

# 美国玉米乙醇的碳强度：科学现况

---

梅丽莎 .J. 斯库利, 格里高利. A. 诺里斯<sup>2</sup>, 塔尼亚. M. 阿拉尔孔 法尔克尼<sup>1,3</sup>, 大卫 .L. 麦金塔<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup>环境科学&工程公司. 纽顿, 马萨诸塞州 02459

<sup>2</sup>健康和全球环境中心, 哈佛陈曾熙公共卫生学院, 哈佛大学, 马萨诸塞州, 02115, 美国

<sup>3</sup>杰拉德. J 和多萝西. R. 弗莱德曼营养科学与政策学院, 塔夫茨大学, 波士顿, 马萨诸塞州, 02111, 美国

<sup>4</sup>环境卫生系, 哈佛陈曾熙公共卫生学院, 哈佛大学, 波士顿, 马萨诸塞州, 02115, 美国

## 摘要

---

玉米乙醇是交通运输中使用的主要可再生燃料, 过去三十年来, 人们对其碳强度进行了积极的研究和量化。对玉米乙醇温室气体排放的可信估计非常重要, 因为这些数值有助于确定州、国家和国际层面的重要政策和市场决策。我们回顾了玉米乙醇“从油井到车轮”的温室气体生命周期分析, 并评估了农业、燃料生产、副产品抵扣、土地用途变更、原料和燃料的运输、尾气和变性剂的模型、输入数据和结果。与之前的分析相比, 近期对玉米乙醇的生命周期分析包含了对建模系统和数据的更新, 反映了(1) 市场驱动的玉米生产变化, 降低了农场的化肥和化石燃料使用强度; (2) 更有效地利用天然气和乙醇精炼厂能源消耗最近的发电组合数据; (3) 基于混合经济-生物物理模型的土地用途变更分析, 将土地转换、土地生产力和土地集约化纳入考量。将这些最新进展包括在内的生命周期分析得出的玉米乙醇碳强度最佳中间估计值为 51.4gCO<sub>2</sub>e/MJ (范围为 37.6-65.1gCO<sub>2</sub>e/MJ), 比纯汽油的平均碳强度低 46%。总碳强度的最大组成部分是乙醇生产 (29.6gCO<sub>2</sub>e/MJ, 占总碳强度的 58%) 和农业实践的副产品排放抵扣 (13.2 gCO<sub>2</sub>e/MJ, 占 26%), 而土地用途变更是次之的贡献因素 (3.9gCO<sub>2</sub>e/MJ, 占 7%)。积极采用精准农业系统和保护土壤有机碳的市场条件、以及对乙醇生产的副产品的需求可能会进一步降低玉米乙醇的碳强度。随着模型继续加以完善, 将副产品、土壤碳库以及直接和间接的土地用途变更考虑在内, 预计今后的估计会更加准确。

## 1. 概述

---

可再生燃料标准 (RFS) 计划由 2005 年《能源政策法案》授权, 旨在减少温室气体 (GHG) 排放, 扩展国家的可再生燃料领域, 并减少对进口石油的依赖 (1)。

《可再生燃料标准》要求到 2012 年, 在美国销售的交通运输燃料必须含有 75 亿加仑的可再生燃料 (2)。2007 年, 《能源独立安全法》扩大了《可再生燃料标准》

的范围（简称 RFS2），要求到 2022 年，交通运输燃料必须含有 360 亿加仑可再生燃料，其中 150 亿加仑来自传统生物燃料，210 亿加仑来自先进生物燃料（3）。以玉米淀粉为原料生产的乙醇（以下简称“玉米乙醇”）是目前主要的用于交通运输燃料的常规可再生燃料（4）。美国的乙醇需求量从 2004 年的 36 亿加仑增加到 2019 年的 144 亿加仑（5）。既然这种扩张如此显著，准确地描述玉米乙醇的温室气体概况对于评估《可再生燃料标准》和相关低碳燃料倡议的影响非常重要。在过去三十年中，对玉米乙醇碳强度（CI）的估计范围为从 2009 年的约 105 克  $\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$  到最近几年的约 52 克  $\text{CO}_2\text{e}/\text{MJ}$ （2，6-14）。自 2010 年以来公布的估计值体现出相对于 2005 年时的传统汽油，温室气体排放量减少了约 20% 至 40%，这是环保署和美国农业部公布的生命周期分析（LCA）的基准比较（2，7）。确定这些估计的基础和它们之间差异的原因是很重要的，因为碳强度值的信息是州、国家和国际层面重要政策和市场决策的基础。

为满足这一要求，我们对美国玉米乙醇的碳强度进行了科学回顾，并得出了以证据为基础的 2020 年碳强度中间估计值和置信区间。我们将此结果与 2010 年发布的普遍接受的、广泛使用的生命周期分析中报告的玉米乙醇碳强度值进行了比较，并确定了观察到显著差异的主要原因。对玉米乙醇的碳强度回顾旨在为分析玉米乙醇作为运输燃料在美国经济低碳化中的作用提供信息，并促进生物燃料生产、政策和使用方面的交流。

## 2. 方法

---

我们检索了同行评议和灰色文献，以确定现有的“从油井到车轮”的生命周期分析、模型、参数值和美国玉米乙醇整体碳强度及各组成部分的数据。我们注重于“从油井到车轮”的生命周期分析，因为它们使用了一种普遍接受的方法来评估交通运输燃料的温室气体影响，并考察了玉米乙醇生产和使用的每个阶段（15）。我们还注重对生命周期分析各组成部分的独立分析，以掌握生命周期分析模型和相关输入参数的最新发展。

我们将众多的生命周期分析组成部分整合为 9 个排放类别：农业、副产品排放抵扣、燃料生产、土地用途变更（LUC）、水稻甲烷、牲畜、燃料和原料运输、变性剂和尾气。对数据的初步审查表明，农业和副产品排放抵扣、燃料生产、土地用途变更占玉米乙醇碳强度的 90% 以上。对于这些主要类别，我们（1）严格审查以前做出的碳强度估计值；（2）评估并重新调整输入和假设，以反映当前的科学现状；（3）根据我们对其优缺点的分析，选择认为能提供最可靠结果的模型和参数（见结果）。筛选过程一般为每个排放参数生成少于 10 个碳强度值，我们认为所有这些参数都是同样可能和有效的。我们将最小值和最大值定义为每个参数的可信值范围，将最小值和最大值之间的中点定义为最佳中间估计值。下文将提供关于每个主要类别所采用的方法的信息。

农业方面，我们主要借鉴了交通运输中温室气体排放、排放管制和能源使用（GREET）模型中的分析和数据，该模型是过去 10 年中最广泛使用的工具和数据库，用于评估美国玉米乙醇的温室气体排放（27）。我们回顾了基于 GREET 的

最近评估（7, 9, 10, 12-14），并将其排放估计与 Ecoinvent 数据库 3.5 版的校准数据进行了比较（28）。我们选择 Ecoinvent 作为有用而透明的数据库，以彻底评估农业排放，因为（1）它的数据来源和假设都是有据可查的；（2）它是公开的；（3）当与生命周期分析软件结合使用时，它允许对工序贡献进行评估、识别排放的关键驱动因素、确定假设和参数对分析的影响以及情景分析。我们校准了 Ecoinvent 数据，以更准确地反映当前的农业实践。我们根据 GREET 和 Ecoinvent 中的参数值确定了农业排放的范围和中间估计值。为了计算农业副产品排放抵扣，我们运用符合生命周期分析 ISO 14044 标准的方法，确定了可信的范围和中间估计值（29）。

对于乙醇的生产，我们依靠的是记录在册的能源排放系数和关于为精炼、电力需求和加工燃料生产提供能源的来源组合的假设。我们评估了“从油井到车轮”的生命周期分析中使用的燃料生产模型假设，并将其与美国玉米乙醇精炼行业的现有工艺进行了比较。在模型评估之后，我们得出了燃料生产排放的范围和中间估计值，并使用阿贡国家实验室（ANL）2018 年调查的数据对我们的估计值进行验证，该调查收集了位于美国 17 个州的 65 家玉米乙醇干磨工厂的反馈（30）。

对于土地用途变更，我们严格审查了自 2008 年以来公布的 26 个碳强度值，并评估了基本的农业经济模型、经济数据年份、产量价格弹性（YDEL）和土地集约化的纳入情况（2、7-10、12-14、31-44）。我们综合同行评审文献、经验分析和我们的外部专家小组的意见所提供的标准，为每个土地用途变更模型或参数分配了一个当前最佳实践的二元指标（是或否）。接下来，我们从符合我们最佳实践标准的来源中选择了国际土地用途变更（iLUC）、国内土地用途变更（dLUC）和总土地用途变更的碳强度输出。我们还使用最近发布的 2020 年阿贡国家实验室生物燃料生产土地用途变更碳计算器（CCLUB）模型计算了更新的国内土地用途变更排放值。我们将国际土地用途变更和国内土地用途变更的数值相加，得出了土地用途变更总量的中间估计值和可信范围。

对于其余的直接温室气体排放类别（燃料和原料运输、尾气和变性剂排放），我们根据分析中选定的归因和间接的生命周期分析中提供的信息，得出了一个范围和中间估计值。归因生命周期分析考虑了与玉米乙醇生产和消费的整个供应链相关的直接排放（2）。间接的生命周期分析考虑了玉米乙醇生产或消费的变化可能导致的资源（如水稻和牲畜）变化所产生的直接和间接排放（2）。在我们的研究中，为了计算玉米乙醇的碳强度，我们考虑了一种归因方法（即包括直接排放），并增加了相应的土地用途变更排放，因为这些排放历来被认为是玉米乙醇碳强度的主要贡献者（2、7、10、31）。因此，我们计算了玉米乙醇的总碳强度，方法是将七个排放类别（土地用途变更、农业、副产品排放抵扣、燃料生产、燃料和原料运输、尾气和变性剂）的中间估计值以及可信范围的上限和下限进行相加。

### 3. 结果

---

我们通过文献检索发现，所有“从油井到车轮”的温室气体生命周期分析都是由政府组织或调查人员编制的，而关于生命周期分析具体组成部分的研究，如

土地用途变更和农业排放，则主要由以学术为基础的调查人员发表。在前者中，我们发现有三个由加州空气资源署（CARB）发布的生命周期分析（8-10）；一个由环保署发布的生命周期分析（2）；两个由美国农业部发布的生命周期分析（7，26）；以及阿贡国家实验室发布的《2010-2020 年度报告》（11-14，16-25）。图 1 中以时间顺序的形式展示了大部分生命周期分析的玉米乙醇总碳强度值，以及三个主要组成部分的贡献：玉米生产和运输（即农业）、乙醇生产和运输以及土地用途变更。图中显示，20 年间玉米乙醇的碳强度值波动幅度为两倍，但玉米乙醇总碳强度值及其各主要组成部分的较低碳强度值趋势相同。

