

引用格式:张丹,张卫峰. 低碳农业与农作物碳足迹核算研究述评[J]. 资源科学, 2016, 38(7): 1395-1405. [Zhang D, Zhang W F. Low carbon agriculture and a review of calculation methods for crop production carbon footprint accounting[J]. *Resources Science*, 2016, 38(7): 1395-1405]. DOI: 10.18402/resci.2016.07.19

低碳农业与农作物碳足迹核算研究述评

张 丹, 张卫峰

(中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘 要: 持续提高农业产量、提高土壤生产力、降低环境污染的低碳农业是21世纪发展的主旋律, 碳足迹评价方法是支撑低碳农业技术转型、碳交易、碳标签等管理措施的基础。本研究收集了水稻、小麦、玉米3种作物的22个研究结果, 发现碳足迹仍有很大的不确定性, 目前国内外尚没有建立统一的碳足迹核算方法体系, 导致同一作物碳足迹相差达十几倍, 例如水稻碳足迹从1895 kgce/hm² (ce: CO₂ equal, 即二氧化碳等当量), 到11 811 kgce/hm², 而小麦和玉米的净排放却出现相反的两个结果, 即固碳(净碳排放为负值)和排放(净碳排放为正值)。分析表明, 主要问题在于模型边界、温室气体种类、数据获取途径、量化单位等方面不一致, 因此需要重构作物生产碳足迹研究方法。本文提出了用生命周期方法量化农作物生产碳足迹的理论模型, 提出以农业投入品上游排放、农田生产排放、以及土壤固碳为边界的生命循环为边界, 量化全生命链条中的CO₂、CH₄、N₂O等直接排放因子以及NH₃和NO₃⁻等间接排放因子, 通过大样本数据建立关键排放因子的量化模型, 实现区域性碳足迹的定量化分析。

关键词: 低碳农业; 三大主要粮食作物; 可持续发展; 碳足迹; 生命周期评价法

DOI: 10.18402/resci.2016.07.19

1 低碳农业发展

绿色革命将农业提升到了新的阶段, 然而依靠高投入的集约化生产却带来了新的问题, 过去50年世界灌溉面积增加了近1倍, 化肥总投入增长了近4倍^[1], 随着现代农业的发展, 农机、农药、农膜等投入也迅速增加, 根据中国的国家统计数据显示, 近20年来, 中国农膜用量增加了271.1%、农药用量增加了136.2%、柴油用量增加了124.6%, 这些投入消耗了大量的化石能源。全世界农业化石能源消耗增加引发的大规模碳排放, 成为引起全球环境问题的关键因子。预计到2050年, 全球人口将增长50%, 全球粮食需求将增长60%~110%^[6-8]。美国科学院院士Tilman等预测, 按照过去的农业发展模式, 未来氮磷肥投入需增长约2.7~3.4倍。仅仅是氮肥投入就将导致每年30亿t当量CO₂的排放^[9], 这将

引发全球性生态环境危机。为此2013年联合国环境署和联合国可持续发展行动出台2020年增效20%的“2020计划”和2030年增效30%的“3030计划”^[10]。

随着“生态农业”、“循环农业”、“有机农业”、“可持续农业”等理念的发展, 国际学界提出进一步协调农业生产和环境可持续、强调高产出、低环境危害和农业生态系统自我完善的新农业模式。美国科学院院士Maston在20世纪90年代提出的“生态集约化农业”(Ecological intensification)是典型代表^[11]; 美国科学院院士Cassman主张通过土壤质量的改善、水肥资源调控以及综合管理途径来挖掘作物的产量潜力, 同时达到保护生态环境的目的^[6, 12]。Tilman指出必须更有效地利用农田养分以降低农业对环境的负效应^[13-15]; Drinkwater等提出通过生态

收稿日期: 2015-11-09; 修订日期: 2016-05-24

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划(2015QC097); 农业部公益性行业(农业)科研专项(201203079); 国家发展和改革委员会清洁发展机制项目(2013087)。

