,中国生物质能项目规模应以当地可持续可利用量为基础,利用方式应结合终端需求确定,并以可核证的生命周期净减排量或净碳移除量评价项目贡献,为生物质能高质量发展提供科学支撑。

关键词:生物质能;非粮生物质;可持续可利用量;生命周期评价;碳移除

中图分类号:TK6;X24

文献标志码:A

文章编号:2096-3246(2026)05-0410-14

中国政府提出“2030年前实现碳达峰、2060年前实现碳中和”的“双碳”目标^[1]。这一目标与《巴黎协定》提出的长期温控目标相衔接,即将全球平均温升控制在工业化前水平以上低于2℃之内,并努力将温升限制在1.5℃以内^[2]。实现这一目标,既需要持续降低能源系统对化石能源的依赖,也需要减少有机废弃物处置过程中的温室气体排放,并为难以避免的剩余排放提供碳移除途径。生物质能是以农林剩余物、畜禽粪污和城乡有机废弃物等生物质资源为原料,经热化学或生物转化形成电力、热力以及气体和液体燃料的可再生能源^[3]。依托其能源载体和生物源碳载体属性,生

物质能可承担化石能源替代、有机废弃物减排和碳移除3类任务。农林剩余物可转化为电力、热力和燃料,用于替代部分化石能源;畜禽粪污和厨余垃圾经能源化处理后,可在回收能源的同时减少传统处置过程中的甲烷排放^[3-4]。生物质能碳捕集与封存可将生物质转化过程中产生的生物源CO₂捕集并封存于地质^[5];生物质经热解后,生物源碳转化为稳定性较高的生物炭,施用于适宜土壤后可延长碳的保存时间^[6]。由此可见,生物质能在参与化石能源替代、有机废弃物减排和碳移除等方面具有重要作用。

目前国内外研究已从资源供给、工程利用和生命

收稿日期:2026-06-15 修回日期:2026-07-28 网络出版日期:2026-07-30

基金项目:国家自然科学基金面上项目(52370193)

作者简介:徐浩峰(2001—),男,硕士生。研究方向:可持续生态学。E-mail:haofengxu@stu.cqu.edu.cn

* 通信作者:杨 易,教授,E-mail:yi.yang@cqu.edu.cn

周期影响等方面分析了生物质能在减缓气候变化中的作用。Hanssen等^[7]在统一生物能源需求情景下比较了8个综合评估模型,研究发现,农林剩余物可在未来生物能源供应中发挥重要作用,但不同模型给出的供应量差异较大,主要受农业和林业生产、资源可获得性及模型结构影响。原料进入工程利用环节后,技术路线和供应链条件进一步影响其潜力。Liu等^[8]以美国东北部的柳树、柳枝稷和芒草为原料,比较了3种燃料产品。结果显示,生物质发电成本最高,能源转化效率和运输距离显著影响环境表现和供能成本。Liu等^[4]进一步对美国不同地区的农林剩余物、畜禽粪污和城市固体废弃物进行了县域尺度生命周期评价,同一原料的不同转化方式,往往无法同时兼顾最大能源产出、最高净收益和最大减排效果。Calvin等^[3]在综述全球生物能源减排研究后指出,生物质能的气候效益和可持续性取决于原料类型、管理方式、区域条件和部署规模,同时受到能源替代关系与土地利用变化的影响。上述研究表明,生物质能的减排效果不仅取决于可持续供给量,也取决于原料类型、利用方式和转化工艺。

中国已在生物质能的资源评估、产业应用和政策支持方面开展研究,并逐步由总量估算拓展至空间分布格局和可持续供给核算。Wang等^[9]的高空间分辨率研究表明,农林剩余物的分布和可获取条件具有明显的区域差异。Xu等^[10]基于31个省级地区2020年数据,估算农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污3类资源合计的理论潜力约为36 EJ;扣除收集困难和收储运损失后,可收集潜力约为26 EJ;进一步扣除还田、饲料、肥料、既有能源利用及其他用途后,可持续用于生物能源的潜力约为10 EJ。3个潜力层级之间的差异说明,全国资源总量还需经过可收集性和既有用途扣减,才能用于判断实际生物质能供应规模。产业方面,中国现代生物质发电和供热利用持续增长,但当前仍以固体生物质利用为主。2022年生物质发电约占全国发电量的2%,生物能源约占交通终端能源消费的1.2%,在生物天然气和液体生物燃料方面的利用规模仍然有限^[11]。政策方面,《“十四五”可再生能源发展规划》进一步部署生物质清洁供热、县域生物天然气和有机废弃物资源化利用,并推动生物质发电向热电联产转变^[12]。《可再生能源发展“十五五”规划》提出因地制宜推进生物质能多元高效利用,稳步发展生物质供热和生物天然气,积极发展生物柴油、非粮燃料乙醇和生物航空煤油,并加强与有机废弃物资源化利用的协同^[13]。政策重点逐步转向多元利用和提高效率,但产业仍以固体生物质利用为主,全国资源潜力无法直接

转化为具体项目的原料供应量。基于上述分析,亟需探讨在全球低碳转型背景下中国生物质能资源潜力评估、用途变化和未来发展路径,然而,目前尚未有研究对这一问题进行解答。

基于上述研究进展,本文围绕3个相互衔接的问题展开叙述。第一,不同温控情景下全球生物质能的用途如何变化?本文筛选IPCC AR6情景数据库(World v1.1)“World”区域的C1~C3情景,比较2030年和2050年生物质一次能源、生物质发电、生物质液体燃料、BECCS二氧化碳封存量和能源作物用地等指标,识别不同温控路径下生物质能的用途变化。第二,中国生物质资源如何由理论潜力逐步落实为可持续可利用潜力?本文引用农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污的全国研究结果,梳理理论潜力经可收集潜力向可持续可利用潜力递减的过程,并分析全国估算结果应用于具体项目时需要考虑的区域条件。第三,不同利用路径需要满足哪些实施条件?本文结合相关文献和公开项目资料,分析有机废弃物厌氧消化、生物质供热与热电联产、非粮液体燃料、生物炭和BECCS对原料供应、终端需求、基础设施及减排核证的要求。在此基础上,根据技术成熟度和基础设施条件提出中国生物质能近期、中期和长期发展建议,对中国生物质能产业发展提供科学支撑。

1 数据来源与统计汇总方法

政府间气候变化专门委员会(IPCC)第六次评估报告(AR6)情景数据库汇集了多种综合评估模型对全球能源、温室气体排放和土地利用的长期模拟结果^[14-16]。本文将AR6情景数据库作为全球低碳情景参照,并结合中国资源研究、公开项目资料和生命周期核算文献开展对照梳理。AR6情景数据的整理与统计汇总包括以下5个环节。

第1步,筛选情景。《巴黎协定》提出将全球平均温升控制在工业化前水平以上低于2.0℃之内,并努力将温升限制在1.5℃以内^[2]。为分析与上述长期温控目标相对应的低碳路径,本文选取IPCC AR6情景数据库(World v1.1)“World”区域C1~C3类别在2030年和2050年的数据作为研究基础。根据IPCC AR6情景分类,C1为将全球升温限制在1.5℃且无或有限超调的路径,C2为升温在较高幅度超调后回到1.5℃的路径,C3为将升温限制在2.0℃以内的路径^[14-16]。

第2步,识别模型与情景。数据库中的Model字段标识模型名称和版本,Scenario字段用于区分同一模型条目下的不同情景路径。同一模型版本可根据能源

需求、技术成本和减排政策等假设构建多个情景。筛选后,C1、C2和C3分别包含97、133和311个模型-情景组合,对应24、24和32个Model字段条目,主要涉及AIM、GCAM、IMAGE、MESSAGE、POLES、REMIND和WITCH等模型。

第3步,提取指标。本文选取一次能源及其分项、发电量及其分项、生物质液体燃料、交通液体生物燃料、BECCS封存量、耕地面积和能源作物用地等作为变量。其中,一次能源结构、发电结构和能源作物用地占比需要根据分项与相应总量计算;其他绝对量指标直接采用数据库变量值。

第4步,进行模型内和模型间统计。同一模型条目在同一温控类别中可能对应多个情景。若直接汇总全部情景,提供情景较多的模型会在统计结果中占据较大权重。为减少这种影响,本文先计算每个模型-情景组合的指标值,再对同一模型条目、同一类别和同一年份的多个情景取中位数,使每个模型条目只保留一个代表值;最后计算不同模型代表值之间的中位数和四分位数范围^[17]。具体计算见式(1)~(3):

$$X_{s,m,i,t}^C = \frac{R_{s,m,i,t}^C}{\sum_i^n R_{s,m,i,t}^C} \times 100\% \tag{1}$$

$$\tilde{X}_{s,i,t} = \text{median}\left(X_{s,m,i,t}^C\right) \tag{2}$$

$$\tilde{\tilde{X}}_{i,t} = \text{median}\left(\tilde{X}_{s,i,t}\right) \tag{3}$$