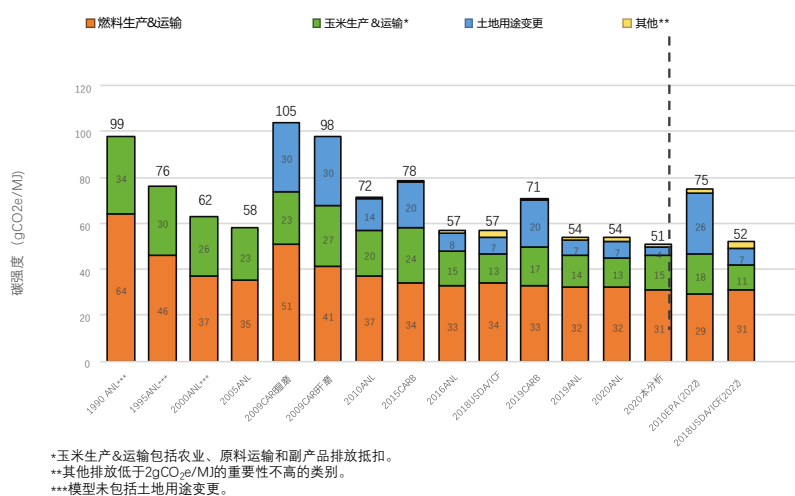


图 1. 1990 年至 2020 年玉米乙醇生命周期温室气体排放估计量时间线及 2022 年预测

对图 1 的研究表明，随着时间的推移，总碳强度估计值的一些变化是由生命周期分析系统边界的不同造成的。阿贡国家实验室从 1990 年到 2005 年发布的生命周期分析只考虑了玉米乙醇生命周期中直接产生的温室气体排放，即农业和乙醇生产的排放，而 2005 年以后发布的生命周期分析还考虑了可能因玉米乙醇生产和需求的变化而间接产生的排放 (2)。将系统边界扩大到包括土地用途变更，加州空气资源署和环保署对玉米乙醇的总碳强度估计值比农业和乙醇生产合计的碳强度值高 40%-55% (2, 8-10)。相比之下，阿贡国家实验室和美国农业部对与土地用途变更相关的碳强度的估计较低，相当于农业和乙醇生产的综合碳强度的 15%至 25% (7, 11-14)。3.1 节对土地用途变更碳强度的估计值进行了审查。

对图 1 的进一步研究表明，农业和乙醇生产的碳强度持续下降，但不是一成不变的，这也解释了碳强度总值随时间变化的一部分原因。农业和乙醇生产的碳强度估计值比 1990 年的峰值 64gCO<sub>2</sub>e/MJ 和 34gCO<sub>2</sub>e/MJ 分别下降了约 50% (6)。农业排放的减少主要是由于实践的改进，如 1990-2005 年氮肥使用量减少了 35%，化石燃料消耗量减少了 40% (44)。玉米乙醇厂家温室气体排放量的减少主要源于玉米乙醇生产中能源利用效率的提高，能源使用强度从 1990 年（每立方米乙醇 15-7.5GJ）到 2010 年下降了约 50%，降至 7.5GJ (44)。除美国加州空气资源署 2015 年的分析外，2010 年以后公布的碳强度估计值，乙醇生产约为 30gCO<sub>2</sub>e/MJ，

农业约为 13gCO<sub>2</sub>e/MJ，后者包括乙醇生产的副产品干酒糟及可溶物(DGS)取代玉米、豆粕和尿素等传统动物饲料的副产品排放抵扣。

我们在本文其余部分回顾了土地用途变更、农业、乙醇生产和其余类别的碳强度估计的变异性。这些评估集中在 2010 年出版的生命周期分析和相关的同行评审论文上。这些纳入标准排除了阿贡国家实验室和加州空气资源署早期的生命周期分析，这些生命周期分析被较新的分析所取代，同时纳入了环保署公布的唯一生命周期分析和关于土地用途变更和石油基汽油的关键出版物。

表 1 总结了截止至 2010 年的生命周期分析结果。玉米乙醇的综合碳强度分数从 52.1 到 78.3 gCO<sub>2</sub>e/MJ 不等，包括 2022 年的两个预测。在每个分析中，农业、乙醇生产和副产品排放抵扣的净碳强度约占总碳强度的 70%。原料和乙醇的运输以及终端用户车辆的尾气排放在各生命周期分析中也很相似，为 4gCO<sub>2</sub>e/MJ，占总碳强度的 7%。生命周期分析结果在其余排放类别上有所不同。在各项分析中，土地用途变更的碳强度波动相差 4 倍，从 6.7 到 26.3gCO<sub>2</sub>e/MJ。只有两个生命周期分析考虑了与乙醇中添加变性剂有关的排放，只有三个生命周期分析考虑了对水稻甲烷排放和禽畜排放的间接影响。我们在以下各节从土地用途变更开始审查这些排放类别。

表 1. 美国生产的玉米乙醇生命周期分析报告的温室气体排放情况 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)								
模型	加州空气资源署 2015	阿贡国家实验室 2016	美国农业部 2018	加州空气资源署 2019	阿贡国家实验室 2019	阿贡国家实验室 2020	环保部 2010 的 2022 预测	美国农业部 2018 的 2022 预测
GREET 模型	CA-GREET 2.0 (GREET 1_2013)	GREET 1_2016	GREET 1_2015	CA-GREET 3.0 (GREET 1_2016)	GREET 1_2019	GREET 1_2020	GREET 1.89c (2009)	GREET 1_2015
温室气体排放类别								
燃料生产	30.2	32.3	32.7	30.7	31.3	31.4	26.5	29.4
农业（国内和国际*，包括化学品）	34.4	27.7	22.8	28.0	26.0	25.6	16.0	21.3
副产品抵扣	-12.6	-12.2	-12.1	-12.6	-13.4	-13.5	包含在农业排放中	-11.4
燃料和原料运输	5.9	2.7	3.3	3.9	2.5	2.2	4.0	2.5
尾气管	0.0	0.5	0.6	0.1	0.5	0.5	0.8	0.6
总土地用途变更（国内和国际）	19.8	7.9	6.7	19.8	7.5	7.4	26.3	6.7
水稻甲烷（国内和国际）	--	--	1.4	--	--	--	1.8	1.4
禽畜（国内和国际）	--	--	1.6	--	--	--	1.8	1.6
变性剂	0.6			1.1	--	--	--	--

总碳强度 gCO <sub>2</sub> e/MJ	78.3	58.9	57.0	71.0	54.4	53.6	75.1	52.1
-------------------------------	------	------	------	------	------	------	------	------

\*只有美国农业部和环保部考虑了国际农业

ANL 阿贡国家实验室  
CARB 加州空气资源署  
EPA 环保署  
GREET 交通运输中温室气体排放、排放管制和能源使用  
GHG 温室气体排放  
USDA 美国农业部  
CI 碳强度  
gCO<sub>2</sub>e/MJ 克二氧化碳当量/兆焦

参考文献: (2, 7, 9, 10, 12-14)

### 3.1 土地用途变更(LUC)

我们确定了 2008 年以来公布的 26 个玉米乙醇土地用途变更的碳强度值。如图 2 所示，从 2008 年至 2020 年，这些数值从 104gCO<sub>2</sub>e/MJ 下降到普遍低于 10 gCO<sub>2</sub>e/MJ (2、7-10、12-14、31-44)。尽管各模型和分析之间仍存在一定程度的差异，但土地用途变更值似乎正在趋同。土地用途变更估计值之间的差异主要源于构成这些碳强度值的四个主要因素：农业经济模型、经济数据年份、产量价格弹性和土地集约化。下文将介绍我们对这些要素的评估，详情见补充材料中的图表 S.1 至 S.4。

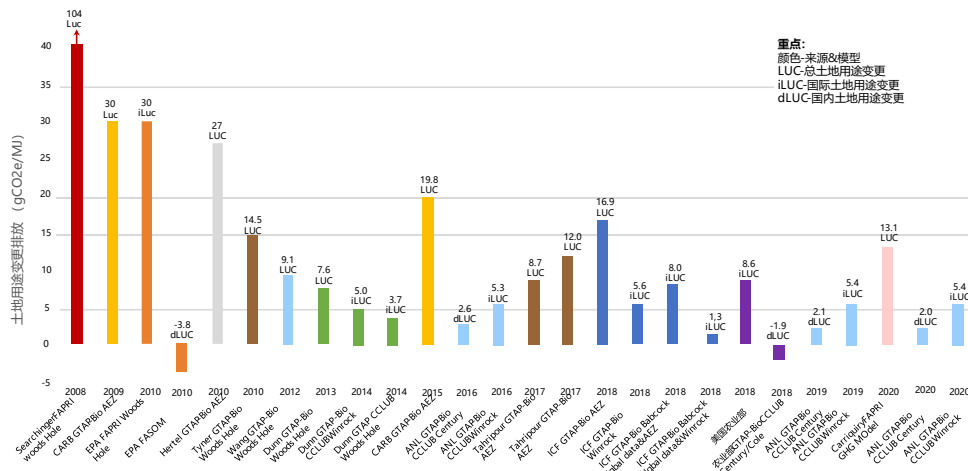


图 2. 2008-2020 年与玉米乙醇相关的土地用途变更温室气体排放时间线

#### 农业经济模型

农业经济模型预测全球对农业商品的需求，以应对供应的变化，并用于评估生物燃料增产后的土地用途变更(45)。我们审查的玉米乙醇生命周期分析依赖于三个农业经济模型中的一个。FASOM（林业和农业部门优化模型）、FAPRI（粮食

和农业政策研究所)和 GTAP-BIO (全球贸易分析项目-生物燃料)。这些模型虽然有一个共同的终点,但在地理范围、用于预测土地转换的方法和对土地覆盖类别的考虑上有所不同。这些特点及其他决定了这三个模型的优势和弱点。

如表 S. 1 所示,环保署(2010 年)依靠 FASOM (林业和农业部门优化模型)来体现美国境内的土地用途变更,用 FABPRI (农业政策研究机构)模型表述世界其他地方的土地用途变更(iLUC)(2)。FASOM 的研究重点是国内土地用途变更,并没有在玉米乙醇的生命周期分析中被广泛采用(46, 47)。我们进一步检视了表 S. 1,发现我们审查的三个分析中都使用了 FAPRI (农业政策研究机构)模型,其中一个只用于国际土地用途变更,另两个用于总土地用途变更。在其余 22 项分析中,总土地用途变更的估计使用 GTAP-BIO (全球贸易分析项目-生物燃料)模型。

在土地转换方面,FAPRI 预测了全球各国作物耕种面积的变化,但没有将土地类型的相互作用纳入模型(2)。为了预测特定土地的作物面积,FAPRI 采用 MODIS (中分辨率成像光谱辐射计)的卫星图像数据,该数据已被证明对农业和非农业土地进行了错误分类,导致对转换为耕地的土地类型的预测不准确,以及与土地用途变更相关的排放估数并不可靠(2、47)。相比之下,GTAP-BIO 中的土地转换基于混合经济-生物物理模型,该模型考虑了可用农业用地的数量和质量,以预测每个土地覆被类别中有多少土地被积极用于生产,以及在特定时间段内有多少土地被闲置(45, 48)。GTAP-BIO 考虑了特定气候下的作物产量和三个土壤质量指标,以生成土地生产力和土地供应曲线,并根据历史作物生产力数字进行校准(49)。GTAP-BIO 还考虑了多种类型的土地利用,包括闲置的耕地和耕地牧场,允许应用特定土地用途的温室气体排放因子。这个特点对于模拟美国农业部保护储备计划中的土地恢复生产特别重要(50)。

根据我们对文献的审查,GTAP-BIO 似乎是土地用途变更领域的领先模型,因为它涉及到国内和国际土地用途变更,使用经济和物理数据预测特定土地类型的土地用途变更,被纳入阿贡国家实验室普遍接受的 GREET 模型中,并被用于加州低碳燃料标准的土地用途变更分析(51)。由于这些原因,我们认为从 GTAP-BIO 模型中得出的土地用途变更估计值符合我们的最佳实践标准(表 S. 1)。