作者简介: 张丹, 女, 山东青岛人, 博士生, 主要研究方向为低碳农业。E-mail: zhangdan8720@163.com

通讯作者: 张卫峰, E-mail: wfzhang@cau.edu.cn

的、综合的途径挖掘作物潜力,提高土壤内在养分的循环利用以减少作物对外部化肥依赖^[6]。综合上述观点,未来农业的核心特征应该是持续提高作物产量、持续提高土壤生产力、尽可能地降低外源投入。这一农业方向的实现需要依赖于可度量的相关指标以及方法策略,然而目前尚没有建立综合的指标体系和方法。

碳既是农业生产水平的关键指标(净初级生产力以固定 CO₂ 的能力表征),也是土壤肥力的指标(有机质主要是碳的形态),又是环境问题如全球增温(CO₂)的关键指标。因此用碳度量作物产量、土壤生产力和环境质量,能较好地反映未来可持续农业的特征。具体而言,未来农业应该追求以最小的碳投入获得最大的生物碳固定和土壤碳储存,简言之就是尽可能减少碳向大气的排放,也可称为低碳农业(Low carbon agriculture)。如何建立低碳农业的度量体系也是热点研究问题。足迹研究,尤其是碳足迹的理念有助于实现对低碳农业的度量^[17]。农作物碳足迹可以理解为:在农作物生产过程中,各项农田管理过程直接或间接引起的温室气体,以及农业生产投入品上游生产运输中排放的温室气体。由于 N₂O 也与碳建立了定量关系,而 N₂O 又与 NH₃ 和 NO₃⁻ 等其他影响大气和水体质量的因子存在着定量关系,因此通过碳的量化可以同时协调碳氮两个循环体系,不仅代表了农业生产的两大关键资源,也可以反映氮素对大气、水体、臭氧层、生物多样性等多方面的影响。另一方面,碳作为量化指标,有利于将农业生产的上下游进行一体化管理,作为化石农业,其投入品如化肥、农膜、灌溉耗电、农机柴油等生产资料的生产和运输本身也具有巨大的排放量,而农产品加工、储存、运输也存在化石能源的消耗,通过碳足迹管理可以实现全链条的优化。据研究,全球与食物生产消费相关的各个环节产生的温室气体排放量占全球温室气体排放量的比重高达 44%~57%。其中农业生产过程占 11%~15%^[18]、土地利用变化与毁林占 15%~18%、食品的加工、运输、包装和零售占 15%~20%、废弃物处理占 2%~4%。

随着碳足迹的深入研究,一些发达国家相应推出碳市场机制,碳标签成为继生态标签、能效标签

等环境友好标签之后的又一大标签系统。所谓碳标签是把产品或服务在生产、提供和消耗整个生命周期过程中排放的温室气体排放量(即碳足迹)在产品标签上标示出来,告知消费者产品碳信息。英国政府为应对气候变化专门资助成立了碳信托有限公司(Carbon trust)。该公司于 2006 年推出了“碳减量标签”(Carbon reduction label)。2007 年 3 月,英国试行推出全球第一批碳标签产品,主要是消费类产品,涉及食品、服装、日用品等超过 2500 种产品。据不完全统计,到目前为止(2015 年 10 月),日本、欧盟、美国等 14 个国家和地区推出或即将推出碳标签。

2 碳足迹测算进展

近几年农作物碳足迹定量化研究日益增多,本研究收集了近年来国内外水稻、小麦、玉米 3 种作物生产碳足迹核算的 22 个典型研究结果,这些研究基本涵盖了目前粮食作物碳足迹研究中出现的主流典型研究思路和核算方法。通过对比这些研究结果发现,碳足迹核算有很大的不确定性,同一作物碳排放相差达 10 倍之多(表 1)。如水稻碳足迹最小为 1895 kgce/hm²^[19],最大达 11 811 kgce/hm²^[20],而小麦和玉米尚存在固碳(即碳排放为负值)和排放两个极端,如此巨大的差异严重影响了低碳农业的正常发展。