式(1)~(3)中: $R_{s,m,i,t}^C$ 和 $X_{s,m,i,t}^C$ 分别为原始值和标准化值,其中C表示温控类别,s表示温控类别下的具体情景,m表示所用评估模型,t表示年份,i表示能源类型,n为能源类型数; $\tilde{X}_{s,i,t}$ 为具体情景层面的代表值; $\tilde{\tilde{X}}_{i,t}$ 为进一步测算得温控类别层面的代表值。本文分析中,对一次能源结构、电力结构和能源作物用地占比等比例指标采用式(1)进行数值标准化;对生物质液体燃料、交通液体生物燃料、BECCS封存量和能源作物用地面积等绝对量指标,保留原始值进行分析,即 $R_{s,m,i,t}^C = X_{s,m,i,t}^C$ 。

第5步,核查覆盖度并限定解释范围。本文按指标统计具有有效数据的Model条目数。比例指标仅在分项和相应总量均有数据时计算。交通液体生物燃料的模型覆盖度较低,因此仅用于观察变化方向。

表1为AR6中C1~C3情景下各指标的可用模型条目数。由表1可知,生物质一次能源、生物质发电和BECCS封存量由多数模型提供。生物质液体燃料在C1、C2和C3中分别有18、20和27个模型提供数据,正文保留其量级比较,并同时报告四分位数范围。交通液体生物燃料分别有7、12和14个模型提供数据,相

关结果只用于观察变化方向。能源作物用地分别有13、14和19个模型提供数据,用于说明全球情景中的土地需求和模型差异。

表1 AR6 C1~C3情景中各指标的可用模型条目数
Tab. 1 Number of model entries providing data for each indicator in AR6 C1~C3 scenarios

类别	模型总数	一次能源与发电	BECCS封存量	生物质液体燃料	交通液体生物燃料	能源作物用地
C1	24	23	23	18	7	13
C2	24	23	23	20	12	14
C3	32	32	30	27	14	19

注:“一次能源与发电”表示两项指标的可用模型条目数相同。
表中数量均指完成同一模型条目内部的情景统计后,仍能提供相应指标数据的模型条目数。

IPCC AR6“World”区域情景用于比较不同温控路径下全球生物质能用途和能源作物用地的变化,为分析中国生物质能发展提供功能参照,但不用于预测中国部署规模。由于研究目的不涉及全球结果向中国的区域下推,本文不对“World”区域数据进行比例缩放或本土化修正。中国资源规模的界定在指标上采用国内公开研究中的理论潜力、可收集潜力和可持续可利用潜力,不同利用方式的实施条件则依据相关文献和公开项目资料进行讨论。

2 全球低碳情景中的生物质能结构与功能

基于上述统计口径,本章归纳C1~C3情景在2030年和2050年的一次能源结构、电力结构、生物质液体燃料、BECCS封存量和能源作物用地变化,结果如图1所示。图1中,各项结果采用模型间中位数,C1-2030表示情景C1、2030年的结果(其他同理),图1(c)和图1(d)中的误差线表示四分位数范围。C1和C2均以1.5℃为温控目标,但C1仅允许无或有限超调,C2允许较高超调后再回到1.5℃;C3则将升温限制在2.0℃以内。

3类情景的差异首先来自温控目标对应的累计碳预算和温度超调要求。C1需要在较早阶段压缩化石能源使用,以减少进入大气的累积CO₂;由于近期减排较深,其长期对净负排放的依赖通常低于高超调路径。C2允许前期出现较高超调,要在本世纪末重新回到1.5℃,需要在中后期加快减排,并通过碳移除抵消前期累积的超额排放。C3对应2.0℃温控目标,可使用的累计碳预算相对较大,因此到2050年的化石能源压缩和碳移除需求总体低于C1和C2^[14]。上述约束通过化石能源替代和碳移除需求影响生物质用途,本章据此依次分析一次能源、电力结构、液体燃料和BECCS的变化。

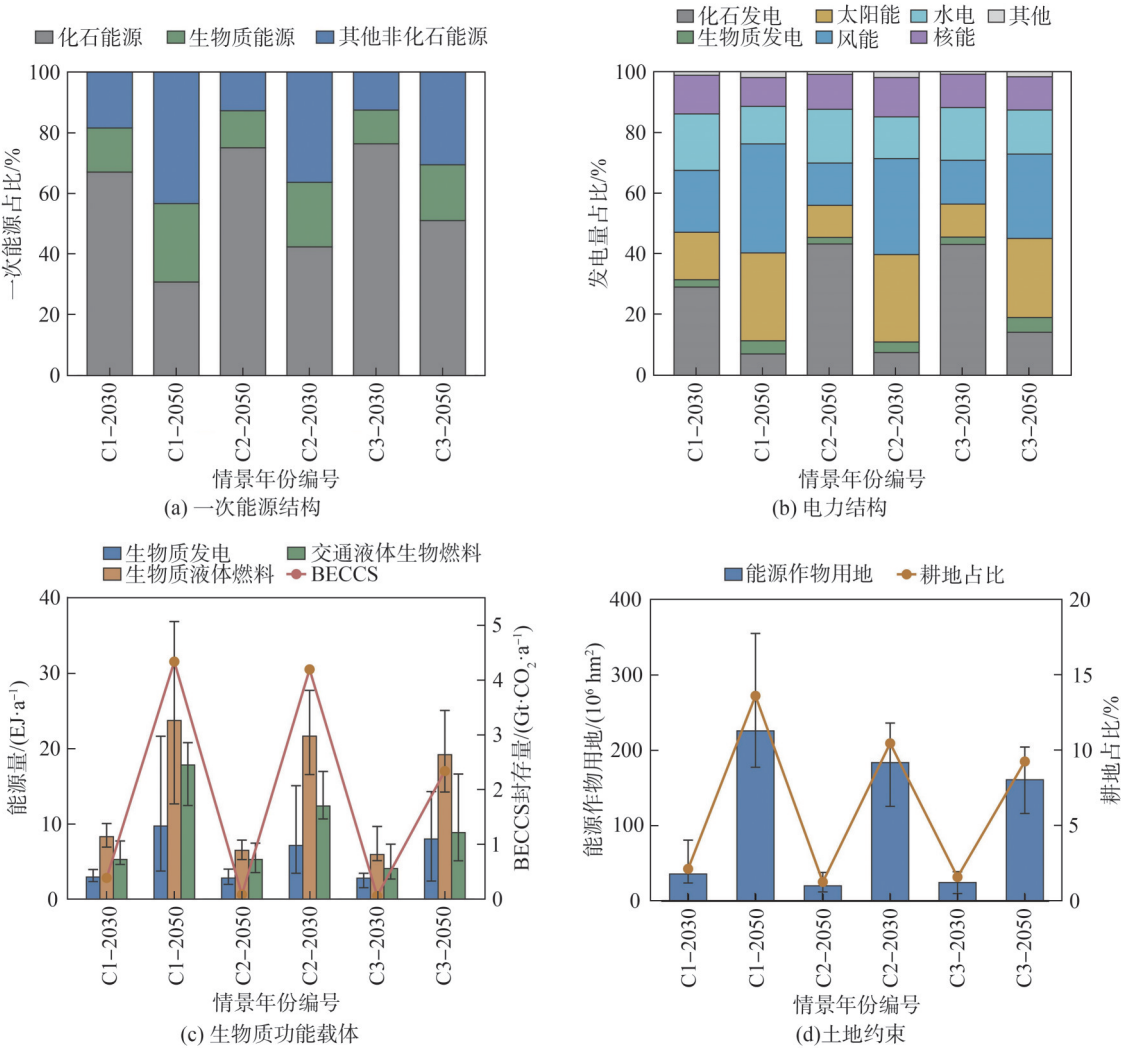


图1 AR6 C1~C3低碳情景中生物质能结构与功能变化

Fig. 1 Changes in biomass energy structure and functions under AR6 C1~C3 low-carbon scenarios

2.1 一次能源结构变化与生物质的长期位置

由图1(a)可知,2030年C1~C3情景中的化石能源占比为67.2%~76.5%,2050年降至30.9%~51.2%,其中,C1降幅最大。同期,生物质一次能源占比由11.1%~14.5%升至18.4%~25.9%。3类情景均表现出化石能源占比下降和生物质占比上升,但调整程度和推进阶段不同。

上述差异与3类情景的碳预算约束相对应。C1需要较早控制累积排放,因而较快压缩化石能源;C2允许前期出现较高超调,其能源结构调整更多集中在2030年以后;C3的温控要求相对较缓,化石能源占比下降幅度也较小。温控目标由此先倒逼化石能源加速退出,再改变低碳能源的需求。生物质一次能源占比虽然在3类情景中均有所提高,但该指标不能说明其具体用于发电、燃料还是碳移除,仍需进一步考察用途结构。