## **经济数据年份**

经济数据年是农业经济模型中用于估计玉米乙醇土地用途变更的基线时间点。经济数据的年份很重要,因为农业经济模型会随着玉米乙醇增加特定体量而受到“冲击”。对模型造成冲击的量由 150 亿加仑(RFS2 规定的传统生物燃料体量目标)和美国在特定经济数据年份生产的乙醇总量之间的差决定(1, 52)。我们在分析中使用了三个世界经济数据年份:2001 年、2004 年和 2011 年。2001 年经济数据年份玉米乙醇生产量的模型模拟扩张结果约为 132.5 亿加仑,2004 年为 116 亿加仑,2011 年为 11 亿加仑。在我们审查的 26 个土地用途变更分析中,有 18 个使用 2004 年作为经济数据年份,4 个使用 2001 年,1 个使用 2011 年。我们选择 2004 年作为本次审查最适合的经济数据年,因为它恰逢美国玉米乙醇产量最大扩张的时期,并且被最频繁地采用。我们认为使用 2004 年的分析模型符合我们的最佳实践标准(表 S. 1)。

## **产量价格弹性**

产量价格弹性,或称 YDEL,描述了每单位土地的作物产量与该作物价格的百分比变化,是农业经济模型中土地用途变更产出的关键驱动因素(53)。加州

空气资源署低碳燃料标准 (LCFS) 专家工作组建议的美国产量价格弹性为 0.25，巴西和阿根廷的产量价格弹性为 0.3，因为这些国家可能会进行复种，而不实行复种的国家产量价格弹性为 0.175(54)。复种的定义是在同一季节或同一年份在同一土地上种植两茬或两茬以上的作物(55)。Taheripour 等 (2017) 回顾了全球 19 个地区的作物产量数据，得出了 0.175 - 0.325 的推荐范围 (39, 56)。我们研究了 1976 - 2017 年发表的 20 项研究中报道的玉米产量价格弹性，并计算出 0.23 的简单平均值 (表 S.2) (2, 32, 38, 39, 57-66)。根据这些数据，我们确定产量价格弹性最佳中间估计值为 0.25，可信范围为 0.175-0.325。我们审查的 18 项分析的产量价格弹性值均在这个范围内，我们认为其符合我们的最佳实践标准 (表 S.1)。

## 土地集约化

土地集约化是指更有效地利用现有耕地的实践方法，其定义是指为提高单位面积土地的生产力或利润率而开展的活动(67)。土地集约化的例子包括提高产量、复种、减少休耕农田、将其他未使用的耕地进行作物种植，以及减少临时或刈割的牧场(68)。根据对全球农业土地利用的实证分析，2004-2006 年至 2010-2012 年期间观察到的收成增长中，三分之二可归功于土地集约化(4910 万/7310 万公顷)，而不是将林地和牧场转为农田(68)，而同期美国玉米乙醇产量增长了 3 倍多(40-135 亿加仑) (5)。同样地，一项对 2003 年至 2013 年农业用地的实证分析发现，在全球 19 个地区中，有 17 个地区的收获面积与可用土地面积之比增加，这表明土地集约化程度是在全球范围内，而不是只在一小部分地区增长(56)。另一项实证研究发现，从 2002 年到 2017 年，美国农业用地面积减少了 3,800 万英亩，而土地集约化使收获面积增加了 1,700 万英亩，乙醇年产量增加了 138 亿加仑 (5, 69)。这些研究表明，对于玉米乙醇生产需求的增加，重要和普遍的应对方法是土地集约化。在我们审阅的 26 项分析中，只有 5 项分析考虑了土地集约化，我们认为其符合我们的最佳实践标准 (表 S.1)。

除了审查以前做出的土地用途变更估计情况，我们还计算了更新的国内土地用途变更碳强度值，以将阿贡实验室开发并发布的 2020 年生物燃料生产土地用途变更碳计算器 (CCLUB) 模型纳入本次审查，并应用了土地转换参数 (37)。土地转换参数考虑了区域特定的土地转换弹性和将牧场或森林转换为耕地的特定土地成本 (37)。我们将 2004 年设定为经济数据年份，并运行“2013 年玉米乙醇”原料到燃料的路径，该路径用土地转化参数进行了校准。表 S.3 提供了 CCLUB 运行的其他输入。我们的分析得出的国内土地用途变更的碳强度为 -2.3 gCO<sub>2</sub>e/MJ。

表 2 列出了被确定为符合最佳实践标准的国内土地用途变更、国际土地用途变更和土地用途变更碳强度总值。我们将两个国内土地用途变更值与从文献评阅中选出的国际土地用途变更值相加，以确定土地用途变更的总体可信范围 -1 至 8.7 gCO<sub>2</sub>e/MJ，从中计算出 3.9gCO<sub>2</sub>e/MJ 的最佳中间估计值。

表 2. 土地用途变更分析，符合当前玉米乙醇生命周期分析最佳实践的模型和结果

研究	年份	参数	土地用途变更值 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	优势
USDA-2018-ICF	2018	国内土地用途变更	-1.9	<ul style="list-style-type: none"> <li>● GTAP-BiO 模型经土地转化参数校准</li> <li>● 2004 经济数据年份</li> </ul>



				<ul style="list-style-type: none"> <li>● 特定土地的转化</li> <li>● 可接受的产量价格弹性</li> </ul>
本分析	2020	国内土地用途变更	-2.3	<ul style="list-style-type: none"> <li>● GTAP-BiO 模型</li> <li>● 2004 经济数据年份</li> <li>● 特定土地的转化</li> <li>● 可接受的产量价格弹性：基于经验数据</li> <li>● 2020 生物燃料生产土地用途变更的碳计算器</li> </ul>
USDA-2018-ICF	2013	国际土地用途变更	8.0	<ul style="list-style-type: none"> <li>● GTAP-BiO 模型</li> <li>● 2004 经济数据年份</li> <li>● 特定土地的转化</li> <li>● 可接受的产量价格弹性</li> <li>● 结果经包括土地集约化的经验数据校准</li> </ul>
USDA-2018-ICF	2013	国际土地用途变更	1.3	<ul style="list-style-type: none"> <li>● GTAP-BiO 模型</li> <li>● 2004 经济数据年份</li> <li>● 特定土地的转化</li> <li>● 可接受的产量价格弹性</li> <li>● 结果经包括土地集约化的经验数据校准</li> </ul>
Taheripour	2017	土地用途变更	8.7	<ul style="list-style-type: none"> <li>● GTAP-BiO 模型</li> <li>● 2004 经济数据年份</li> <li>● 特定土地的转化</li> <li>● 可接受的产量价格弹性：基于经验数据</li> <li>● 包括了基于经验数据的土地集约化参数</li> </ul>
ICF	ICF 国际			
dLUC	国内土地用途变更			
iLUC	国际土地用途变更			
LUC	土地用途变更总量			
GTAP-BIO	全球贸易分析项目-生物燃料			
gCO <sub>2</sub> e/MJ	克二氧化碳当量/兆焦			
<b>参考文献：</b> (7, 37, 39)				

### 3.2 农业和副产品排放抵扣

玉米的生命周期分析采用“从摇篮到大门”的范围，将农场内的排放以及与农场内工序相关的整个供应链的排放均包括在内，包括化肥和化学制剂的使用、对耕地土壤的干扰以及化石燃料和电力的使用。自 2010 年以来公布的生命周期分析估计，农业的碳强度值波动范围高达两倍多，在 16.0 至 34.4gCO<sub>2</sub>e/MJ 之间。这些估计是基于 2013-2020 年发布的 GREET 模型版本（如表 1 所示）和用户指定的选定模型参数值。我们研究了这些版本的 GREET 农业部分和建模情景，以确定它们是否符合我们对 2020 年玉米乙醇碳强度的描述标准。

对表 1 的研究表明，加州空气资源署对农业碳强度的最新估计值比其之前的估计值低 6.4gCO<sub>2</sub>e/MJ，是除土地用途变更以外所有碳强度估计值中差异最大的

一个类别。根据加州空气资源署提供的信息，降低的主要原因是采用了较低的农业能源强度（2019年估计数为每蒲式耳 6,924Btu（英热单位），而 2015 年估计数为 9,608Btu）和较低的化肥使用强度（2019 年每蒲式耳 383 加仑氮肥，而 2015 年为每蒲式耳 423 加仑）（70）。在 2019 年的分析中，加州空气资源署对这些投入采用了 GREET1\_2016 中的默认值（70）。对于 GREET 开发人员来说，GREET1\_2016 中的默认值是对 GREET 早期版本的重大更新，并且是基于对 2010 年和 2012 年美国农业资源管理调查中的肥料使用强度和农业能源数据的新分析（71、72）。这些投入的变化必然会影响到农业的整体碳强度结果，因为玉米耕地中氮肥循环产生的一氧化二氮（N<sub>2</sub>O）排放、肥料生产以及燃料和电力的直接能源使用是玉米种植和收获的温室气体排放的最大组成部分（44）。基于这些信息，我们确定加州空气资源署的 2015 年农业碳强度值不符合我们的最佳实践标准，并将其从进一步分析中省略。出于类似的原因，我们还省略了环保署 2010 对农业的预测，即预计 2022 年出现 16gCO<sub>2</sub>e/MJ 的排放。最后，我们省略了美国农业部对 2022 年农业排放 21.3gCO<sub>2</sub>e/MJ 的预测，因为它做出了许多关于尚未被证明已广泛采用的农业实践改进的假设，包括残留物和耕作管理、养分管理和覆盖作物。

为进一步评估这些农业方面生命周期分析结果的可靠性，我们使用独立于 GREET 的数据来源——温室气体排放的 Ecoinvent 数据库（28）对农业碳强度进行分析。表 3 显示了 GREET 和 Ecoinvent 农业模型参数根据其对整体农业排放的贡献进行的排序。农业排放的主要贡献者是化学品供应链、氮肥和作物生物质中氮的 N<sub>2</sub>O 排放以及副产品排放抵扣。

**表 3. 按对农业排放影响程度排序的农业参数**

类别*	农业模型参数	排放 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)		
		缺省 Ecoinvent	调整后的 Ecoinvent	GREET 模型
小 (1-5 gCO <sub>2</sub> e/MJ)	来自尿素和石灰的土壤二氧化碳	0**	0**	0** - 2.8
	灌溉能源	4.2	0.8	0**
	收获干燥	16.7	2.0	0**
	种子干燥	4.5	3.3	0**
	农场内化石燃料消耗	3.3	3.3	2.7-
大 (5-15gCO <sub>2</sub> e/MJ) 到极大 (>15 gCO <sub>2</sub> e/MJ)	化学品, 供应链	8.7	8.7	7.9 - 11.2
	土壤的 N <sub>2</sub> O 排放	11.1	11.1	10.2 - 13.9
	副产品抵扣	--	--	-12.1 - -13/5***

\*分类是基于调整后的 Ecoinvent 和 GREET 模型  
 \*\*0 表示至少有一个来源或者遗漏了本模型参数或被报告为农场内化石能源消耗的一部分  
 \*\*\*包括 GREET 中使用的默认方法  
 --Ecoinvent 不具体指出副产品抵扣项目  
 gCO<sub>2</sub>e/MJ 克二氧化碳当量/兆焦

**参考文献: (6, 7, 9, 10, 12, 14, 28)**

Ecoinvent 使用美国国家可再生能源实验室 (NREL) 和美国农业部的研究数据作为美国玉米生产模型的输入 (73-75)。Ecoinvent 包含了美国国家可再生能源实验室和美国农业部研究中每单位产出的平均投入量的中间估计值, 但有两个例外: 灌溉和收获后玉米谷物在农场内的干燥。我们使用当前美国玉米平均种植实践的数据评估了这两个模型的输入。