表 1 国内外三大粮食作物碳足迹研究结果

| Table 1 Domestic and foreign research results of carbon footprint | | |
|---|-------|--|
| | | in three major grain crops (kgce/hm ²) |
| 农作物碳足迹 | 平均 | 范围 |
| 水稻碳足迹 | 6 202 | 1 895~11 811 ^[19-26] |
| 小麦碳足迹 | -370 | -8 107~3 707 ^[20, 23-25, 27, 28] |
| 玉米碳足迹 | -570 | -7 291~4 436 ^[20, 23-25, 27, 28] |

经分析发现,这些结果的差异主要由六方面原因所致,以下详细分析。

2.1 碳足迹的定义和系统边界不一致

农田生态系统是一个既能排放碳又能固定碳的生态系统,目前国内外对粮食作物生产的碳足迹尚没有一个确切的定义。国际上有两种观点,即只考虑碳排放的碳足迹和考虑净排放的碳足迹^[71, 72]。目前,绝大部分学者只看到了农业生态系统的碳排

2016年7月

放,而忽视了农业生态系统的固碳作用。例如中国粮食作物生产碳足迹测算时,经常只计算了碳排放,使得碳足迹是正值且很大^[20-26]。也有部分学者同时考虑了碳排放和碳固定,例如刘巽浩等在计算新疆伊宁和山东滕州的小麦、玉米的碳足迹时不仅考虑了碳排放,还考虑了农田固碳^[27]。发现土壤固碳能够抵消人为的CO₂排放,因此碳足迹很小,甚至为负值^[19, 27, 28]。

目前绝大部分研究仅仅包括农田生产中的排放,而忽略了上游的碳排放^[25, 21, 22]。而另一部分学者不仅计算了田间的排放,还把农田种植所需投入品的上游生产环节的排放计算在内^[20, 27, 28]。然而从作物生产的全生命周期分析,不仅需要考虑投入品上游的排放、考虑农田生产中的土壤排放,也需要考虑土壤固碳,目前的22个研究中,仅10个研究同时考虑这三方面。如何全面客观地确定碳足迹的定义和边界,降低截断误差仍是一个重要议题^[29-31]。

2.2 排放参数获取方法不一致

用全生命周期评价碳足迹需要三类参数,第一类是农田生产投入品上游排放,第二类是土壤排放参数,第三类是土壤固定参数。第一类参数较容易获取,它是基于大量的企业活动数据,张卫峰等根据中国的化肥企业活动数据得到氮肥生产、销售、运输排放的全程参数^[61]。而第二类和第三类参数由于实测成本较高,发展模型模拟成为土壤排放和土壤固定研究的趋势,成为碳足迹核算参数获取过程中的难点。

目前土壤碳排放和土壤固定参数的获取方法主要有三种:一是实测;二是机理模型;三是经验模型。

(1)实测方法,是用设备在田间实地监测,获得一手的田间排放数据。例如表1中引用的曹黎明等利用静态箱法测量了土壤温室气体的排放,但是这种方法成本较高,只能用于点上的研究,不能在大尺度区域推广应用,否则容易因环境因素的变异而产生不确定性^[26]。

(2)机理模型,是建立在实测数据基础上的排放机理,反映土壤、气候和生产方式的应用,如耕作、施肥、灌溉等共同影响的模型^[37-39]如DAYCENT、DNDC、APEX(EPIC)^[37, 40-43]。这类模型在应用之前

必须经过实测参数校验,以提高模型的精度。如Xue等,计算农业生态系统碳固定时利用DNDC模型来计算不同的耕作措施对0~30cm土层土壤有机碳(SOC)的影响^[19]。

(3)经验模型,是通过收集已发表的文献试验数据,建立影响因素与排放值之间的相互关系。主要包括两种模型:一种是归纳模型;一种是回归模型。前者属于固定模型,即排放量不随影响因素变化而变化;后者属于动态模型,即排放值随影响因素的变化而变化。政府间气候变化专门委员会IPCC的Tier1的默认值即为回归模型,它是Bouwman^[73]通过汇总已发表的文献的180个样本量得来的。目前大部分区域性研究都是引用IPCC默认值^[23, 24]。回归模型是随着人们的认识不断发展的,例如肥料的施用,最早人们认识的肥料引发的N₂O排放是随着氮肥用量增加而直线增加的,后来发现两者存在指数关系^[74],最近人们发现肥料引起的N₂O排放和氮盈余的相关性更好。