2.2 电力结构变化与生物质发电的作用边界

由图1(b)可知,C1~C3情景中的化石发电占比

由2030年的29.3%~43.4%降至2050年的7.3%~14.5%,风电和太阳能发电占比则在2050年合计达到53.6%~64.6%。3类情景的差异主要体现在化石发电退出和风光扩张的幅度,其中C1调整较快,C2次之,C3相对较缓。

与风电和太阳能相比,生物质发电占比变化较小,仅由2030年的2.2%~2.4%升至2050年的3.5%~4.9%。这表明,电力系统主要通过扩大风电和太阳能、压缩化石发电响应温控要求,生物质发电则保持补充性位置。Sepulveda等^[18]指出,高比例风光电力系统仍需要可调度低碳资源;Johansson等^[19]的研究进一步表明,生物质可在资源条件允许时提供灵活调节能力,并可与碳捕集与封存(CCS)结合实现碳移除。因此,生物质发电的电量贡献相对有限,其可调度特性仍具有系统价值。生物质一次能源占比的进一步增长,还需从液体燃料和BECCS等非电用途加以解释。

2.3 生物质功能载体扩展与可再生碳属性

生物质液体燃料首先表现出 3 类情景共有的增长趋势。由图 1(c)可知,2030—2050 年,C1~C3 情景中的生物质液体燃料由 5.97~8.33 EJ/a 增至 19.21~23.74 EJ/a,交通液体生物燃料由 4.11~5.31 EJ/a 增至 8.88~17.84 EJ/a。液体燃料的增加表明,情景模型在减排深入后将更多生物质用于需要可再生碳的非电用途^[20]。交通液体生物燃料在 C1、C2 和 C3 中分别只有 7、12 和 14 个模型条目提供数据,该指标仅用于比较 2030—2050 年的变化方向。

BECCS 结果进一步显示了 3 类情景在碳移除部署阶段上的差异。C1 的年封存量由 2030 年的 0.39 Gt CO₂ 增至 2050 年的 4.34 Gt CO₂,说明其在 2030 年已经开始形成较明显的碳移除能力。C2 由 0.09 Gt CO₂ 增至 4.20 Gt CO₂,2030 年明显低于 C1,2050 年则接近 C1,表明高超调路径将更多碳移除任务安排在 2030 年以后。C3 在 2050 年的年封存量为 2.34 Gt CO₂,低于 C1 和 C2。作为量级参照,C1 和 C2 的 2050 年中位数约为 2024 年全球化石 CO₂ 排放量的十分之一^[21]。

液体燃料和 BECCS 对应不同的减排需求。液体燃料主要通过替代化石燃料减少排放,BECCS 则通过捕集并长期封存生物源 CO₂ 形成碳移除^[22-23]。C1 较早部署 BECCS,用于配合近期深度减排;C2 前期减排相对较缓,需要在中后期扩大碳移除,以降低超调后的大气 CO₂ 浓度;C3 的温控约束相对较缓,对 BECCS 的需求也较低。需要说明的是,2050 年 C1 的封存量略高于 C2,并不表示 C1 在整个世纪更加依赖碳移除。IPCC 评估表明,高超调路径在 2050 年以后通常需要更多净负排放,才能使升温幅度重新回到 1.5 °C^[14]。

2.4 全球经验与土地风险

C1~C3 情景的温控目标不同,能源转型和碳移除的推进阶段也随之变化。C1 需要较早压缩化石能源,以控制累积排放;C2 允许前期出现较高超调,因而在中后期承担更大的减排和碳移除压力;C3 的碳预算相对宽松,能源结构调整和 BECCS 部署较缓。尽管 3 类情景的推进阶段不同,但其生物质用途呈现相同方向:风电和太阳能承担主要电力增量,生物质发电保持补充作用,液体燃料和 BECCS 的重要性逐步上升。由此可见,减排深入后,生物质的作用逐渐集中于可调度供能、难电气化终端的燃料替代和碳移除,其发展需要根据低碳系统中的具体功能进行配置。

功能扩展进一步增加了生物质原料需求,并将减排压力传导至土地系统。由图 1(a)可知,2050 年,C1、C2 和 C3 情景的能源作物用地中位数分别为 226.4、184.2 和 161.3 百万 hm²;能源作物用地占同期耕地面积的比

例中位数分别为 13.66%、10.50% 和 9.28%。若新增供给主要依赖能源作物种植,生物质减排将同时面临粮食竞争、水资源消耗和生态影响^[24-25]。因此,全球低碳情景所显示的用途变化可为中国提供方向性参照;中国生物质能发展仍应以非粮、低土地竞争型资源为供给基础,并将耕地保护、水资源承载和生态影响纳入开发规模与利用方式的确定过程。

3 中国碳达峰窗口期的生物质资源边界与现实约束

本节引用中国公开研究,比较理论量、可收集量和可持续可利用量的差异,并结合原料既有用途、土地约束和利用条件讨论不同资源的适宜利用方式。不同资源的分布和利用条件差异明显,具体项目的原料供应量仍需结合区域资源密度、收储条件和终端需求核定。

3.1 能源作物用地与中国土地约束

由图 1(d)可知:2030 年 C1、C2 和 C3 情景能源作物用地中位数分别为 35.9×10⁶、20.1×10⁶ 和 24.5×10⁶ hm²,占全球耕地的 1.26%~2.13%;2050 年增至 226.4×10⁶、184.2×10⁶ 和 161.3×10⁶ hm²,占比达 9.28%~13.66%。C1 在 2050 年四分位数范围为 177.9×10⁶~356.2×10⁶ hm²,表明不同模型对能源作物用地扩张规模的判断存在较大差异。上述数据仅用于表征全球深度减排路径的土地压力,不代表中国能源作物用地需求。

上述土地信号需结合中国的耕地保护要求和生态承载条件加以解释。《加快建设农业强国规划(2024—2035 年)》强调严守耕地和永久基本农田保护红线^[26]。大规模、单一化的原料供应可能放大土地与生态压力^[3];相较新增土地扩张,利用残余物和纤维素原料并提高终端效率、维护土地碳汇,更具可持续性^[27]。碳达峰阶段宜侧重开发非粮、低土地竞争型资源,审慎确定能源作物的规模与布局。

3.2 农林剩余物和畜禽粪污:从产生量到可持续可利用量

本文所称“可持续可利用量”,是指在理论产生量基础上,扣除难以收集部分和收储运损失,并在满足还田、饲料、肥料、既有能源利用及其他用途后,剩余可用于生物能源生产的资源量。该指标用于表征全国尺度上可进入能源利用的资源范围,具体项目的实际原料供应量仍需结合资源密度、收集半径、终端需求和配套设施进一步核定。

农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污是中国非粮生物质资源的重要组成,其能源利用需兼顾土壤培肥和养分循环。Xu 等^[10]基于 31 个省级地区 2020 年数据估算:3 类资源的理论产生量约 22.0 亿 t 干物质(质

量)、36 EJ(能量);扣除收集困难和收储运损失后,可收集量约 14.0 亿 t、26 EJ;进一步扣除还田、饲料、肥料、既有能源利用及其他用途后,可持续用于生物能源生产的资源量降至 5.78 亿 t、10 EJ,仅占理论量的 27%。农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污的可持续可利用比例分别约 28%、18% 和 38%。

农业剩余物能源化前需划定可持续离田边界,林业剩余物则需核定可持续收集规模。多模型比较表明,两类资源的可利用规模均受空间分布、收集条件和生态约束影响^[7]。秸秆应优先满足还田培肥及其他既有用途,林业剩余物的收集还需维护森林养分和生态功能。具体比例应结合区域生产条件与生态需求确定。

畜禽粪污的主要限制来自高含水率和集中养分负荷。工程规模需与周边耕地的氮磷承载能力相匹配,并同步控制贮存过程的甲烷、氨和臭气排放。厌氧消化可回收沼气,但其持续运行取决于沼液沼渣的稳定消纳。