Ecoinvent 数据集反映了灌溉的充分利用, 每生产一公斤玉米的用水强度为 0.24 立方米。然而, 并不是所有的美国农场都使用灌溉, 全国平均用水强度每年都不一样。我们分析了美国农业部农业资源管理调查 (ARMS) 数据库自 1996 年以来所有可获得的调查年份的数据 (76)。在这些年份中, 玉米灌溉面积的比例在 11.5% 到 15.7% 之间。我们将美国农业部农业资源管理调查的用水数据与美国农业部饲料谷物数据库的玉米年产量数据相结合 (77), 得出 2000 年以来的用水强度为 0.03~0.06 m<sup>3</sup>/kg。我们观察到这一时期的用水强度呈下降趋势。这个范围的中间估计值为 0.045 m<sup>3</sup>/kg, 占 Ecoinvent 中灌溉强度输入值 (0.24 m<sup>3</sup>/kg) 的 20%。利用我们更新的用水强度估计值, 我们计算出调整后的 Ecoinvent 碳强度灌溉贡献为 0.84 gCO<sub>2</sub>e/MJ, 而不是原来估计的 4.2 gCO<sub>2</sub>e/MJ。

类似于其对灌溉的处理, Ecoinvent 模型假设 100% 的玉米谷物需要使用燃料外加风扇进行主动干燥, 以将玉米谷物的水分含量从收获时的 39% 降低到储存时的 14% (28)。农场主也可以在收割前在田间使用被动干燥的方式 (不使用燃料), 这样可以获得较低的起始水分含量。我们将收获时水分含量 39% 的假设与美国 2010-201 年玉米收获时水分含量的历史数据进行了比较 (78)。美国的年平均水分含量的范围是从 2010 年的 16.3% 到 2013 年的最高点 19.7%, 整个期间的平均值为 18%。14% 的目标储存水分含量也保守地偏低; 加州空气资源署和环保署采用的储存水分含量水平分别为 15% 和 15.5% (79, 80)。我们对模型进行了调整, 以体现 18% 的实测收获水分含量和 15% 的目标水分含量, 并保留保守的假设, 即 100% 的农场主追求主动干燥以降低含水量。我们的结果是将干燥的碳强度贡献从 16.7gCO<sub>2</sub>e/MJ 调整为 2gCO<sub>2</sub>e/MJ。

Ecoinvent 数据库在单位工序层面是透明的, 将美国玉米生产的整个供应链分为 1000 多个可单独检查的工序。在对模型进行检查后, 我们发现种子的供应链中包含了一个种子干燥的重复实例; 种子在市场上收齐之前及之后, 都消耗了同样数量的燃料和排放进行干燥。纠正这一错误后, 种子干燥的碳强度略有调整, 从 4.54gCO<sub>2</sub>e/MJ 降至 3.27gCO<sub>2</sub>e/MJ。

在对 Ecoinvent 的数据进行更新以反映当前美国玉米种植实践中与灌溉、收获干燥和种子干燥有关的情况后, 玉米种植的碳强度减少了近 20gCO<sub>2</sub>e/MJ (图 3)。调整后的 Ecoinvent 碳强度为 29.2 CO<sub>2</sub>e/MJ, 与最近基于 GREET 的碳强度在 +/- 6gCO<sub>2</sub>e/MJ 范围内 (图 4)。

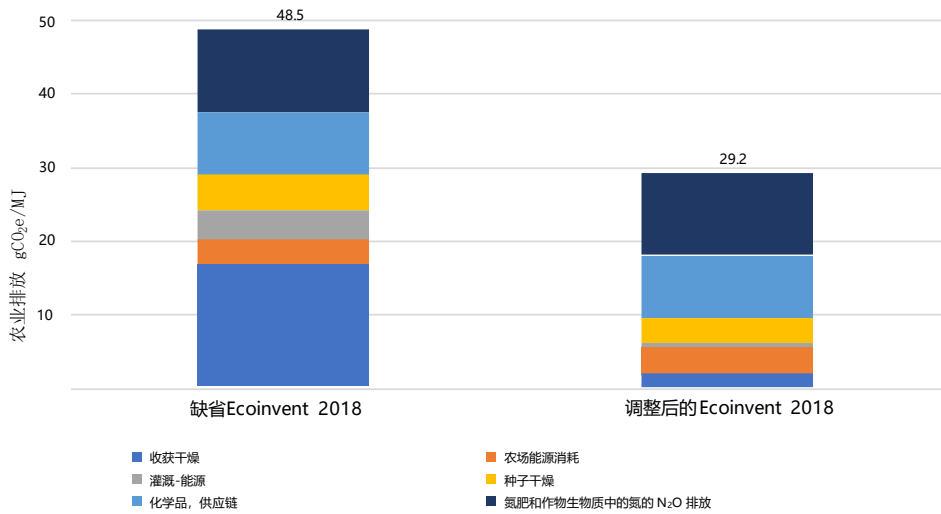


图 3. 缺省的及调整后的 Ecoinvent 2018 的农业排放比较

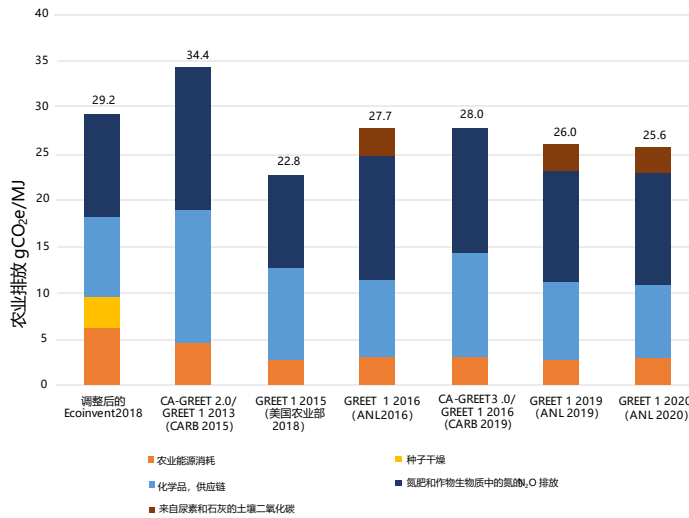


图 4. 调整后的 Ecoinvent 和 GREET 模型的农业排放源比较

考虑到农业副产品的排放，我们采用了从“油井到车轮”的生命周期分析中使用的方法，并根据 ISO 14044 的生命周期分析标准确定了可信的范围和中间估计值 (29)。

由于干酒糟及可溶物 (DGS) 是玉米乙醇生产的副产品，并销往动物饲料市场，我们在分析中还考虑了其副产品排放抵扣。在生命周期分析中，选择的副产品排放抵扣分配方法会对副产品排放的碳强度估计值产生重大影响。最近的一次比较发现，根据所使用的分配方法，副产品排放抵扣在-8 到-24gCO<sub>2</sub>e/MJ 之间 (6)。

ISO 14044 生命周期分析标准推荐了处理副产品排放抵扣的方法分级 (29)。首选的方法是系统扩展或置换法, 然后是因果模型, 然后是根据工序收入的副产品份额等参数在副产品之间分配工序负担。

即使使用优选方法(即置换法), 以玉米为原料的乙醇生命周期的副产品排放抵扣仍会有一些的变化, 原因有二: 一是由于干酒糟及可溶物可用于置换多种产品, 这些产品的相应足迹(副产品排放抵扣对于乙醇系统亦如此)差异很大; 二是由于玉米乙醇的生产所产出的副产品也有可置换替代的产品。作为动物饲料出售的干酒糟可以替代尿素、玉米和豆粕, 具体数量取决于养殖的禽畜种类(9, 10, 12-14)。Ecoinvent 数据显示, 豆粕的碳足迹为  $0.07\text{kg CO}_2\text{e/kg}$ , 是玉米粉作为能量饲料给出的  $0.032\text{kg CO}_2\text{e/kg}$  值的两倍多(28)。此外, 玉米乙醇生产至少会产生两种额外的副产品: 食品级二氧化碳, 可替代其他食品级二氧化碳的生产(81); 玉米油, 可替代其他植物油(82), 或在沥青铺设等应用中替代以化石燃料为基础的产品投入(83、84)。

在本分析中, 我们保守地将重点放在干酒糟副产品对饲料产品的置换上, 我们遵循 GREET 模型中给出的肉牛、奶牛、猪和家禽饲料的混合置换比率。阿贡国家实验室、加州空气资源署和美国农业部采用 GREET 的位移法比率。环保署没有将与干酒糟副产品相关的负排放信息包括在内。阿贡国家实验室、加州空气资源署和美国农业部使用 GREET 模型得出与干酒糟副产品置换饲料产品相关的负排放范围在  $-13.5$  到  $-12.1\text{ gCO}_2\text{e/MJ}$  之间(最大绝对差值为  $1.3\text{gCO}_2\text{e/MJ}$ ), 中间估计值为  $-12.8\text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ (表 3)。我们采用  $-12.8\text{gCO}_2\text{e/MJ}$  的数值, 该数值是基于豆粕、玉米和尿素的禽畜专用置换比例, 禽畜的组成主要是肉牛和奶牛, 加上 13%的猪和 6%的禽类。(9、10、12-14)。

总而言之, 基于 GREET 的最新分析和我们运用 Ecoinvent 数据进行的独立分析, 经审查和分析得出的农业排放总体范围为  $22.8$  至  $29.2\text{gCO}_2\text{e/MJ}$ , 中间估计值为  $26.0\text{gCO}_2\text{e/MJ}$ 。我们还在分析中考虑了干酒糟的副产品排放抵扣, 并根据阿贡实验室、加州空气资源署和美国农业部采用 GREET 进行的分析, 得出了  $-12.8\text{ gCO}_2\text{e/MJ}$  的中间估计值, 波动范围为  $-13.5$  至  $-12.1\text{gCO}_2\text{e/MJ}$ , 该估计值符合生命周期分析中针对副产品排放抵扣的 ISO 14044 标准。

### 3.3 乙醇生产

自 2010 年以来公布的玉米乙醇生命周期分析估计玉米乙醇生产的碳强度范围为  $26.5$  至  $32.7\text{ gCO}_2\text{e/MJ}$ (表 1)。与生物燃料生产相关的温室气体排放取决于从玉米中提取乙醇所使用的提炼工艺类型、这些工艺的能源使用强度以及用于提供动力的燃料的来源和类型。

玉米乙醇生产有两种主要的精制工艺: 干磨和湿磨。在干磨过程中, 谷粒被磨成粉, 然后进行淀粉水解和发酵过程(45)。干磨精炼厂生产乙醇、干酒糟及可溶物, 当设置了相应工序, 还可以提取玉米油(82)。与此相反, 湿法研磨的第一步是浸泡谷粒, 使谷粒与谷壳分离, 之后谷粒进一步被分离成纤维、麸质和淀粉(85)。湿磨精炼厂生产乙醇, 并将产出的纤维和麸质分别加工成饲料产品(85)。根据美国农业部的数据, 美国约 91%的精炼厂为干法研磨厂, 9%