2.3 温室气体种类不一致

现有研究对碳足迹应当包含哪些温室气体存在不同观点。以前普遍认为碳足迹仅需计算CO₂的排放量,后来认识到还应包含其他温室气体,但具体包含哪些气体尚存在争议。在农业部门,IPCC明确规定甲烷(CH₄)、氧化亚氮(N₂O)、二氧化碳(CO₂)是三个主要被关注的温室气体^[39]并提供了很好的核算方法——全球变暖增温潜势(GWP),即给定质量的温室气体对全球变暖的贡献大小,指定二氧化碳的值为1,其他温室气体根据各自的增温效应转化成CO₂当量,CH₄和N₂O的GWP₁₀₀分别是25和298^[45]。

在核算农田土壤排放的N₂O的时候,大部分研究只考虑了农田N₂O的直接排放^[23],仅有少部分研究开始关注氨挥发、硝酸盐淋洗和径流等转化产生的N₂O^[20]。在肥料利用率低、氨挥发、淋洗和径流损失量大的地区,这些间接源N₂O产生量甚至要高于直接源N₂O排放量,例如营娜等的研究表明,2008年中国农田肥料N₂O排放总量为617.1Gg(处于213.7~1149.2Gg之间),其中氮肥直接排放为458.8Gg(74.5%),有机肥直接排放为121.0Gg(19.6%),挥发沉降和淋溶径流造成的间接排放分别为28.0Gg(4.5%)和9.3Gg(仅占1.4%左右)^[78]。排

放集中在华北平原、东北的松辽平原、华中的淮河流域和四川盆地,以及华南的珠三角、雷州半岛和台湾地区的县(区、市、旗)。

2.4 碳足迹表述方式不一致

碳足迹有两种用途,分别为科学研究和商业碳标签。用来表述碳足迹的方法通常有四种:一是CO₂的净排放量;二是单位面积的CO₂碳质量当量;三是单位农产品产量的CO₂排放量;四是单位经济产出的碳排放。随着碳标签在全球的发展,碳足迹的表述方式越来越重要,统一和可比较是最基本的两个准则^[46]。最早的以及目前国际上的温室气体减排协议及研究报告均以温室气体的质量来衡量排放量^[47,48],重点是为了反映国别或区域差异,大部分大尺度研究也采用这种方法^[49,50]。但这种方法与农业经济产出脱钩,因此其他方法开始受到关注。如沿袭生态足迹的方法^[51,52],用单位土地面积排放的CO₂质量(或当量质量)表达,但这种方法会偏重环保而忽视农业增产,为了兼顾农业增产,用单位农产品产量的CO₂质量(或当量质量)表达,但这种方法会鼓励多生产多排放,对减少排放不利。以单位货币量表达温室气体排放最早是由美国的Climate Conservancy组织提出的,这种方法避免了不同产品价格不同或者同类产品价格浮动造成的误差。实践中,碳足迹单位的选择需要结合具体的应用目的。

2.5 与生产措施对接不紧密

碳足迹更多的是反映作物生产方式的差别,但现有的研究仅包含部分生产方式。以种植业为例,Smith等20位著名学者和研究团队汇总了6大类20小类减排措施,包括通过耕地管理(含旱地和水田)减少N₂O、CH₄和CO₂排放;通过畜牧业(含饲喂实践和粪便管理)减少N₂O和CH₄排放;发挥农业土壤碳汇作用(含牧场草场管理和退化耕地土壤有机质管理)以及发展生物质能源^[38]。但已有的22个碳足迹研究中,综合涵盖这20个小类技术中农田管理减排技术的仅有5个研究^[21,22,25],其他的研究要么只考虑单项技术的影响,例如Chen等仅考虑了化肥用量对碳足迹的影响^[20],Xue等仅考虑了耕作方式对碳足迹的影响^[19];要么没有考虑技术对碳足迹的影响,仅