因此,农业生物质能源化应以可持续离田量和养分消纳能力为边界,并按照原料含水率和既有用途确定处理方式;具体转化和农田利用过程见第 4.1 和 4.4 节。

表 2 中国主要非粮生物质资源现状、开发限制与适宜利用方向

Tab. 2 Main non-food biomass resource types, resource boundaries and suitable utilization directions in China			
资源类型	资源现状	差异化开发限制	适宜利用方向
农作物秸秆及农业剩余物	2024 年全国秸秆总量为 8.7 亿 t,可收集量为 7.3 亿 t,秸秆综合利用率稳定在 88% 以上 ^[28]	可持续离田量需兼顾土壤有机质维持、养分补偿及饲料化、基料化等既有用途;作物类型和含水率影响原料品质	优先保障还田、饲料化、基料化和区域养分循环;可离田部分配置于成型燃料、县域供热、热电联产、生物炭和木质纤维素燃料
畜禽粪污	2019 年全国畜禽粪污产生量为 30.5 亿 t ^[29] ;国家发展改革委 2025 年 6 月发布的材料显示,全国畜禽粪污综合利用率达到 79.4% ^[30]	高含水率和集中氮磷负荷制约处理规模;病原控制、甲烷和氨排放以及沼液沼渣消纳影响项目持续运行	在养殖密集区和农牧结合区发展厌氧消化、生物天然气、沼液沼渣还田和有机肥生产,形成“处理—能源—养分”闭环
林业剩余物与木质残余物	2018 年全国 11 类林业剩余物资源潜力约 3.35 亿 t,包括木竹采伐加工及森林抚育剩余物 ^[9]	采伐剩余物利用强度受森林养分回归、生物多样性和生态功能约束;加工残余物供应随木材加工活动变化	林业加工残余物、修枝残余物和木质废料可用于颗粒燃料、工业或园区供热、热电联产、生物炭和木质纤维素燃料
厨余垃圾与生活垃圾有机组分	世界银行 2019 年报告汇总的资料显示,中国城市生活垃圾中食物类组分约占 60%,含水率约为 45%~65%,有机质含量较高 ^[31]	源头分类纯度、盐分、油脂和塑料杂质影响厌氧消化稳定性、产品质量和残余物利用	厨余垃圾宜进入厌氧消化、生物天然气、堆肥或协同处理;混合垃圾中不可回收组分可用于焚烧余热利用和园区供热
市政污泥	2023 年全国纳入排放源统计调查的污水处理厂污泥产生量为 5 333.2 万 t,处置量为 5 316.6 万 t ^[32]	高含水率增加脱水和干化能耗;病原体、重金属和有机污染物水平决定后续利用方式	可采用浓缩脱水、厌氧消化、干化焚烧、协同焚烧和热解碳化等稳定化处理;污染风险可控时探索污泥炭或建材化利用
废弃油脂、餐厨废油和动物脂肪	美国农业部海外农业局 2025 年报告估计,中国每年收集废弃食用油约 52 亿 L,其中,2024 年约 33 亿 L 用于生物柴油和可再生柴油生产 ^[33]	原料溯源、掺混风险、重复核算和低碳认证影响生命周期减排量认定;出口、生物柴油和航空燃料之间存在原料竞争	可面向航空、航运、重型运输等难电气化场景,用于生物柴油、可再生柴油和可持续航空燃料,并强化原料溯源与生命周期减排认证

注:数据用于确定资源核算起点,不直接代表能源化规模;可持续可利用量还需扣除既有用途、生态保留、收储运损失及污染控制要求。畜禽粪污和市政污泥采用湿重口径,文献[10]采用干物质口径,相关数据不能直接比较或加总。厨余垃圾和废弃油脂信息也不用于推算统一的全国可持续可利用量。

3 类主要资源的可持续可利用量约 10 EJ,仅为理论量的 27%,且林业剩余物的可利用比例最低^[10],说明统一资源系数难以反映原料差异。该结果采用 2020 年

3.3 城乡有机废弃物治理场景与工程组织约束

城乡有机废弃物兼具资源回收与环境治理属性,可根据含水率和污染风险选择生物处理、热处理或协同处置,在控制污染的同时回收能源。具体路径还需与现有设施相匹配。

Liu 等^[4]指出,不同废弃物与转化路径的能源和减排绩效存在差异。厨余垃圾的源头分类质量直接影响后续处理:杂质少、组分稳定的原料适合厌氧消化或堆肥,混合程度较高则会增加预处理负荷和残余物处置压力。市政污泥需根据含水率和污染物水平选择厌氧消化、焚烧或热解路径。

因资源分散且能量密度较低,县域和园区成为重要的组织尺度。县域便于衔接农业原料与养分循环,园区可依托集中设施和稳定热负荷开展梯级利用。本文在第 4 节结合案例说明其具体模式。

3.4 从资源总量转向可持续可利用量

各类生物质资源普遍受空间分布、收集运输和终端消纳条件约束,具体开发限制则随原料性质而异。

表 2 列出各类资源现状、开发限制和适宜利用方向。

干物质口径,仅覆盖农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污,未包括厨余垃圾、市政污泥和废弃油脂。项目规模仍需结合既有用途、收集半径和终端需求来确定。

4 中国生物质能的功能定位与可持续利用路径

资源边界明确后,路径选择时需要梳理不同利用方式的减排或碳移除作用、原料条件、工程组织方式、实施门槛和核证基础。由于不同路径的功能定位、评价单位、系统边界和数据来源并不一致,现有公开数据不宜直接用于横向成本收益比较、减排效

率比较或路径优劣排序。废弃物治理、供热与非电燃料主要体现为避免排放或能源替代,生物炭和 BECCS 涉及长期碳储存,两类路径的评价单位和核算边界不同。表 3 汇总各路径的适配资源、主要作用、公开案例或文献量级、实施门槛和适宜场景;表 3 中数据仅用于说明不同路径的适用条件和核算要求,不作为不同技术路径之间成本、减排效率或优先级排序的依据。

表 3 中国生物质能主要可持续利用路径的实施条件与证据边界

Tab. 3 Implementation conditions and evidence boundaries of major sustainable bioenergy pathways in China

技术路径与适配资源	主要减排或碳移除作用	公开案例或文献量级	实施门槛与适宜场景
废弃物治理与厌氧消化:畜禽粪污、秸秆垫料、尾菜等	避免甲烷排放;沼气替代化石能源	山东案例:处理 1 800 t/d;投资 8 700 万元;每年减排 6 万~8 万 t CO ₂ 当量;计入 CCER 后回收期由 10.5 a 缩短至 8.5 a ^[34]	原料连续供应、甲烷逸散控制、沼液沼渣消纳及监测成本;适合养殖集中、种养结合基础较好的县域
供热与热电联产:秸秆、林业加工残余物	燃煤供热替代与电力调度支撑	安平案例:装机 30 MW,年耗秸秆约 30 万 t,投资 5 亿元,案例估算年减排约 52 万 t CO ₂ ^[35]	稳定热负荷、长期燃料合同、烟气治理及灰渣去向;适合粮食主产区县城和连续用汽园区。单一发电适用于具有明确调度、保供或废弃物处置需求的场景
生物天然气与非粮液体燃料:粪污、厨余垃圾、废弃油脂	替代天然气或石油燃料	镇海炼化:装置能力 10 万 t/a;生命周期排放可降低 50% 以上;案例估算年减排约 8 万 t CO ₂ ;公开可比投资成本缺失 ^[36]	原料溯源、氢源碳强度、燃料质量和可持续性认证;生物天然气适合养殖集中县域,液体燃料适合炼化基地及航空、航运枢纽
生物炭:经可持续离田核定的清洁秸秆、稻壳及可持续收集的林业加工剩余物	合格生物炭施入土壤并形成长期碳储存;副产气体和热量替代化石能源	全球文献成本 10~345 美元/t CO ₂ ^[37] ;安徽案例年用原料 2.8 万 t,投资约 2 000 万元、产生物炭 0.84 万 t ^[38]	可持续原料、稳定碳比例、热解能耗、污染物控制、农田适宜性、最终去向与储存持续性;适合原料集中、具备热负荷和安全还田条件的县域或园区
BECCS:生物乙醇发酵、生物天然气提纯等集中生物源 CO ₂ 流	生物源 CO ₂ 捕集与地质储存	全球文献成本 15~400 美元/t CO ₂ , TRL 为 5~6;国内商业项目完整成本尚缺 ^[37]	可从气流稳定、浓度较高、便于计量且邻近运输和封存条件的碳源开展示范;核算需覆盖生物源比例、捕集能耗、运输损失、封存量和长期泄漏风险

注:中国国内案例仅用于说明工程量级,不代表全国平均水平。安平的减排量主要依据化石能源替代估算,不能等同于完整生命周期净减排或净移除。生物炭和 BECCS 成本来自 IPCC 汇总的全球文献,不代表中国项目成本。

4.1 有机废弃物治理与农业资源循环

本文所称农业资源循环,是指农业有机剩余物经过分类处理后,在回收能源的同时,将符合环境安全要求的养分载体或稳定碳材料返回农田,使废弃物处理与农业生产重新衔接。根据原料性质,这一过程可分为养分回流和稳定碳回归两类。粪污、尾菜等高含水原料适合厌氧消化,产生的沼气用于供能,沼液沼渣经处理达标后还田,主要实现养分回流;扣除直接还田、饲料等既有用途后,经可持续离田核定的清洁干质剩余物可进入热解系统,合格生物炭施入适宜土壤,主要实现稳定碳储存。

有机废弃物资源化可统筹环境治理、甲烷控制和资源回收。粪污、厨余等高含水原料适合厌氧消化,沼气可直接供能或提纯为生物天然气,沼液沼渣在满足环境安全要求后还田。其温室气体减排主要来自避免传统贮存产生的甲烷,以及利用沼气替代化石能源。