为湿法研磨厂。湿法研磨比干法研磨的乙醇燃料产量更高(12-14)，但需要更多的资本投资，而且估计比干法的能源密集度高 75%(12-14、20、22、87)。

如补充材料中的表 S. 4 所示，表 1 中的大部分分析假设 89% 的精炼厂采用干法研磨，这与美国的干法研磨设施分布一致(86, 87)。其他模型，如加州空气资源署 2015、环保署 2010 和美国农业部 2018 (2022 年预计) 在 100% 精炼厂采用干磨法的假设下对玉米乙醇生产的碳强度进行估计，根据这些模型的假设，从电网消耗的电力约占精炼厂能源需求的 10%，其余 90% 动力由工艺燃料提供(2, 7, 9-14, 88, 89)。主要的工艺燃料是天然气，在精炼厂的工艺燃料能源使用中占 72.5%~100%(2、7、9-14、88、89)。煤在精炼厂中占工艺燃料能源的 0%~27.5% (2, 7, 9-14, 88, 89)。天然气和生物质能比煤的能源效率高；然而，由于燃料和资本成本高，生物质能没有得到广泛使用(90)。

阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署生成的燃料生产排放量相互一致，最大差异约为  $6\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$ 。为了进一步评估这些数值，我们使用最近公布的阿贡国家实验室 2018 年对位于美国 17 个州的 65 个玉米乙醇干磨设施的调查数据计算出乙醇生产的碳强度，并将结果与表 1 中的乙醇生产值进行比较(30)。根据接受调查的设施的报告，每加仑乙醇平均消耗的天然气为 24,310 英热单位(BTU)，消耗电力 0.747 千瓦时(kWh)，并且不使用煤炭(30)。这些结果相当于一个普通干法玉米乙醇生产设施  $27.8\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$  的燃料排放量，该数值处在阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署估计范围的低端。调查样本中的设施不一定能代表整个玉米乙醇生产者，因为它们都是干磨设备，而且没有一家报告使用煤炭。尽管如此，这些最新的调查数据证实了我们所研究的模型中能源使用强度和能源类型的输入。根据这些观察，我们发现玉米乙醇生产的合理中间估计值和可信的碳强度范围分别为  $29.6\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$  和 26.5 到  $32.7\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$ 。

### 3.4 其他直接排放类别

我们审查和更新的其余温室气体排放类别是燃料和原料运输、尾气排放和变性剂排放。燃料和原料运输类别包括与玉米从农场运送到精炼厂和玉米乙醇从精炼厂运送到零售站的运输过程中燃烧汽油和柴油燃料相关的排放量。尾气类包括运输车辆燃烧玉米乙醇产生的排放。尾气管中以玉米乙醇为基础的二氧化碳排放被认为是生物源性的，并由新的生物质生长过程中的碳吸收抵消(7)。玉米乙醇燃烧也会排放甲烷( $\text{CH}_4$ )、一氧化二氮( $\text{N}_2\text{O}$ )和挥发性有机化合物(VOCs)，这些物质都包含在玉米乙醇尾气排放模型中。

阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署的模型中燃料和原料运输及尾气排放的碳强度值分别为 3.4 和  $0.5\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$ (表 4)。在大多数分析中，这两个类别加起来约占总碳强度值的 6%。尽管对碳强度总值的贡献不大，但原料和燃料运输的碳强度估计值相差近 3 倍 ( $2.2\sim 6.0\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$ )，尾气排放的碳强度估计值相差 9 倍 ( $0.09\sim 0.83\text{gCO}_2\text{e}/\text{MJ}$ )。这些范围内的变化主要反映了两个因素：全国输入参数的更新和加州与全国输入参数的对比。我们首先讨论运输排放，然后讨论尾气排放。

表 4. 阿贡国家实验室 ANL、加州空气资源署 CARB、美国农业部 USDA 和环保署 EPA 制作的其他直接排放模型

	加州空气资源署 2015	阿贡国家实验室 2016	美国农业部 2018*	加州空气资源署 2019	阿贡国家实验室 2019	阿贡国家实验室 2020	环保部 2010 (2022)	美国农业部 2018 (2022)
GREET 模型	CA-GREET 2.0 (GREET 1_2013)	GREET 1_2016	GREET 1_2015	CA-GREET 3.0 (GREET 1_2016)	GREET 1_2019	GREET 1_2020	GREET 1.89c (2009)	GREET 1_2015
<b>燃料和原料运输</b>								
原料运输 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	2.06	1.49	1.86	1.5	1.55	1.2	--	1.16
燃料运输 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	3.86	1.19	1.39	2.6	0.99	0.98	--	1.34
原料和燃料运输 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	6.0	2.7	3.3	4.1	2.5	2.2	4.0	2.5
<b>尾气管</b>								
甲烷 (CH <sub>4</sub> ) 排放 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	--	0.06	0.29	--	0.06	0.06	0.25	0.29
一氧化二氮 (N <sub>2</sub> O) 排放 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	--	0.47	0.26	--	0.47	0.47	0.58	0.26
尾气排放 (gCO <sub>2</sub> e/MJ)	0	0.52	0.55	0.09	0.52	0.52	0.83	0.55

\*美国农业部的数值包含了与燃料、原料、酒糟和玉米油相关的排放。

gCO<sub>2</sub>e/MJ 克二氧化碳当量/兆焦

CARB 加州空气资源署

GHG 温室气体排放

USDA 美国农业部

EPA 环保署

CH<sub>4</sub> 甲烷

N<sub>2</sub>O 一氧化二氮

参考文献: (7, 9, 10, 12-14, 91)

对表 4 的审查表明, 随着 GREET1\_2016 的发布, GREET 模型中的原料和燃料运输排放量减少了 15%至 25%。GREET 中的变化反映了新的分析, 即考虑到中西部玉米种植州的生产设施数量增加了 5 倍, 导致玉米农场与乙醇工厂的距离更近, 以及乙醇的运输从以卡车为主转向以铁路为主(71)。从 2010 年起, 乙醇在全美汽油中的快速扩张是新分析中引用的邻近效应和铁路效应的推动力(72)。加州空气资源署 2019 年的数值为 4.1 gCO<sub>2</sub>e/MJ, 阿贡国家实验室的数值为 2.2 - 2.7 gCO<sub>2</sub>e/MJ, 两者之间的差异源于加州空气资源署对运送乙醇的卡车、油罐车和驳船的燃油经济性和货物有效载荷进行了调整 (70)。考虑到 GREET 的更新, 我们采用了 2.2-4.1 gCO<sub>2</sub>e/MJ 的可信范围和 3.1gCO<sub>2</sub>e/MJ 的中间值作为燃料和原料运输的碳强度值。

对表 4 的补充检查表明，加州空气资源署 2015 年和 2019 年生命周期分析中尾气排放的碳强度比阿贡国家实验室、环保署和美国农业部的相应碳强度约低 5 倍。这种差异反映了对于加州空气资源署，加州的排放标准比美国的标准低(70)。与阿贡国家实验室自 2016 年以来发布的相对一致的估计值相比，环保署在 2010 年对 2022 年的预测是一个异常值，因此我们省略了环保署的数值，不作进一步考虑。鉴于以上这些结果，我们为尾气排放采用了 0.09~0.55 gCO<sub>2</sub>e/MJ 的可信范围和 0.3 gCO<sub>2</sub>e/MJ 的中间值。

我们评估的最后一个排放类别是添加到乙醇中的少量变性剂，按体量计算约为 2%，目的是使其无法饮用 (2, 92)。加州空气资源署在 2015 年和 2019 年的生命周期分析中考虑了变性剂，但尚未纳入环保署、阿贡国家实验室和美国农业部的生命周期分析。加州空气资源署计算与变性剂相关的排放所用公式中包括农业、副产品排放额、燃料生产以及燃料和原料运输。计算出的变性剂值与其他排放类别的碳强度成反比。CA-GREET 3.0 模型估计的变性剂排放值为 1.12 gCO<sub>2</sub>e/MJ(10)。我们采用 CA-GREET 3.0 的方法来估计与我们分析中碳强度中间估计值相关的变性剂碳强度，计算出的数值为 2.0gCO<sub>2</sub>e/MJ。我们用这三个值的最小值和最大值将变性剂碳强度的可信范围界定为 0.55 至 2.0 gCO<sub>2</sub>e/MJ，中间估计值为 1.3 gCO<sub>2</sub>e/MJ。

### 3.5 玉米乙醇的碳强度

综合前文所述的土地用途变更、农业、副产品排放抵扣、燃料生产、燃料和原料运输、尾气和变性剂排放的中间估计值和可信范围，我们估计玉米乙醇的碳强度为 51.4gCO<sub>2</sub>e/MJ，总体范围为 37.6-65.1gCO<sub>2</sub>e/MJ (图 5)。我们对燃料和玉米生产和运输的研究结果与科学文献中温室气体排放估计的明显下降和趋同趋势是一致的 (图 1)。

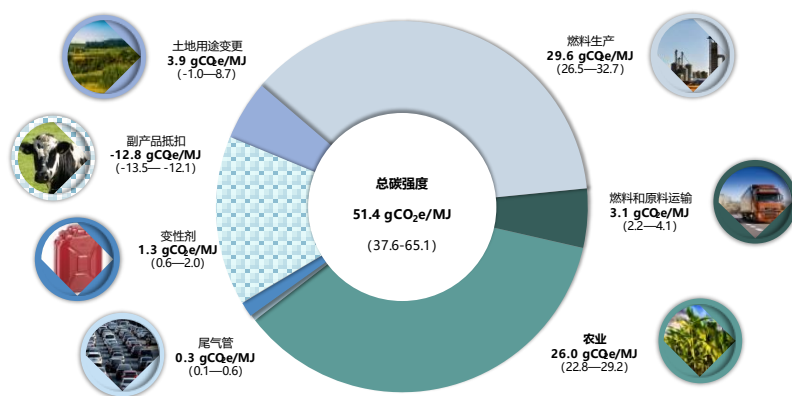


图 5. 玉米乙醇的温室气体排放类别和总碳强度



## 4. 讨论

我们审阅了同行评议出版物和灰色文献报告，内容涉及“从油井到车轮”的温室气体生命周期分析，以及对美国生产的玉米乙醇碳强度的生命周期分析具体组成部分的研究。阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署是编制玉米乙醇生命周期分析的四个主要机构。他们对玉米乙醇碳强度的估计在过去30年中下降了约50%，但并不一致。各组织对农业和乙醇生产的温室气体排放的估计值相差不超过20%。此外，我们从两个独立的信息来源得出的农业和乙醇生产的碳强度估计值也证实了四个政府组织的结果。但是，各组织对土地利用变更的处理不太一致，相互之间的差异性约为70%。我们的审查表明，阿贡国家实验室和美国农业部对土地用途变更的碳强度估计值是基于比环保署和加州空气资源署更可靠的方法和数据。这些碳强度的估计值趋近于一个最佳中间估计值，即55gCO<sub>2</sub>e/MJ。值得注意的是，一些作者对玉米乙醇的碳强度估计比此处的评估结果更低或更高，但这些评估是针对特定地区和技术组合的，而我们的目标是描述整个美国的排放情况(93, 94)。

从1990年到2010年，玉米生产和运输（包括耕作、原料运输和副产品排放抵扣）的模型排放量减少了约14gCO<sub>2</sub>e/MJ，并在过去十年中趋于稳定，阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署的所有最新估计值都在10.5至24.4gCO<sub>2</sub>e/MJ之间（图1）。玉米生产排放的下降趋势可以用农业生产方式和生命周期分析方法的改进所解释。在过去几十年中，由于作物和养分管理战略，如使用氮抑制剂和精准农业，玉米产量增加，每蒲式耳玉米施肥量减少(7, 76, 95)。根据美国农业部国家农业统计局的数据，2000-2018年间，在大多数“美国玉米种植带”州（伊利诺伊州、印第安纳州、爱荷华州、内布拉斯加州），每蒲式耳玉米的氮肥用量以克为单位减少了20%以上(96)。从2005年到2010年，每蒲式耳的农场能源使用量下降了约8%，这种下降趋势很可能从2010年开始一直持续下去(97)。用于体现农业排放的GREET模型也得到了改进，定量地计算土壤有机碳，这往往会降低玉米种植的温室气体排放量(98)。将与玉米油用作生物柴油原料相关的副产品排放抵扣，也有助于玉米生产和运输排放的下降趋势(99)。