考虑投入品量的差异来核算碳排放^[23,24]。

技术的耦合是发挥低碳潜力的关键,技术集成会扩大或者抵消单一技术的减排效果,但是目前研究大部分集中到单一技术,集成技术的减排效果评价不足,例如免耕时只有配合氮肥深施才能减少N₂O排放,特别是在潮湿的气候区^[53,54],但大多数免耕并未考虑氮肥是否深施。技术的本地化也非常重要,由于自然环境的差异,相同的生产技术在不同地区的减排结果效果差异很大。例如Smith等发现养分管理技术在各地区都表现为CO₂和N₂O的减排,但是免耕和秸秆还田对N₂O减排在不同地区表现不一致^[38]。另外,通过稻田排水在任何地区都能降低N₂O的排放,但都能增加了CH₄的排放,综合的温室气体排放效果值得关注。

2.6 亟待构建中国农作物生产碳足迹模型

中国的碳足迹研究还处于起步阶段,虽有一些关于中国的农作物生产温室气体排放的研究,但是应用生命周期评价的方法对于中国农产品生产碳足迹的研究却寥寥无几,但是中国的自然条件、国情、农业生产技术与国外相差甚远,国外的碳足迹模型研究不可直接拿来用,因此随着中国生产方式的重大变化和全球气候变化的紧张趋势下,构建基于生命周期评价方法且适用于中国的农作物生产碳足迹的核算模型迫在眉睫。

(1)用生命周期评价的方法核算粮食生产(包括农田种植上游投入品的生产加工和运输、种前准备、播种、生育期田间管理、收获、收获后的管理(秸秆)、加工、物流、消费)整个生产周期的碳排放量,加强系统化管理。

(2)对比不同管理措施下的碳足迹,寻求低碳农业措施。评价农业生产全链条的技术,涵盖投入品生产和流通技术、农田生产技术,既研究单项技术的减排潜力,也研究技术耦合的减排效应。研究农作物在不同生态区的碳足迹,探索区域性(如气候、地形、土壤等)减排潜力。

(3)建立一整套评价指标体系,降低不确定性,为碳交易提供标准性核算方法,推动碳交易市场的健康有序发展,链接技术、政策、市场,引导生产者大面积转变生产方式。

2016年7月

3 农作物生产碳足迹核算模型的构建

3.1 模型构建原则

(1) 应用生命周期评价 (LCA, Life Cycle Assessment) 的方法。生命周期评价法是国际上公认的评价一个产品从“摇篮到坟墓”整个生命周期内所有环节对环境的影响的一种方法。碳足迹即是用生命周期评价的方法来定量人类活动对全球变暖影响大小的指标。

(2) 参数本地化。这个包括两方面含义,一方面是参数本国化;另一方面是中国的分区参数。由于不论是农业生产资料的生产技术,或是农作物的生产技术,亦或是农作物的种植气候土壤条件,中国与国外的差异都较大。因此,虽然国外在低碳农业的研究较中国全面且深入,但是若直接拿来用会造成较大的估算误差。因此,不论是生产资料上游生产环节的排放参数,还是农田土壤的排放和固定参数,以及秸秆焚烧的参数,都需要选择在中国获得的参数。由于中国地域广阔,不同地区气候、土壤条件差异较大,导致土壤排放和土壤固定变异较