县域集中处理需要在可管理范围内组织原料、灰

氧处理、能源利用和沼肥消纳。山东项目日处理农业废弃物 1 800 t;计入国家核证自愿减排量(CCER)收益后,回收期有所缩短,但需增设沼气流量、甲烷浓度和能源产出监测设备,并接入数据联网系统^[34]。相关方法学还要求外供能源独立计量、沼气回收、沼液沼渣农田利用和监测数据联网^[39]。项目是否持续运行仍取决于原料供应、能源销售、甲烷控制和沼肥消纳的情况。

有机废弃物能源化的碳核算应覆盖基准线、项目排放和能源替代。基准线包括原处理方式产生的温室气体及被替代化石能源排放;项目排放主要来自甲烷逸散、沼肥处理、外购能源和运输;替代量依据独立计量的电力、沼气或生物天然气确定。项目落地还需具备甲烷控制、沼肥承接、能源计量和第三方核查能力,因而更适合养殖集中、种养结合且消纳空间稳定的县域^[34,39]。

上述分流方式表明,县域尺度可将高含水原料的厌氧消化与干质剩余物的热解利用衔接起来,分别实现养分回流和稳定碳储存;生物炭的碳移除核算见第 4.4 节。

4.2 生物质发电、供热与热电联产

本文按照有用能源输出形式区分单一发电、直接供热和热电联产。单一发电将生物质转化为电力,不向外部用户供应可利用热量;直接供热向用户提供蒸汽、热水或工艺热,不以发电为主要目的;热电联产在发电的同时回收并供应可利用热量。3种形式可以共用原料收储、燃料处理和污染控制等环节,主要区别在于能源产品和负荷条件。单一发电的系统价值与电力调度需求有关^[18-19],直接供热依赖稳定热用户,热电联产还需使机组运行与热负荷相匹配。相关案例表明,热电联产的综合利用效率取决于所产热量能否被持续、有效利用^[35]。

生物质的调度价值源于燃料可储存和转化过程可控。可调度低碳资源有助于降低深度脱碳电力系统的整体成本^[18];生物质可在风光供能不足时发挥较高价值,但其边际价值会随可用量增加而下降^[19]。因此,县域和园区应侧重稳定供热、热电协同和负荷补充,并通过有效用热提高原料利用效率。

河北安平和深圳老虎坑项目分别展示了县域供热与园区供汽模式。前者依赖区域秸秆收储、供热网络和长期经营关系;后者面向园区内50余家企业供汽,平均约600 t/d、年供汽约16万t,其运行依赖稳定用户和参数匹配^[35]。老虎坑使用混合生活垃圾,气候核算还需区分烟气中的生物源碳和化石源碳,避免将全部能源产出计入生物质减排。

3种利用形式需要分别评价。单一发电重点考察发电效率、可调节出力和全生命周期排放;直接供热重点考察供热效率、有效供热量和化石燃料替代量;热电联产重点考察热电综合效率、有效供热小时数、热电比和生命周期净减排。具备连续热负荷的县域和园区可发展直接供热或热电联产;缺少稳定热用户的项目不宜仅依据装机规模推定原料利用效率,单一发电规模还需结合调度、保供或废弃物处置需求确定。

4.3 非电燃料与可再生碳利用功能

中国当前仍以固体生物质利用为主,交通生物燃料占比较低^[11]。替煤供热情况已在第4.2节讨论,本节重点分析生物天然气和非粮液体燃料:前者衔接县域有机废弃物治理与燃气需求,后者服务电气化难度较高的运输部门。

生物天然气路径的工程重点在于将厌氧消化产生的沼气提纯至稳定燃料品质,并与管网、车用燃料或工业用户衔接。其减排效益受提纯能耗、甲烷逃逸、终端替代对象和原料来源影响。养殖集中县域可将生物天然气生产与粪污治理体系协同建设,以稳定气源

和本地终端需求支撑项目运行。

非粮液体燃料主要服务航空、航运和重型运输。镇海炼化以餐饮废油生产航空燃料,年设计能力10万t,生命周期CO₂排放较传统航煤可降低50%以上,满负荷案例估算年减排约8万t CO₂^[36];其获得的两项国际可持续性认证表明,产业化还需满足原料追溯、生命周期碳强度和可持续性认证^[40]。废弃油脂加氢处理酯和脂肪酸(HEFA)路线已具备产业基础,但可收集规模受到收集体系和出口流向限制,同时面临生物柴油、可再生柴油和可持续航空燃料(SAF)之间的原料竞争^[33]。该类原料适合近期高价值利用,长期增量需求还需木质纤维素等非粮资源支撑。

中国木质纤维素燃料目前仍以技术验证和示范为主,中长期可继续推进纤维素乙醇—醇制航煤(ATJ)和生物质气化—费托合成等路线的工程示范^[33,41]。

4.4 生物炭、BECCS与本土化碳核证

如第4.1节所述,经可持续离田核定的清洁秸秆、稻壳和可持续收集的林业加工剩余物,可作为生物炭生产原料。热解过程产生生物炭及可利用的气体和热量。其中,气体和热量替代化石能源可避免相应排放,合格生物炭施入适宜土壤后,其中的稳定碳可形成长期碳储存^[6]。两类气候效益应分别核算,并扣除原料收集、运输、热解和施用过程的排放。用于燃料、短寿命产品或去向不明的炭产品,应按实际用途核算,不计入实际土壤碳储存。

生物炭和BECCS均可形成碳移除,但储存介质、成熟度和基础设施需求不同。IPCC AR6汇总的生物炭成本为10~345美元/t CO₂、技术成熟度(TRL)为6~7, BECCS为15~400美元/t CO₂、TRL为5~6^[37]。这些全球文献值受原料、工艺和系统边界影响,仅用于判断量级,不能直接作为中国项目成本。两类路径的净移除量均需扣除供应链和转化过程排放。

安徽项目(表3)“农业剩余物—热解供热—生物炭联产”年用稻壳和秸秆2.8万t,产生生物炭0.84万t,收入主要来自蒸汽和炭产品^[38]。该案例展示了工程规模和收入结构,其碳移除效益仍需补充生物炭去向、稳定碳含量和储存持续性数据。若开发农业碳移除项目,还需测定稳定碳,扣除收集、热解、运输和施用排放,并核实产品质量、农田去向和储存持续性。

生物炭项目应建立覆盖原料来源、热解过程、产品质量、农田施用和储存持续性的MRV(monitors, reporting and verification)链条,记录原料可持续性依据、干基质量与运输距离、过程能耗与生物炭产率、稳定碳与污染物水平、最终施用地块。净移除量以进入

合格长期用途的稳定碳为基础,扣除全生命周期排放;副产能源替代、生物炭碳移除和肥料替代效益应分别核算。《生物炭还田固碳减排量核算与报告指南》(NY/T 4867—2025)可作为国内核算与报告基础^[42],碳市场应用还需明确基准线、额外性、泄漏、持续性和第三方核查规则。

BECCS 可从生物乙醇发酵、生物天然气提纯等高浓度、稳定且易计量的 CO₂ 源开展示范^[43],再评估是否向热电联产气源扩展。MRV 应覆盖碳源、捕集、运输和封存,核定原料可持续性、生物源比例,监测捕集量、能耗、运输损失、注入量和泄漏风险。净移除量以实际封存的生物源 CO₂ 为基础,扣除全供应链排放,并避免与能源替代重复计算。BECCS 的生命周期净移除量取决于原料、转化、捕集、运输和封存全过程^[5],LCA 可支持系统边界、基线、持续性和不确定性处理^[44]。

中国尚缺少公开完整成本和长期封存监测数据的商业化 BECCS 项目,应尽快推进高浓度生物源 CO₂ 捕集示范、封存场地匹配和方法学建设。《科技支撑碳达峰碳中和实施方案(2022—2030 年)》已将 BECCS 列入负碳技术研发与示范方向^[45]。现阶段宜将其定位为示范和技术储备,是否规模化部署仍取决于成本、运输、封存及长期监测条件。

4.5 路径适用条件与分阶段部署依据

由表 3 可知,路径适用性主要受原料特性、终端需求和核证条件影响。高含水有机废弃物适合在原料供应和沼肥消纳稳定的县域开展厌氧处理;干质剩余物的供热与热电联产依赖连续热负荷和稳定的收储体系。生物天然气与非粮液体燃料需分别衔接区域燃气需求和难电气化运输需求。生物炭还需落实安全还田,并完成稳定碳含量测定和储存核证,BECCS 则受到碳源浓度、运输和封存条件制约。上述条件为分阶段部署提供依据,具体发展建议见第 5.2 节。

公开案例显示,各路径的成本来源和收入结构存在差异。原料收储运是部分生物能源供应链的重要成本来源,其影响随资源密度、运输半径和供应链组织方式而变化^[8]。厌氧消化收入包括处理费、能源销售和碳收益;山东案例(表 3)中,CCER 收益可将回收期由 10.5 a 缩短至 8.5 a,但甲烷控制、核查和沼肥消纳仍形成持续成本^[34]。供热与热电联产取决于有效供热小时、燃料合同和热力销售;非粮液体燃料尚缺乏公开可比的投资或单位减排成本。安徽生物炭案例(表 3)收入主要来自蒸汽和炭产品,碳收益以稳定碳核证为前提^[38];BECCS 还需承担捕集、运输、封存和监测成本^[37]。