与农业实践方式相关的副产品排放抵扣后的净温室气体排放在玉米乙醇的总碳强度中占比较大的份额（26%），因此，如果能进一步改善，减少玉米生产“从摇篮到大门”的足迹，将进一步改善玉米乙醇的碳强度。更多采用精准施肥技术，不仅能带来显著的经济效益，还能带来环境效益(100, 101)。中西部上游各州为乙醇生产提供了大量玉米，通过采用保护性耕作、减少氮肥使用和种植覆盖作物，该地区玉米“从摇篮到大门”的总碳强度可减少74%(102)。实施土地管理措施，如覆盖作物和施用粪肥，已被发现可以增加土壤有机碳(103)。提高管理水平的结果情况已被证实取决于区域可变因素，包括气候和土壤特征，这表明有必要也有机会在地利的基础上改进管理方式(103)。生物燃料政策应该给予农场主和玉米乙醇生产者充分的激励和抵扣优惠，以鼓励他们采用对环境有益的实践，这将反过来提高经济激励，让这些实践得以广泛使用。我们还建议，未来的GREET模型应更新玉米生产中使用能源的输入，因为目前的GREET模型依赖于2015年美国农业部的一项研究，该研究使用的是2010年的农业数据(97)。我们审查中提出的另一个建议是，Ecoinvent更新其关于美国玉米生产的数据集，以反映当前的平均实践和更多的最新数据，特别是灌溉和谷物干燥的数据。

1990年至2010年，乙醇生产和运输的模型排放量减少了约27gCO<sub>2</sub>e/MJ，在过去十年中趋于稳定，阿贡国家实验室、加州空气资源署、美国农业部和环保署最近的估计值都在28.5-34.1gCO<sub>2</sub>e/MJ之间(图1)。用于估计燃料生产排放的模型也已更新，包括更多最新的发电组合数据和更准确的工厂类型分布。然而，最新的燃料生产模型仍然使用旧的发电组合数据集，这些数据集要么是过时的，要么是基于估计的预测；并且假设燃料类型(如天然气、煤炭)和工厂类型(如干磨、湿磨)的分布或者是100%的干磨和天然气，或者自2016年以来一直保持不变(表S.4)。我们建议未来的研究对能源输入和工厂分布数据进行验证，因为它们在确定燃料生产温室气体排放方面有着重要作用。

由于与乙醇生产相关的温室气体排放占玉米乙醇总碳强度的58%，因此，与副产品(干酒糟及可溶物、二氧化碳和玉米油)和替代能源(生物质、沼气、风能和太阳能)相关的额外生产改进可以在降低玉米乙醇总碳强度方面发挥重要作用。过渡到100%湿酒糟可带来约-10gCO<sub>2</sub>e/MJ的减排，因为避免了与酒糟干燥相关的能源消耗(104)。二氧化碳是玉米乙醇发酵过程中的副产品，可以被封存或捕获，并出售给其他单位使用，如饮料行业，通过避免二氧化碳的排放或生成，可带来高达-30gCO<sub>2</sub>e/MJ的减排(81, 104)。玉米油作为副产品，如果取代大豆油，或用作路面添加剂延长沥青路面的使用寿命，也可以生成碳排放抵扣(83, 84)。使用替代能源，如生物质能、奶牛场或猪场沼气、太阳能或风能，分别可产生约-20gCO<sub>2</sub>e/M(13)、-65gCO<sub>2</sub>e/MJ(105)和-5gCO<sub>2</sub>e/MJ(79)的碳强度抵扣。我们通过GREET(106)中用天然气替代燃料加工和酒糟干燥所使用的能源来估算生物质的最大潜在碳强度抵扣。我们假设生物质是生物源，其排放可以忽略不计，没有考虑与生物质加工和运输相关的排放，也没有考虑玉米秸秆作为生物质对化肥使用的影响。我们利用提交给加州空气资源署审查的2019年低碳燃料标准路径估算了与沼气相关的潜在碳强度抵扣(105)，但没有考虑向精炼厂供应和运输足够的沼气的物流问题。我们使用CA-GREET(79)确定了风能或太阳能的碳强度潜力，其中包括风能和太阳能作为无排放能源的选择。利用风能和太阳能取代天然气等主要能源并不是一个可行的方案，但可以应用于精炼厂的某些工艺过程。我们建议继续研究替代性副产品生产过程、能源以及生物质、沼气、风能和太阳能等加工燃料的可行性和影响。

由于建模和土地管理的改进，1990年至2010年期间，土地用途变更的模型排放量从30.0gCO<sub>2</sub>e/MJ降至14.0gCO<sub>2</sub>e/MJ，美国农业部和阿贡国家实验室的生命周期分析排放量继续减少(图1)。建模方面的改进包括完善GTAP-BIO(全球贸易分析项目-生物燃料)-实地领先的农业经济模型，使用合适的产量价格弹性值(0.175-0.35)，以及采取土地集约化。多年来对全球贸易分析项目进行的数据驱动的改进包括更新区域产量价格弹性、土地转换弹性、土地集约化参数和产量提高；以及将美国、巴西和加拿大的耕地牧场作为土地类型纳入其中(39)。经过这些改进的模型使土地用途变更值降低(7, 39)。例如，对土地转化参数进行了调整，以考虑到相对于转化草原，将森林转化为耕地的成本(48、107、108)。林地转为耕地所需的成本和资源往往使农民望而却步，其结果是其他可行的土地类型如牧场被进行转换。将这一现实的、合乎逻辑的观察结果纳入土地转化参数，会使林地转化为耕地的可能性降低，最终降低了模型土地用途变更值(107)。

阿贡国家实验室的国内土地用途变更模型的生物燃料生产土地用途变更碳计算器(CCLUB)也进行了修改，纳入了与耕作和选择土壤深度有关的土地管理实践，这些实践影响了土壤变化(SOC)，以及现代农业时期的县级玉米产量记

录(37, 109)。增加土壤变化和实际产量数据的国内土地管理实践, 在降低与土地用途变更相关的温室气体排放方面发挥了作用。

阿贡国家实验室和美国农业部对过去十年土地用途变更排放量的估计(包括对 2022 年的预测)落在我们估计的-1.0 至 8.7gCO<sub>2</sub>e/MJ 范围内。加州空气资源署(19.8 gCO<sub>2</sub>e/MJ)和环保署(预测 2022 年为 26.3 gCO<sub>2</sub>e/MJ)的估计值超出了我们的范围, 与 2011 年之前生命周期分析的土地用途变更值相近(图 1), 并且是基于不代表当前最佳实践的建模方法。环保部使用了两种不同的模型, 与 GTAP-BIO(全球贸易分析项目-生物燃料)相比有一定的局限性。(1)FASOM(林业和农业部门优化模型), 它侧重于国内土地用途变更, 在玉米乙醇的生命周期分析中没有被广泛采用;(2)FAPRI(粮食和农业政策研究所), 它预测作物种植面积的非具体变化, 需要外部输入 MODIS 卫星数据来分配土地类型, 导致与土地用途变更相关的排放估计不可靠(47)。加州空气资源署使用了 GTAP-BIO 模型, 但用于建模的 5 个产量价格弹性中有 3 个(0.05、0.10、0.35)(53)超出了我们确定的最佳实践范围(0.175 至 0.325), 可能无法代表价格变化时的实际玉米作物产量。加州空气资源署还使用了农业生态区排放因子(AEZ-EF)模型, 该模型往往会产生较高的土地用途变更排放量, 主要是因为它对耕地草场的处理。土地用途变更模型中的排放因子用于分配碳储量变化和与报告的土地用途变更相关的排放量。AEZ-EF 假设耕地草场转化为耕地的排放量是草场转化为耕地的排放量的 50%(110)。然而, 由于定期翻耕, 耕地草场转化为耕地产生的排放量可能较低, 因为耕地草场通常“根据净收益的变化在耕地和草场之间来回转换(111)”。土地用途变更建模中使用的其他排放因子模型有 Woods Hole、Winrock International 和 CCLUB(37、112、113)。在进行审查时, 我们没有发现侧重于对不同的土地用途变更排放系数的评价和效用的全面分析。为了改进土地用途变更的特定呈现, 我们建议今后的研究对各种排放系数进行彻底审查, 以评估其假设和功能的有效性。

与早期生命周期分析的估计相比, 最近的分析表明, 土地用途变更占玉米乙醇总碳强度的比例很小(7%)。目前预测生命周期分析中土地用途变更排放的方法有一个局限性, 即由此产生的温室气体排放量是作为一个静态数字提出的。实际上, 土地用途的变更, 如为出生产物燃料的农田砍伐森林, 会产生碳债务, 随着生物燃料取代石油或其他化石燃料, 这些碳债务可以随着时间的推移而进行偿还(114)。回报期由原始债务的规模和生物燃料的碳红利大小决定。在这种情况下, 土地用途变更的碳影响是一种动态属性, 一开始是一个大的碳源, 最终成为一个净碳汇。在这种“债务-红利”框架下的原始分析表明, 基于相对较小的生物燃料红利, 玉米乙醇的投资回收期为 48-167 年(114)。最新的土地用途变更估算表明, 目前的生物燃料红利比早期的分析有所增加。因此, 我们建议未来的研究对玉米乙醇的碳债务和红利的早期分析进行更新, 因为从土地利用的角度考虑, 乙醇生产成为净碳汇的时间尺度可能比以前的估计要短得多。更新后的分析应纳入中西部草原土地碳含量的最新数据, 以及玉米种植和乙醇生产与石油提炼汽油相比的净碳强度。

我们的分析审查了主要采用 GREET 模型或 GREET 模型的某个版本(如 CA-GREET)的研究者进行的生命周期分析和生命周期分析组成部分。需要指出的是, 其他国际建模工具也可用于制作玉米乙醇的温室气体排放曲线, 如 GaBi(115)、GHGenius(116)和 RenovCalc(117)。对国际生命周期分析建模工具的

比较分析会加强对玉米乙醇碳强度的理解。此外，我们的研究结果还涉及到当前玉米乙醇生产和消费的温和增长对碳排放的影响。有必要进行全面的相应分析，以评估生产和消费的大幅增长（例如，将乙醇在汽油中的比例从 10% 提高到 20%）的影响。全面的相应分析将提出生产系统中的限制因素，包括土地的可用性、耕作效率（如产量弹性）和资源（如水），以及水稻作物和牲畜生产和管理变化带来的额外间接排放。环保署和美国农业部估计这两个类别的贡献在 1.5 和 2.7 gCO<sub>2</sub>e/MJ 之间 (2, 7)。作为敏感性分析的一部分，我们认定，纳入这两类排放估计将使我们的碳强度增加约 4%。

生命周期分析还应该扩大对不同区域和不同时期土地利用的最新经验分析，以更准确地描述潜在的间接土地用途变更 (56、68、69、118)。我们借鉴的最全面的研究是 Babcock 和 Iqbal 在 2014 年成果 (68)。我们建议进行更多的土地用途变更的实证研究，这些研究采用最近的和更新的数据来源，如联合国粮食及农业组织 (119) 和卫星数据。