大,因此需要按照气候种植条件对中国农业种植地区进行分区。

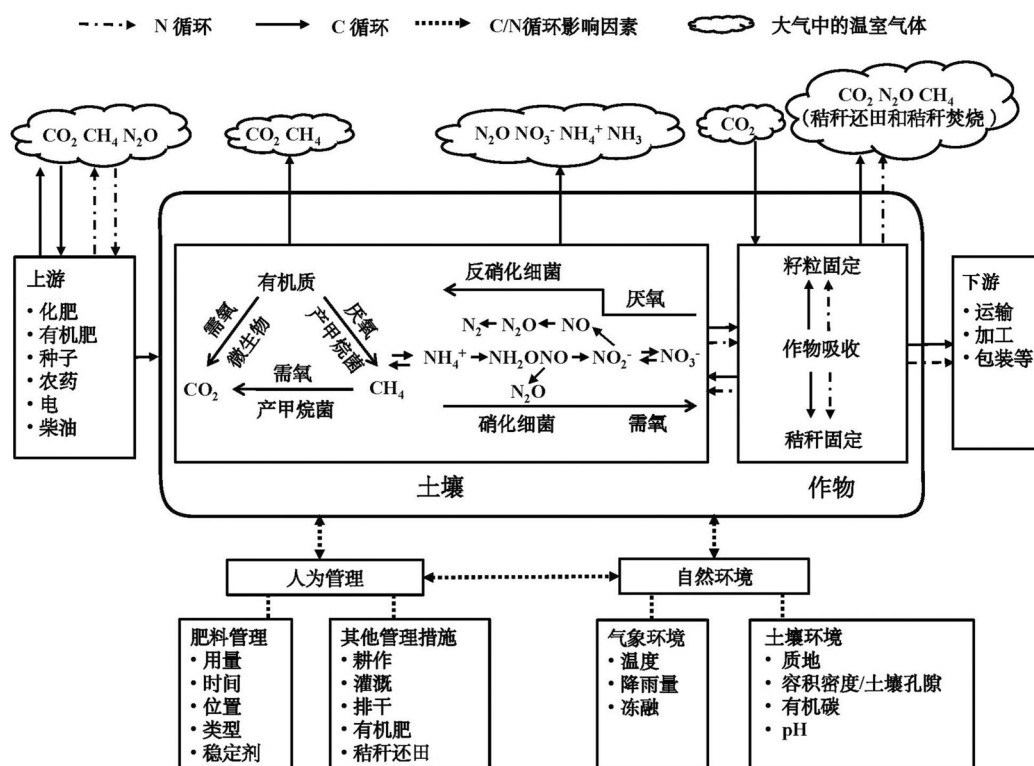
(3) 参数尺度与研究尺度对应。若进行大尺度的研究,需要用大样本数据得到的参数,若利用自下而上的方法将小尺度的系数上推应用到大尺度的估算:一方面估算的精度受到观测样点数量的影响;另一方面尺度上推的风险较大,结果的精度较低。

3.2 模型整体框架

农田生产碳足迹应包括三个环节,上游环节即投入品(种子、化肥、农药、机械和农膜等)的生产加工环节;中间环节即农田种植环节,包括耕作、播种、植保、收获、秸秆处理等;下游环节即收获以后的环节,包括粮食的加工和(或)运输等(图1)。涵盖的温室气体应该包括 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 三种主要类型,但不同温室气体在不同环节应侧重考虑。

3.3 参与模型计算的温室气体

CO_2 是碳排放的主要构成,它在系统每个环节中都存在,但是否纳入系统核算需要区别对待:第



注:图中土壤碳氮循环部分引自文献[57]。

图1 农作物生产碳足迹理论模型

Figure1 Crop production theory of carbon footprint model figure

一类是在植物-土壤系统中,CO₂既能通过植物和微生物的光合作用被固定,又能通过土壤和植物的呼吸作用被排放,可以看作是在大气-作物-土壤系统里不断进行的内循环,从全球角度来看,土壤和作物排放的CO₂大部分被净初级生产力和植物固碳相抵,对于农业GWP的贡献率小于1%^[55],因此在计算碳足迹时土壤和作物排放的CO₂可以忽略不计,IPCC方法中对此有明确表示;第二类是CO₂在投入品生产运输过程中的排放,农业投入品的生产运输是将封存了上亿年的CO₂通过化石能源燃烧突然排放到大气中,导致大气中的CO₂在短时间内迅速增加,属于外部带入的排放,不能被忽略;第三类是通过植物残体以及施入的有机肥带入土壤有机碳库的CO₂,暂时储备或永久存在于土壤内,应该计算在碳足迹中,每一个环节涉及的土壤温室气体排放及土壤固碳见表2;第四类是生产过程中机械燃油过程中的排放,以及收获后植物残体处理,如燃烧过程中的排放,也需要纳入到核算体系中。