现有案例中的投资、回收期和成本数据主要用于

说明实施门槛,统一口径的技术经济比较仍需长期运行数据和区域参数支持。

5 结论、政策建议与展望

5.1 主要结论与综合认识

本文围绕“全球低碳系统可能需要生物质承担什么功能、中国实际有多少原料能够用于能源、不同利用方式需要满足什么条件”3 个问题,对 IPCC AR6 全球情景、中国资源研究、公开项目资料和 LCA 和 MRV 文献进行了对照梳理,形成以下认识:

1) 全球低碳情景表明,生物质能在难以直接电气化领域的燃料替代和碳移除中的作用逐步增强。到 2050 年,生物质发电占比将为 3.5%~4.9%,主要承担可调度补充功能;生物质液体燃料供应量和 BECCS 二氧化碳年封存量较 2030 年增加;同期能源作物用地中位数将达到 161.3~226.4 百万 hm²。因此,全球情景可用于识别生物质能的用途变化及其土地需求,不用于推算中国生物质能的部署规模。

2) 中国生物质能的实际供应规模需要由理论潜力逐步落实到可持续可利用量。已有全国研究估算,农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污 3 类资源合计的理论潜力、可收集潜力和可持续可利用潜力分别约为 36、26 和 10 EJ。3 个层级之间的差异表明,具体项目规模还需结合当地资源密度、既有用途、收集距离和终端需求确定。可持续可利用量是衔接资源清查与项目规模核定的重要依据。

3) 不同利用路径能否成立,取决于原料性质、终端需求和减排核证条件。有机废弃物处理需要稳定的原料供应和产物消纳渠道,供热与热电联产需要连续热负荷,非粮液体燃料需要原料追溯和生命周期碳排放核算,生物炭和 BECCS 还需核查实际碳储存量及其持续性。

现有证据可用于识别不同路径的适用条件和发展阶段,尚不足以形成全国统一的成本收益结论、减排效率比较或优先级排序。综上,本文归纳出“全球功能参照—中国资源核定—原料与终端匹配—全生命周期核证”的判断顺序。中国生物质能发展应依据当地可持续可利用量核定项目规模,结合原料性质和终端需求选择利用方式,并分别以可核证的生命周期净减排量或净碳移除量评价项目贡献。

5.2 政策建议

本文根据“双碳”目标、技术成熟度和基础设施条件,将生物质能发展建议划分为 3 个阶段。短期对应 2030 年前的碳达峰窗口期;中期为 2030 年后至 2050 年前后的深度减排和区域基础设施完善阶段;长期面向

2060年前碳中和目标,重点建设生物源碳管理和负排放能力。上述划分用于说明不同路径的阶段性重点,实际推进时间仍需结合区域资源、项目条件和基础设施建设进展确定。

短期应摸清资源边界,完善成熟项目的运行管理和减排核证。按照理论产生量、可收集量、既有用途扣除量和可持续可利用量建立分级台账,将土壤碳与养分维持要求、运输半径、终端需求和副产物去向纳入项目论证与准入。产业布局可重点面向畜禽粪污、厨余垃圾和农业剩余物治理,并与粮食烘干、县域供暖和园区蒸汽等稳定热负荷衔接;财政和碳市场支持宜与经核证的实际减排绩效挂钩。

中期应完善区域基础设施,提高非粮资源利用效率。依托养殖集中区和有机废弃物处理设施发展生物天然气,衔接原料收集、气体提纯、管网接入和粪肥消纳。在规范利用废弃油脂的同时,拓展木质纤维素等非粮原料,推进木质纤维素制乙醇及其醇制航煤路线示范,完善原料追溯和生命周期碳强度认证。生物炭项目应加强产品质量、稳定碳含量和最终用途管理,逐步形成可用于项目核算和减排核证的技术规范。

长期应建设生物源碳管理和负排放基础设施。可从生物乙醇发酵、生物天然气提纯等高浓度生物源CO₂源开展BECCS示范,逐步完善CO₂运输、地质封存和长期监测体系,衔接捕集、运输和封存环节的核算规则。后续规模扩展应以经核证的全链条净移除量为依据,并综合评估净移除成本、生态约束和区域封存条件。

5.3 研究局限与未来展望

本研究仍存在以下3个方面局限:

第一,国内资源数据的年份和统计口径尚未统一,部分资源仅有理论量或利用结构数据,缺少连续、可核查的可持续可利用量。本文引用的2020年干物质口径数据仅覆盖农业剩余物、林业剩余物和畜禽粪污。文中案例的系统边界和财务口径并不一致,案例结果仅用于说明特定项目的成本收益来源和实施条件,不能据此推导出全国统一的成本或盈利结论。

第二,AR6“World”区域C1~C3情景仅用于识别全球用途变化,不能反映中国能源结构、土地条件和产业政策的区域差异和动态变化,也不能预测中国部署规模。交通液体生物燃料和能源作物用地的模型覆盖度相对较低。模型内中位数处理虽然减弱了同一模型中情景数量差异造成的权重影响,但不能消除模型结构和技术假设带来的不确定性。

第三,本文尚未在省县尺度系统比较资源密度、运输距离、终端热负荷和环境容量,公开项目案例的适用性仍需结合当地条件判断。本文对生物炭和BECCS核算与监测要求的讨论主要依据现有文献,公开的长期运行数据和第三方核证结果仍然较少。

后续研究应建立统一口径、高空间分辨率的生物质资源数据库,发展与中国能源、农业和土地系统相衔接的区域情景模型,并在农业废弃物利用、生物炭和高浓度生物源CO₂示范项目中开展长期监测与第三方核证。通过衔接空间资源数据、工程成本、生命周期排放和项目核证结果,提高路径选择的区域适配性和实施可行性。

参考文献:

- [1] 国务院. 国务院关于印发2030年前碳达峰行动方案的通知:国发〔2021〕23号[EB/OL].(2021-10-24)[2026-06-01]. https://www.gov.cn/zhengce/content/2021-10/26/content_5644984.htm.
- [2] United Nations Framework Convention on Climate Change. Paris agreement[EB/OL].(2015-12-12)[2026-06-01].https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf.
- [3] Calvin K, Cowie A, Berndes G, et al. Bioenergy for climate change mitigation: Scale and sustainability[J]. GCB Bioenergy, 2021, 13(9): 1346-1371.
- [4] Liu Bo, Rajagopal D. Life-cycle energy and climate benefits of energy recovery from wastes and biomass residues in the United States[J]. Nature Energy, 2019, 4(8): 700-708.
- [5] Fajardy M, Mac Dowell N. Can BECCS deliver sustainable and resource efficient negative emissions? [J]. Energy & Environmental Science, 2017, 10(6): 1389-1426.
- [6] Lehmann J, Cowie A, Masiello C A, et al. Biochar in climate change mitigation[J]. Nature Geoscience, 2021, 14(12): 883-892.
- [7] Hanssen S V, Daioglou V, Steinmann Z J N, et al. Biomass residues as twenty-first century bioenergy feedstock—a comparison of eight integrated assessment models[J]. Climatic Change, 2020, 163(3): 1569-1586.
- [8] Liu Weiguo, Wang Jingxin, Richard T L, et al. Economic and life cycle assessments of biomass utilization for bioenergy products[J]. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2017, 11(4): 633-647.
- [9] Wang Rui, Cai Wenjia, Yu Le, et al. A high spatial resolution dataset of China's biomass resource potential[J]. Scientific Data, 2023, 10: 384.
- [10] Xu Yifan, Smith P, Qin Zhangcai. Sustainable bioenergy contributes to cost-effective climate change mitigation in China[J]. iScience, 2024, 27(7): 110232.