我们对与玉米乙醇“从油井到车轮”生命周期有关的温室气体排放的科学现状进行了分析，得出的碳强度中间估计值为 51.4gCO<sub>2</sub>e/MJ。我们将中间估计值与纯汽油的平均碳强度进行了比较，其范围为 93 至 101 gCO<sub>2</sub>e/MJ (2, 120, 121)，平均约为 96 gCO<sub>2</sub>e/MJ。比起传统汽油的平均碳强度，我们对玉米乙醇的中间估计值要低 46%。这些结果与政策和市场息息相关，因为通过生命周期分析生成的碳强度估计值被用于州、国家和国际层面重要的生物燃料政策和市场决策。我们建议，对交通运输燃料的碳强度进行比较分析时，应明确指出各自分析的系统界限，因为我们的审查表明，生命周期分析的相应组成部分会对碳强度估计结果产生很大影响。

## 5. 结论

---

玉米乙醇的温室气体强度评估在过去 30 年中下降了约 50%，目前的中间估计值约为 55gCO<sub>2</sub>e/MJ，按能量当量计算，比原油生产的汽油低 40% 以上。温室气体强度的下降是由于建模系统和输入数据的更新，这些数据反映了农业实践中市场驱动的变化，即单位数量的玉米减少了化肥和化石燃料的使用，提高了天然气的利用效率，以及乙醇精炼厂能源消耗的最新发电组合数据，以及基于市场的土地用途变更分析。美国组织目前的估计主要基于 GREET 模型系统，显示与玉米和玉米乙醇生产相关的直接排放，包括动物饲料和玉米油的副产品抵扣，约占总碳强度的 80%。我们研究的两组独立信息证实了 GREET 的结果。与农业和乙醇生产相比，最近的生命周期分析中与土地用途变更相关的碳强度估计变化较大，然而，最全面的评估表明排放量低于 10gCO<sub>2</sub>e/MJ。最近的研究表明，有利于更多采用精准农业系统的市场条件、土壤中有有机碳的保存以及对乙醇生产副产品的需求，都有可能降低玉米乙醇的碳强度。继续开发和完善模型，以考虑到副产品、包括土壤碳保护等的农业实践，以及直接和间接的土地用途变更等做法有望在未来提高碳强度估计的准确性。

## 鸣谢

---

作者感谢罗恩·阿尔弗森、托马·达令顿、杰弗里·罗森菲尔德和阿贡国家实验室 GREET 模型开发者的宝贵意见和建议。

## 数据可用性

---

可向作者索取支持本研究结果的相关数据。

## 6. 参考文献

---

1. 美国环境保护署. 2019 年可再生燃料标准计划(S). [2019 年 3 月 28 日更新。可从以下网址获取: <https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/overview-renewable-fuel-standard>。
2. 美国环境保护署. 可再生燃料标准计划 (RFS2) 监管影响分析 (R). 美国环境保护署, 交通和空气质量办公室评估和标准司; 美国环境保护署; 2010 年 2 月. 报告编号: EPA-420-R-10-006。
3. 美国环境保护署. 可再生燃料标准 (RFS2): 2017 年最终规则(S) [2017 年 6 月 15 日更新。可从以下网址获取: <https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/renewable-fuel-standard-rfs2-final-rule>。
4. Lewandrowski J, Rosenfeld J, Pape D, Hendrickson T, Jaglo K, Moffroid K. 玉米乙醇的温室气体效益-评估最近的证据(J). 生物燃料, 2019: 1-15.
5. 美国能源信息管理局. 美国乙醇的生产、消费和贸易(R). 2020.
6. 美国乙醇联盟. 正确评估玉米乙醇低碳效益的案例: 2018 年白皮书 (R). 2018.
7. Rosenfeld J, Lewandrowski J, Hendrickson T, Jaglo K, Moffroid K, Pape D. 玉米乙醇温室气体排放的生命周期分析 (R). ICF 根据美国农业部合同 AG-3142-D-17-0161 编制的报告; 2018 年 9 月 5 日, 2018.
8. 加州空气资源署. CA-GREET 1.8b2009 版模型 [12 月更新。可从以下网址获取: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-life-cycle-analysis-models-and-documentation>.
9. 加州空气资源署. CA-GREET 2.02015 版模型 [5 月 6 日更新。可从以下网址获取: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-life-cycle-analysis-models-and-documentation>.
10. 加州空气资源署. CA-GREET 3.0 2019 版模型[于 2019 年 1 月 4 日更新。可从以下网址获取: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-life-cycle-analysis-models-and-documentation>。
11. 阿贡国家实验室. GREET. 8d. 1. 阿贡国家实验室; 2010 年 8 月 26 日, 2010.
12. 阿贡国家实验室. GREET1 2016. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2016.

13. 阿贡国家实验室. GREET1 2019. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2019.
14. 阿贡国家实验室. GREET1 2020. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2020.
- 15 美国环境保护署. 2016 年可再生燃料标准下温室气体排放的生命周期分析 (R) [2016 年 8 月 16 日更新。可以下网址获取:  
<https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/lifecycle-analysis-greenhouse-gas-emissions-under-renewable-fuel>.
16. 阿贡国家实验室. GREET1 2011. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2011.
17. 阿贡国家实验室. GREET1 2012. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2012.
18. 阿贡国家实验室. GREET1 2012r1. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2012.
19. 阿贡国家实验室. GREET1 2012r1. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2012.
20. 阿贡国家实验室. GREET1 2013. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2013.
21. 阿贡国家实验室. GREET1 2014. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2014.
22. 阿贡国家实验室. GREET1 2015. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2015.
23. 阿贡国家实验室. GREET1 2016r1. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2017.
24. 阿贡国家实验室. GREET1 2017. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2017.
25. 阿贡国家实验室. GREET1 2018. GREET 1 系列 (燃料循环模型): 阿贡国家实验室; 2018.
26. Flugge M, Lewandrowski J, Rosenfeld J, Boland C, Hendrickson T, Jaglo K 等. 玉米乙醇温室气体排放的生命周期分析 (R). ICF 根据美国农业部合同 AG-3142-D-16-0243 编制的报告; 2017 年 1 月 30 日.

27. 阿贡国家实验室. GREET 模型平台. 阿贡国家实验室; 2020 年 10 月 9 日, 2020 年.
28. Ecoivent 数据库[互联网]. 2020. 可从以下网址获取:  
<https://www.ecoinvent.org/>.
29. ANSI(美国国家标准协会)标准. 环境管理-生命周期分析-要求和指南 ISO 14044:2006 (S) 规定了 2020 年的要求并提供了指导[见:  
[https://webstore.ansi.org/Standards/ISO/ISO140442006?gclid=Cj0KCQjwoJX8BRCZARIsAEWBFMJ8CasSwv-htj7sk3pm674E6GMXi4-kqpIIJ4duY2kWkJ-Wx-Dz1gsaAtBJEALw\\_wcB](https://webstore.ansi.org/Standards/ISO/ISO140442006?gclid=Cj0KCQjwoJX8BRCZARIsAEWBFMJ8CasSwv-htj7sk3pm674E6GMXi4-kqpIIJ4duY2kWkJ-Wx-Dz1gsaAtBJEALw_wcB)].
30. Wu M. 美国生物燃料行业能源和水的可持续性 (R). 能源系统部, 阿贡国家实验室; 2019.
31. Searchinger T, Heimlich R, Houghton RA, Dong F, Elobeid A, Fabiosa J, 等. 出产生物燃料的美国农田通过土地用途变更增加温室气体排放 (J), 科学, 2008;319(5867):1238-40.
32. 加州空气资源署. 实施低碳燃料标准的拟议法规, 第一卷, 2009.
33. Hertel TW, Golub AA, Jones AD, O'Hare M, Plevin RJ, Kammen DM. 美国玉米乙醇对全球土地用途和温室气体排放的影响: 对市场调节反应的估计 (J). 生物科学, 2010;60(3):223-31.
34. Tyner WE, Taheripour F, Zhuang Q, Birur D, Baldos U. 美国玉米乙醇生产引起的土地用途变更和随之而来的二氧化碳排放: 综合分析最终报告修订. 2010.
35. Wang M, Han J, Dunn JB, Cai H, Elgowainy A, Well. 美国玉米、甘蔗和纤维素生物质乙醇的“从油井到车轮”能源使用和温室气体排放 (J). 环境研究通讯, 2012;7(4):045905.
36. Dunn JB, Mueller S, Kwon H-y, Wang MQ. 土地用途变更和玉米及纤维素乙醇的温室气体排放 (J). 生物燃料的生物技术, 2013;6(51).
37. Kwon H, Liu X, Dunn JB, Mueller S, Wander MM, Wang M. 生物燃料生产引起的土地用途和土地管理变化的碳计算器 (CCLUB). 阿贡国家实验室, 环境科学部; 2020 年 9 月.
38. 加州空气资源署. 工作人员报告: 从作物生物燃料的间接土地用途变更计算碳强度值. 2015.
39. Taheripour F, Zhao X, Tyner WE. 考虑土地集约化和数据更新对生物燃料土地用途变更和排放估计的影响. 生物燃料生物技术, 2017; 10:191.
40. Carriquiry M, Elobeid A, Goodrich R. 从巴西和美国的生物燃料政策考量, 比较巴西亚马逊森林砍伐的决定因素之趋势和强度. 特拉巴霍文件系列; 2016 年 12 月 16 日.



41. Carriquiry M, Elobeid A, Dumortier J, Goodrich R. 将巴西次国家农业生产和土地利用纳入美国生物燃料政策评估(J). 应用经济观点和政策, 2020;42(3):497-523.
42. 空气改善资源 I. 玉米乙醇生命周期分析的比较: 加州低碳燃料标准(LCFS)与可再生燃料标准(RFS2). 2010.
43. Taheripour F, Tyner WE, Wang MQ. 以 GTAP 模型模拟由美国纤维素生物燃料计划导致的全球土地用途变更. 2011.
44. Wang MQ, Han J, Haq Z, Tyner WE, Wu M, Elgowainy A. 技术进步和土地用途变更对玉米和纤维素乙醇的能源和温室气体排放的影响(J). 生物质和生物能源, 2011;35(5):1885-96.
45. 协调研究咨议会. 加州资源公司报告第 E-88 号: 交通运输燃料生命周期分析审查. 2011.
46. McCarl BA. 林业和农业部门优化模型: 模型描述. 德克萨斯州 大学站: 德克萨斯农工大学; 无确切日期.
47. Shrestha DS, Staab BD, Duffield JA. 生物燃料对粮食价格指数和土地用途变更的影响. 生物质和生物能源, 2019;124:43-53.
48. Zhao X, van der Mensbrugge DY, Keeney RM, Tyner WE. 改进经济模型中处理土地用途变更的方式(J). 经济模型, 2020;84:13-26.
49. Tabeau A, Eickhout B, Meijl Hv. 内生农业用地供给: GTAP 模型中的估计与实施. 无确切日期.
50. 农业统一发展条例. 保护区计划. 无确切日期. [见:  
<https://www.fsa.usda.gov/programs-and-services/conservation-programs/conservation-reserve-program/#:~:text=Contracts%20for%20and%20enrolled%20in,reduce%20loss%20of%20wildlife%20habitat.>
51. Leland A, Hoekman SK, Liu XV. 审查加州低碳燃料标准条例中对间接土地用途变更模型的修改和带来相应的碳强度值的变化. 清洁生产期刊, 2018; 180:698-707.
52. Schnepf R, Yacobucci BD. 可再生燃料标准(RFS): 概述和问题. 国会研究局; 2013年3月14日.
53. 加州空气资源委员会. 附录一: 间接土地用途变更详细分析. 2015.