表2 不同农作环节涉及的碳循环

Table 2 Different management practices involved in the carbon cycle in the croplands

| 农作环节 | 土壤温室气体排放 | 土壤固碳 |
|-------|----------|------|
| 施用化肥 | √ | √ |
| 施用有机肥 | √ | √ |
| 秸秆还田 | √ | √ |
| 灌溉农田 | √ | × |
| 耕作 | × | √ |

N₂O的排放也应该涵盖两个环节,不仅要考虑农业投入品上游生产和流通中的排放,也要考虑农田的排放(包括直接排放和间接排放)。农田土壤N₂O的直接排放来自于土壤氮素的硝化和反硝化过程^[58-60],农田间接排放的N₂O来自于氮肥施入后的NH₃挥发和NO₃⁻在径流淋洗过程中的间接转化,这些过程中产生的N₂O都应该纳入核算体系中,其中作物残体处理过程也会影响N₂O的排放,主要是因为土壤有微生物的作用,秸秆作为微生物的碳源施入农田后使土壤的碳氮比发生变化,影响微生物的硝化和反硝化作用从而影响该生物过程的中间产物N₂O,但是对于N₂O影响的方向不同研究结果国内外研究均存在较大争议^[38],有的研究结果表明

秸秆还田能够降低N₂O的排放,而有的研究结果表明秸秆还田能够增加N₂O的排放。中国学者张冉等通过整合分析对中国秸秆还田农田N₂O排放的相关研究,发现随着施氮量的增加^[75],秸秆还田对土壤N₂O排放的影响逐渐由负效应变为正效应,当施氮量超过一定范围后(240kg/hm²),秸秆还田对土壤N₂O排放再次表现为降低效应。

CH₄的排放来自于三个环节,不仅要考虑农业投入品上游生产和流通中的排放,也要考虑农田的直接排放和残体处理中的排放。农田CH₄的直接排放由于是在厌氧条件下发生的,主要来自于水田。在水田中同时需要考虑甲烷和氧化亚氮协同效应,因为土壤甲烷氧化主要由甲烷氧化菌完成,但是甲烷氧化菌同时还参与氨的氧化。所有有利于甲烷减排的措施,在一定程度上可能会促进氧化亚氮的增排,最终是减排还是增排要看两种气体排放的净结果。秸秆等作物收获后的残体处理过程中的排放也需要纳入到核算体系中,其中秸秆还田能影响稻田甲烷的排放,如逯非等收集整理全国典型的农业长期定位试验站数据研究发现,秸秆还田后稻田甲烷排放将从无秸秆还田的5.8Tg/a增加到9.1Tg/a^[76]。另外,秸秆燃烧会引起大量的CH₄排放,曹国良等估算每年约排放23.5万t^[77]。虽然秸秆用于动物饲料或者作为生物能源虽然也会排放大量的温室气体,但是由于其消亡的时间和地点均在农田生态系统以外,因此农田生态系统内从农田移走的秸秆应当作为生物固碳进行核算。

影响农田土壤碳排放的因素还有很多,既有自然因素,也有人为因素,这些因素综合作用的结果决定着土壤-作物体系的温室气体排放和固定。自然因素包括土壤和气候两方面,土壤包含土壤质地、土壤密度、有机碳含量和土壤pH;气候包含降雨量、气温等。人为因素包括肥料管理措施和其他的农田管理措施,肥料管理措施包含施肥量、施肥时间、施肥位置、肥料类型;其他管理措施包括耕作措施、灌溉措施、水稻排干技术、有机肥使用以及秸秆还田。

3.4 确定农田温室气体排放及固定系数

土壤的温室气体排放参数、固定参数、农业生产资料或者能源消耗的温室气体排放参数,可以通

2016年7月

过实测、归纳模型和回归模型模拟获得,但是不同方法有不同的优缺点,应合理选择。若要估算某个地点的排放或者固定可以用实测的方法,但是如果估算区域的排放或者固定若用某点的系数估算会造成较大的结果偏差,因此需要根据研究目的进行选择。