- [11] IEA Bioenergy. Implementation of Bioenergy in China: 2024 Update[R/OL]. https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2024/12/CountryReport2024_China_final.pdf.
- [12] 国家发展改革委,国家能源局,财政部,等.“十四五”可再生能源发展规划[R/OL]. 2022-06-01. <https://www.ndrc.gov.cn/xwd/tzgg/202206/P020220602315650388122.pdf>.
- [13] 国家发展改革委,国家能源局. 国家发展改革委国家能源局关于印发《可再生能源发展“十五五”规划》的通知:发改能源〔2026〕1067号[EB/OL]. (2026-07-06)[2026-07-20]. https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/zcfb/tz/202607/t20260723_1406641_ext.html.
- [14] Riahi K, Schaeffer R, Arango J, et al. Mitigation pathways compatible with long-term goals[M]//Climate change 2022: Mitigation of climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 2023: 295-408.
- [15] Byers E, Krey V, Krieglner E, et al. AR6 Scenarios Database [DS/OL]. Zenodo(2022) [2026-06-01]. <https://data.ene.iiasa.ac.at/ar6/>.
- [16] Kikstra J S, Nicholls Z R J, Smith C J, et al. The IPCC Sixth Assessment Report WGIII climate assessment of mitigation pathways: From emissions to global temperatures[J]. Geoscientific Model Development, 2022, 15(24): 9075-9109.
- [17] Peters G P, Al Khouradje A, Sognaes I, et al. AR6 scenarios database: An assessment of current practices and future recommendations[J]. NPJ Climate Action, 2023, 2: 31.
- [18] Sepulveda N A, Jenkins J D, de Sisternes F J, et al. The role of firm low-carbon electricity resources in deep decarbonization of power generation[J]. Joule, 2018, 2(11): 2403-2420.
- [19] Johansson V, Lehtveer M, Göransson L. Biomass in the electricity system: A complement to variable renewables or a source of negative emissions? [J]. Energy, 2019, 168: 532-541.
- [20] Millinger M, Hedenus F, Zeyen E, et al. Diversity of biomass usage pathways to achieve emissions targets in the European energy system[J]. Nature Energy, 2025, 10(2): 226-242.
- [21] Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones M W, et al. Global carbon budget 2024[J]. Earth System Science Data, 2025, 17(3): 965-1039.
- [22] Patrizio P, Fajardy M, Bui M, et al. CO₂ mitigation or removal: The optimal uses of biomass in energy system decarbonization[J]. iScience, 2021, 24(7): 102765.
- [23] Daioglou V, Rose S K, Bauer N, et al. Bioenergy technologies in long-run climate change mitigation: Results from the EMF-33 study[J]. Climatic Change, 2020, 163(3): 1603-1620.
- [24] Stenzel F, Greve P, Lucht W, et al. Irrigation of biomass plantations may globally increase water stress more than climate change[J]. Nature Communications, 2021, 12: 1512.
- [25] Braun J, Werner C, Gerten D, et al. Multiple planetary boundaries preclude biomass crops for carbon capture and storage outside of agricultural areas[J]. Communications Earth & Environment, 2025, 6: 102.
- [26] 中共中央, 国务院. 加快建设农业强国规划(2024—2035年)[EB/OL]. (2025-04-07)[2026-06-01]. https://www.mee.gov.cn/zcwj/zyygwj/202504/t20250407_1106860.shtml keywords=2024.
- [27] Creutzig F, Ravindranath N H, Berndes G, et al. Bioenergy and climate change mitigation: An assessment[J]. GCB Bioenergy, 2015, 7(5): 916-944.
- [28] 农业农村部科学技术司. 秸秆去哪里,“五化”告诉你[EB/OL]. (2025-10-17)[2026-06-01]. https://kjs.moa.gov.cn/hbny/202510/t20251017_6478240.htm.
- [29] 农业农村部. 农业农村部关于贯彻实施《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》的意见[EB/OL]. (2021-08-30)[2026-06-01]. https://fgs.moa.gov.cn/flfg/202108/t20210830_6375173.htm.
- [30] 国家发展和改革委员会. 农业农村部: 持续推进农业农村节能减排加快农业发展全面绿色转型[EB/OL]. (2025-06-13)[2026-06-01]. https://www.ndrc.gov.cn/xwd/tztzl/2025qgjncxz/bnjncx/202506/t20250613_1398428.html.
- [31] Group W B. Urban and rural municipal solid waste in China and the circular economy: A brief overview and opportunities going forward: 33838[R]. Washington D C: World Bank, 2019.
- [32] 生态环境部. 2023年中国生态环境统计年报[R/OL]. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/sthjtnb/202412/t20241231_1099687.shtml.
- [33] USDA FAS. USDA Foreign Agricultural Service. Biofuels Annual[R/OL]. https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/Report/DownloadReportByFileName fileName=Biofuels+Annual_Beijing_China+-+People%27s+Republic+of_CH2025-0151.pdf.
- [34] 生态环境部. 专家解读: 每年 40 亿吨农业废弃物如何激活碳资产 CCER 方法学提供“金钥匙”[EB/OL]. (2025-12-18)[2026-06-01]. https://www.mee.gov.cn/zcwj/zcjd/202512/t20251218_1138057.shtml.
- [35] 国家能源局. 第 2 篇生物质能供暖(制冷)案例[R/OL]. <https://www.nea.gov.cn/20250312/aa511fe1ffa143dd8a92304f72ef6537/e2d01b8263ac45b0b2b8c993b8104f70.pdf>.
- [36] 国家能源局. 我国生物航煤首次规模化工业试生产[EB/OL]. (2022-07-01)[2026-06-01]. https://www.nea.gov.cn/2022-07/01/c_1310636709.htm.
- [37] Babiker M, Berndes G, Blok K, et al. Cross-sectoral perspective

tives[M]//Shukla P R,Skea J,Slade R,et al.Climate change 2022:Mitigation of climate change.Cambridge:Cambridge University Press,2022:1245–1354.

[38] 国家能源局.可再生能源供暖典型案例汇编[R/OL].2021 [2026–06–10].<https://www.nea.gov.cn/download/kzsny-dxan2021.pdf>.

[39] CCER—15—002—V01 温室气体自愿减排项目方法学:农业废弃物集中处理工程[S/OL].https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk06/202512/t20251217_1138026.html.

[40] 中国石油化工集团有限公司.镇海炼化生物航煤通过国际可持续发展与碳认证[EB/OL].(2025–12–10)[2026–06–01].<https://www.sinopecgroup.com/group/000/000/069/69592.shtml>.

[41] International Energy Agency. Biofuels[EB/OL].[2026–06–01].<https://www.iea.org/energy-system/low-emissions-fuels/biofuels>.

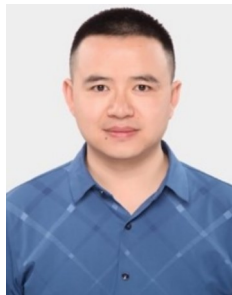
[42] NY/T 4867—2025 生物炭还田固碳减排量核算与报告指南[S/OL].<https://std.samr.gov.cn/hb/search/stdHBDetailed?id=51D65ECF25501D34E06397BE0A0AB9D5>.

[43] Olsson O,Bang C,Borchers M,et al.Deployment of BECCS/U value chains:Technological pathways,policy options and business models[R/OL].<https://task40.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/29/2020/06/IEA-Bioenergy-Task-40-Deployment-of-BECCS-Value-Chains.pdf>.

[44] Yao Y,Zhang B.Life cycle assessment in the monitoring,reporting, and verification of land-based carbon dioxide removal: Gaps and opportunities[J]. Environmental Science & Technology,2025,59(24):11950–11963.

[45] 科技部,国家发展和改革委员会,工业和信息化部,等.科技部等九部门关于印发《科技支撑碳达峰碳中和实施方案(2022—2030年)》的通知:国科发社〔2022〕157号[EB/OL].(2022–06–24)[2026–06–01].https://www.most.gov.cn/xxgk/xinxifenlei/fdzdgnr/fgzc/gfxwj/gfxwj2022/202208/t20220817_181986.html.

【校友简介】



杨易,重庆大学环境与生态学院教授,博士生导师,国家高层次青年人才计划入选者。于2008年获得四川大学学士学位。博士毕业于加州大学圣巴巴拉分校,之后在明尼苏达大学与达特茅斯学院从事博士后研究。研究方向包括产业生态学与可持续生态学,聚焦农业食物系统的可持续转型及重点行业的碳达峰碳中和路径分析。研究成果发表于 *Science*、*Nature Sustainability*、*Nature Food*、*Nature Geoscience*、*One Earth* 和 *Environmental Science & Technology* 等国际期刊,入选斯坦福大学全球前2%顶尖科学家及终身影响力榜单。主持国家自然科学基金面上项目、韩国国家研究基金会“脑库”项目等,担任 *International Journal of Life Cycle Assessment*、*Biofuel Research Journal*、*Carbon Footprint* 期刊副主编, *Cell Reports Sustainability*、*Environmental Science: Food Systems* 等期刊编委。

Sustainable Development and Transformation Pathways for Bioenergy in China Under the Carbon Peaking and Carbon Neutrality Goals

XU Haofeng¹, ZHUANG Minghao², XU Ning¹, YANG Yi^{*}

(1.College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400044, China;

2.Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract:

Significance Under China’s carbon peaking and carbon neutrality goals, bioenergy is expected to contribute not only to fossil-energy substitution but also to organic-waste management and biogenic carbon storage. Unlike wind and solar power, which mainly expand low-carbon electricity supply, biomass has both energy-carrier and carbon-carrier attributes. It can be converted into electricity, heat, gaseous fuels and liquid fuels, and it can also contribute to carbon removal through biochar and bioenergy with carbon capture and storage (BECCS). However, sustainable bioenergy deployment cannot be assessed only by theoretical resource abundance or installed capacity. It depends on three interrelated questions: how much biomass remains available after collection losses, competing uses and ecological requirements are considered; which utilization routes match different feedstocks and end-use demands; and whether the resulting life-cycle emission reductions or carbon removals can be measured, reported and verified. Existing studies often examine global low-carbon scenarios, China’s biomass resource potential, or individual conversion technologies separately. As a result, the link between global changes in bioenergy functions, China’s non-food biomass constraints and project-level implementation conditions remains insufficiently integrated. This review therefore combines global scenario analysis with evidence from Chinese biomass resource studies, publicly available project information and life-cycle accounting literature to clarify sustainable bioenergy pathways for China.