54. Babcock B, Gurgel A, Stowers M. 弹性值分组的最终建议. 空气资源署低碳燃油标准专家工作组; 2011 年.
55. 联合国粮食及农业组织. 词汇表 1995[见:  
<http://www.fao.org/3/v9926e/v9926e0a.htm>].
56. Taheripour F, Cui H, Tyner WE. 集约和粗放边缘农业土地用途变更的探索: 生物燃料引起的土地用途变更的影响. 生物能源与土地用途变更, 2017:19-37.
57. Houck JP, Gallagher PW. 美国玉米产量的价格反应(J). 美国农业经济杂志, 1976;58(4):731-4.
58. Lyons DC, Thompson RL. 相对价格扭曲对玉米生产率和出口的影响: 一项跨国研究(J). 农村发展杂志/农川京畿道, 1981;4(1071-2019-993):83-102.
59. Menz KM, Pardey P. 技术与美国玉米产量: 平稳与价格反应(J). 美国农业经济杂志, 1983;65(3):558-62.
60. Choi J-S, Helmberger PG. 作物产量对价格变化和农业计划有多敏感? 农业与应用经济学杂志, 1993;25(1379-2016-113301):237-44.
61. Huang H, Khanna M. 美国作物产量和耕地面积的计量经济分析: 对气候变化影响的结果. 农业与应用经济协会, 2010; 2010 年 7 月 25 日至 27 日; 丹佛, 2010.
62. Berry S, Schlenker W. 国际清洁运输理事会技术报告: 作物产量弹性的经验证据. 2011 年 8 月 5 日.
63. Smith A, Sumner D. 作物估计产量对价格的反应: 生物燃料生产对环境影响的结果. 加州大学戴维斯分校, 2011.
64. Goodwin BK, Marra MC, Piggott NE, Mueller S. 收益率对价格是内生的吗? 玉米季节间和季节内产量响应的实证评价. 2012.
65. Rosas JF. 农业生产对环境影响的论文. 2012.
66. Miao R, Khanna M, Huang H. 作物产量和面积对价格和气候的响应(J). 美国农业经济杂志, 2015;98(1):191-211.
67. Martin A, Coolsaet B, Corbera E, Dawson N, Fisher J, Franks P 等. 土地利用集约化: 可持续发展的承诺和现实权衡. 2018.
68. Babcock BA, Iqbal Z. 利用最近的土地用途变更来验证土地用途变更模

型. 2014

69. Hoekman SK. 第六届运输燃料生命周期分析研讨会. 阿贡国家实验室; 2019年10月15日至17日, 2019年.

70. 加州空气资源署. CA-3.0 补充文件和变更表. 2018年2015年6月4日.

71. 系统评估小组. GREET 2016 模型套件的扩展、更新和结果摘要. 能源系统部, 阿贡国家实验室; 2016年.

72. Gallagher PW, Yee WC, Baumes HS. 2015年玉米乙醇行业能源平衡. 美国农业部; 2015年-2016年2月.

73. Jungbluth N, M.F. Emmenegger E. 生物能源的生命周期清单. 2007.

74. McAlloon A, Taylor F, Yee W. 确定从玉米淀粉和木质纤维原料生产乙醇的成本: 由美国农业部和美国能源部赞助的一项联合研究. 2000年10月.

75. Shapouri H, Duffield J, Graboski M. 估算玉米乙醇的净能量平衡: 经济研究服务报告: 美国农业部, 经济研究服务部; 1995.

76. 美国农业部经济研究处. 玉米作物生产实践: 2019年所有参与调查的州的情况. 2019年8月20日. [参见:  
<https://data.ers.usda.gov/reports.aspx?ID=17883>].

77. 饲料谷物自定义查询[互联网]. 2020. 可从以下网址获取:  
<https://data.ers.usda.gov/FEED-GRAINS-custom-query.aspx>.

78. Meisner M. 玉米收割时机取决于谷物的水分. 农场主商业网[互联网]. 2018. 可从以下网址获取: <https://emergence.fbn.com/agronomy/when-to-harvest-corn-based-on-moisture#:~:text=The%20standard%20moisture%20for%20corn,water%20weight%20in%20the%20process>.

79. 加州空气资源署. 加利福尼亚州 2020 年低碳燃料标准生命周期分析模型和文件[参见: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-life-cycle-analysis-models-and-documentation>].

80. 美国环保署. 2020年可再生燃料批准路径[于2020年9月18日更新. 可从以下网址获取: <https://www.epa.gov/renewable-fuel-standard-program/approved-pathways-renewable-fuel>].

81. Mueller S, Rushing S. 碳信用的案例(J). 乙醇生产商期刊[互联网], 2019. 可从以下网址获取:  
<http://www.ethanolproducer.com/articles/16178/the-case-for-a-credit>.

82. Taheripour F, Tyner WE. 玉米油生物燃料的土地用途变更对排放的影响: 乙醇和生物柴油之间的减排共享(J). 生物燃料, 2014;5(4):353-64.
83. Uzer AU. 生物燃料副产品在路面土工材料稳定中的应用(J). 进展工程, 2015;125:685-91.
84. Podolsky JH, Williams RC, Cochran E. 玉米和大豆油衍生添加剂对聚合物改性 HMA 和 WMA 主曲线构建和动态模量性能的影响. 国际路面研究与技术期刊, 2018;11(6):541-52.
85. 可再生燃料协会. 乙醇是如何制造的? 无确切日期. [可从以下网址获取: <https://ethanolrfa.org/how-ethanol-is-made/>].
86. 可再生燃料协会. 2019 年乙醇袖珍指南[见: <https://ethanolrfa.org/wp-content/uploads/2019/02/RFA2019PocketGuide.pdf>].
87. 美国能源部. 替代燃料数据中心: 乙醇的生产和分销. [见: <https://afdc.energy.gov/fuels/ethanol%u2013production.html>].
88. 阿贡国家实验室. GREET1.8c 版的扩展和修订摘要. 2009.
89. 阿贡国家实验室. 2015 年燃料循环模型的扩展和更新摘要. 2015.
90. 美国能源信息管理局. 2018 年生物质详解[见: <https://www.eia.gov/energyexplained/biomass/>].
91. 淀粉和纤维乙醇的一级简化碳强度计算器[互联网]. 2019[2018 年 8 月 13 日引用]. 可从以下网址获取: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-life-cycle-analysis-models-and-documentation>.
92. 可再生燃料协会. 乙醇是如何制造的? 2020 年. [见: <https://ethanolrfa.org/how-ethanol-is-made/>].
93. Liska AJ, Yang HS, Bremer VR, Klopfenstein TJ, Walters DT, Erickson GE 等. 玉米乙醇生命周期能源效率和温室气体排放的改善(J). 工业生态学杂志, 2009;13(1):58-74.
94. Mekonnen MM, Romanelli TL, Ray C, Hoekstra AY, Liska AJ, Neale C. 美国和巴西生物乙醇的水、能源和碳足迹 (J). 环境科学与技术, 2018;52(24):14508-18.
95. Schimmelpfennig D, Ebel R. 信息时代一步之遥: 精准农业的最新应用.

- 美国农业部经济研究局；2011. 合同编号：EIB-80.
96. 国家农业统计局. 快速统计. 美国农业部，无确切日期.
97. Gallagher PW, Yee WC, Baumes HS. 2015 年玉米乙醇行业能源平衡. 2016.
98. 阿贡国家实验室. 原料碳强度计算器 (FD-CIC) . 2020.
99. 阿贡国家实验室. 玉米乙醇路径的更新以及在 GREET 模型中开发整合的玉米和玉米秸秆乙醇路径. 能源系统部阿贡国家实验室，2014.
100. Balafourtis A, Beck B, Fountas S, Vangeyte J, Wal T, Soto I 等. 精准农业技术对温室气体减排、农场生产力和经济做出了积极贡献. 可持续性期刊, 2017;9(8).
101. Mosheim R, Schimmelpfennig D. 美国玉米生产中的养分利用和精确农业. 效率和生产分析进展: 卡姆: 施普林格国际; 2020. 第 349-363 页.
102. Liu X, Kwon H, Northrup D, Wang M. 转变农业实践, 生产可持续、低碳强度的生物燃料原料. 环境研究通讯, 2020;15(8).
103. Qin Z, Canter CE, Dunn JB, Mueller S, Kwon H, Han J 等. 土地管理变化对生物燃料温室气体排放的影响. GCB 生物能源. 2018;10(6):370-81.
104. 加州空气资源委员会. 员工摘要: 红道能源, LLC 理查尔顿, 北达科他州淀粉-乙醇路径与碳捕获和封存 (CCS) 2020.
105. 2019 年需要公众评议的低碳燃料标准路径[互联网]. 2020. 可从以下网址获取: <https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/2019-lcfs-pathways-requirement-public-comments>.
106. 阿贡国家实验室. 能源系统 2019[见: [https://greet.es.anl.gov/greet\\_1\\_series](https://greet.es.anl.gov/greet_1_series)].
107. Qin Z, Dunn JB, Kwon H, Mueller S, Wander MM. 空间相关的模拟土壤碳排放因子对玉米和纤维素乙醇生命周期温室气体排放的影响. GCB 生物能源, 2016;8(6):1136-49.
108. Taheripour F, Tyner W. 生物燃料和土地用途变更: 将最新证据应用于模型估计. 应用科学, 2013;3(1):14-38.
109. Dunn JB, Qin Z, Mueller S, Kwon H-Y, Wander MM, Wang M. 生物燃料生产引起的土地用途变更的碳计算器 (CCLUB) . 2017.

110. Plevin RJG, Holly K., Duffy, James; Yui, Sahoko; Yeh, Sonia. 农业生态区排放因子 (AEZ-EF) 模型 (v47): 基于 AEZ 经济模型的土地用途变更温室气体排放模型. 2014.
111. Claassen R, Carriazo F, Cooper JC, Hellerstein D, Ueda J. 北方平原从草地到农田的转换: 作物保险、商品和灾害计划的作用. 2011.
112. 伍兹霍尔研究中心. 伍兹霍尔排放因子 2020[可从以下网址获取:  
<https://whrc.org/>].
113. 国际 W. Winrock 国际排放因子 2020[ 见: <https://www.winrock.org/>].
114. !!! 无效引用!!! (31, 112).
115. 斯费拉解决方案股份有限公司. GaBi 解决方案. 无确切日期. [见:  
<http://www.gabi-software.com/america/index/>].
116. (S&T) 斯卡尔德咨询 I. 温室气体精灵 2020[见:  
<https://www.ghgenius.ca/>].
117. Pavlenko N, Araujo C. 巴西生物燃料持续扩张的机遇和风险. 国际清洁运输理事会; 2019 年 7 月.
118. Langeveld JWA, Dixon J, van Keulen H, Quist Wessel PMF. 分析生物燃料扩张对主要生产国土地用途的影响: 增加复种的证据. 生物燃料、生物产品和生物精炼, 2014;8(1):49-58.
119. 粮农组织统计资料库 FAOSTAT[互联网]. 2020. 可从以下网址获取:  
<http://www.fao.org/faostat/en/#home>.
120. 阿贡国家实验室. GREET 2019 WTW 计算器能源系统, 2019. [见:  
<https://greet.es.anl.gov/index.php?content=sampleresults>].
121. 加州空气资源署. 低碳燃料标准路径认证碳强度 2020. [见:  
<https://ww2.arb.ca.gov/resources/documents/lcfs-pathway-certified-carbon-intensities>].