Progress This study selected biomass-related indicators from the “World” region of the Intergovernmental Panel on Climate Change Sixth Assessment Report (IPCC AR6) Scenarios Database (World v1.1). The analysis focused on C1, C2 and C3 mitigation categories in 2030 and 2050. C1 represents pathways that limit warming to 1.5 °C with no or limited overshoot, C2 represents pathways that return warming to 1.5 °C after a larger overshoot, and C3 represents pathways that limit warming to 2 °C. The screened C1, C2 and C3 categories contained 97, 133 and 311 model-scenario combinations, corresponding to 24, 24 and 32 Model entries, respectively. To reduce the influence of models contributing different numbers of scenarios, indicator values were first calculated for each model-scenario combination. Medians were then taken within each Model entry, category and year, and inter-model medians and interquartile ranges were calculated across Model entries. The results were used to identify global changes in bioenergy functions under low-carbon pathways. They were not downscaled, scaled or numerically converted into China-specific deployment levels.

The AR6 scenario results show that biomass retains a long-term role in global low-carbon energy systems, but its functional emphasis changes as decarbonization deepens. In 2050, biomass accounts for 18.4%–25.9% of global primary energy across C1–C3, while biomass power accounts for only 3.5%–4.9% of electricity generation. This indicates that biomass power remains a complementary and dispatchable resource rather than the main source of low-carbon electricity expansion. The major increase in low-carbon electricity comes from wind and solar power, whereas bioenergy becomes more relevant in non-electric fuel supply and carbon removal. Biomass liquid-fuel supply increases from 5.97–8.33 EJ/a in 2030 to 19.21–23.74 EJ/a in 2050. Transport liquid biofuels also increase, although the number of models reporting this indicator is limited, so the result is used mainly to identify the direction of change. BECCS deployment further reflects differences among temperature pathways. Median annual CO₂ storage through BECCS reaches 4.34 Gt in C1, 4.20 Gt in C2 and 2.34 Gt in C3 by 2050. C1 requires earlier fossil-energy reduction and earlier carbon removal, whereas C2 shifts more removal demand to later stages after overshoot. At the same time, energy-crop land reaches median values of 226.4, 184.2 and 161.3 million ha in C1, C2 and C3, respectively, by 2050. These results suggest that global low-carbon scenarios can provide a functional reference for China, but they also highlight the land pressure associated with large-scale energy-crop expansion.

China’s bioenergy development must therefore be grounded in non-food, low-land-competition biomass resources. A national assessment based on 2020 data for 31 provincial-level regions estimated that agricultural residues, forestry residues and livestock manure had a combined theoretical potential of about 36 EJ. After accounting for collection difficulties and losses during collection, storage and transport, the collectable potential decreased to about 26 EJ. After further deducting quantities required for straw return, animal feed, fertilizer use, existing energy use and other competing purposes, the sustainable bioenergy potential decreased to about 10 EJ, representing only 27% of the theoretical potential. This gap indicates that theoretical biomass abundance cannot be directly translated into project capacity. Local deployment must consider resource density, collection radius, existing uses, end-use demand, by-product outlets and environmental constraints.

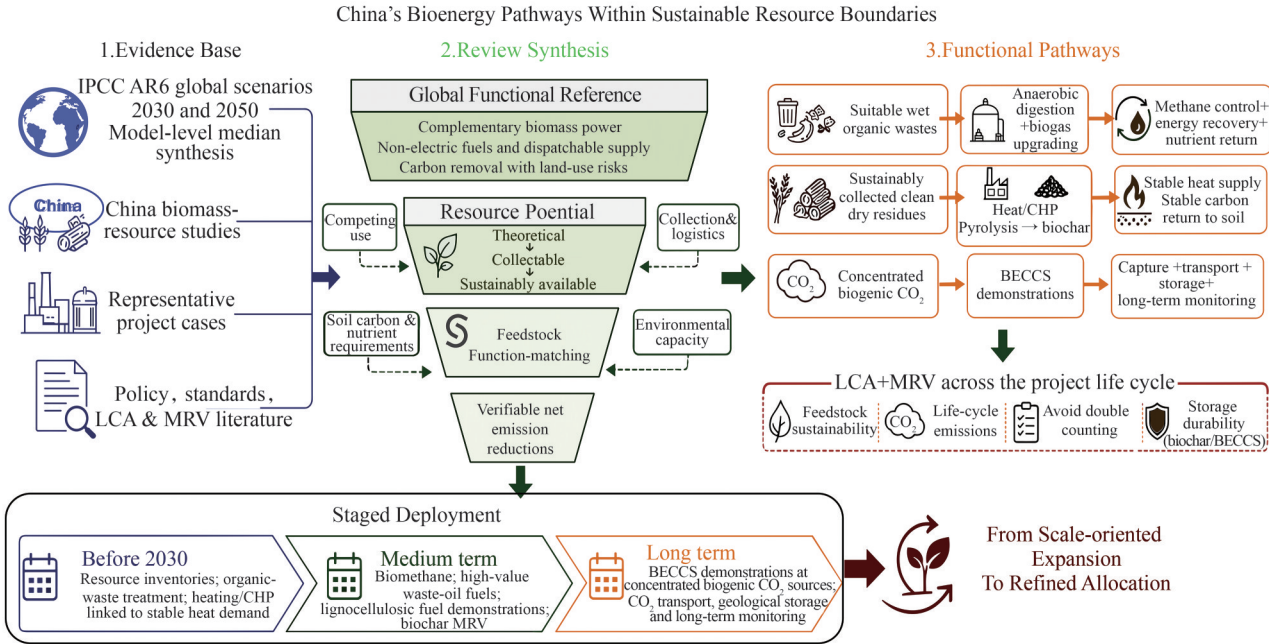
Different utilization routes require different implementation conditions. High-moisture feedstocks such as livestock manure, vegetable residues and food waste are more suitable for anaerobic digestion, provided that methane control, energy recovery and digestate utilization can be integrated. Dry residues, including sustainably removable crop residues and forestry processing residues, can support direct heating, combined heat and power, biochar production and lignocellulosic fuels, but their use must account for soil carbon maintenance, nutrient cycling and stable heat demand. Bioenergy power generation should be evaluated separately from direct heat supply and combined heat and power because their useful energy outputs, system roles and life-cycle performance differ. Waste oils can support biodiesel, renewable diesel and sustainable aviation fuel in the near term, but feedstock traceability, export flows, double-counting risks and competition among fuel uses constrain expansion. Lignocellulosic fuels remain important for broadening the non-food feedstock base in the medium term. Biochar and BECCS can contribute to carbon removal, but their net removal depends on feedstock sustainability, process emissions, carbon stability, final storage and monitoring, reporting and verification systems. BECCS demonstrations in China can begin with concentrated and measurable biogenic CO₂ streams from ethanol fermentation and biomethane upgrading, while broader deployment requires CO₂ transport, geological storage and long-term monitoring infrastructure.

Conclusions and Prospects The analysis supports a four-step judgment sequence for China’s bioenergy development: global functional reference, domestic resource verification, feedstock-end-use matching, and life-cycle verification. Before 2030, bioenergy deployment can focus on organic-waste treatment and on heating or combined heat and power in regions with stable feedstock supply and heat demand. From 2030 to 2050, biomethane, lignocellulosic liquid fuels and biochar projects can be advanced according to regional resource conditions, infrastructure availability and verification capacity. Toward the carbon neutrality goal before 2060, BECCS demonstrations can be developed from high-concentration biogenic CO₂ sources while transport, storage and monitoring systems are gradually established. Public project cases should be used to identify implementation conditions and evidence gaps rather than to derive nationally uniform cost-benefit rankings. Future research should develop high-resolution biomass resource inventories with unified accounting boundaries, link resource density with transport distance, end-use demand and environmental capacity, and strengthen long-term monitoring and third-party verification for biochar and BECCS projects.

These efforts would improve the regional suitability, engineering feasibility and verifiable climate contribution of China’s sustainable bioenergy pathways.

Key words: bioenergy; non-food biomass; sustainable biomass availability; life cycle assessment; carbon dioxide removal

Graphical abstract:



(编辑 吴芝明)

引用格式: Xu Haofeng,Zhuang Minghao,Xu Ning,et al.Sustainable development and transformation pathways for bioenergy in China under the carbon peaking and carbon neutrality goals[J].Advanced Engineering Sciences,2026,58(5):410–423.[徐浩峰,庄明浩,徐宁,等.双碳背景下中国生物质能可持续发展与转型路径[J].工程科学与技术,2026,58(5):410–423.]