一般情况下对全国或者区域的估算系数确定的依据有以下几点:一是模型具有明确的边界;二是具有清晰的本地化因素、三是参数尺度与研究尺度对应,若为宏观研究需要引用大样本数据。

第一,参数边界,应选择用LCA方法得到的全生命周期的参数,例如化肥的生产要从原料开采到生产以及到最后的销售全程的碳排放。如张卫峰对中国氮肥生产企业的生产工艺、能源类型、能源消耗与效率等进行研究发现,生产每t氮肥的温室气体排放达8.3tCO₂,这个水平远高于IPCC的默认值^[61]。

第二,参数本地化,例如化肥生产技术、煤矿等能源特点国家差距较大,美国煤炭灰分含量只有14%,中国却高达27%,由此导致中国碳排放总量低估了12%~15%^[62]。

第三,参数尺度与研究尺度对应,小尺度的研究尽量选择更详细的本地化参数,但是对于大区域的研究应该选择影响因子较少的模型。以氮肥农田N₂O排放参数为例来介绍不同模型排放因子的差别,见表3。Bownman等通过大量观察数据,建立了施氮量与N₂O排放量之间的线性回归模型,表明1.25%的氮肥以N₂O排放损失,该模型作为IPCC的默认值在全球范围内广泛应用^[63]。然而这一参数忽略了水田和旱地的巨大差别,不适用于区域内具体作物的评价。Liu等通过文献分析发现N₂O年排放参数在旱地和水田分别为(0.0071±0.0012)kgN₂O-N/(hm²·a)、(0.0127±0.0031)kgN₂O-N/(hm²·a),差

异非常显著。但这一类参数不能反映具体某一地的农户行为,如施氮量的差异^[57],需要更具体的模型。Cui等建立的N₂O、NO₃⁻、NH₃损失量和氮肥用量的模型更适合于区域评估^[66]。而进一步反映区域农户行为和自然条件的差异就需要更为精确的模型,如Zhang等根据施肥量、降雨量和土壤粘粒含量建立的N₂O排放模型^[68]。

4 结论和建议

4.1 研究结论

本研究通过采用文献分析法,对比了22个农作物生产碳足迹研究的结果,发现:

(1)当前国内外对农作物生产的碳足迹测算的结果存在巨大的差异。

(2)碳足迹测算结果差异巨大的原因主要是由于以下几方面造成的:碳足迹的定义和系统边界不一致;排放参数获取方法不一致;温室气体种类不一致;碳足迹表述方式不一致;与生产措施对接不紧密;中国的农作物生产的碳足迹模型研究尚不完善。

(3)中国的农作物生产碳足迹的核算研究需要用生命周期评价的方法(LCA)和采用中国的本地化参数建立中国的农作物生产碳足迹核算模型。采用生命周期评价的方法能将农作物生产所引起的温室气体排放全面包含在内,避免了只核算田间排放的片面研究,并且采用生命周期评价的方法也与国际碳足迹核算的标准和方法相一致,使中国的农产品在全球市场上交易更有优势。

4.2 政策建议

越来越多的国家已经在产品和服务上加注碳标签,作为全球最大的农业生产国和进出口国,中国虽然已经开始了部分碳足迹的研究工作,但目前中国对于农作物生产碳足迹的研究尚处于起步阶段,没有建立标准的方法体系,也没有建立推动农

表3 土壤N₂O排放参数

Table 3 Models for soil N₂O emission estimation

| 分类 | 描述 | 举例 | 适用范围 |
|-----|-------------------|---|------------|
| 单因子 | $f(x)$, 一元函数 | x 为施氮量 ^[57,66,69] | 适用于国家尺度的研究 |
| 双因子 | $f(x,y)$, 二元函数 | x 为施氮量, y 为降雨量 ^[70] | 适于区域差异的研究 |
| 多因子 | $f(x,y,z)$, 三元函数 | x 为施氮量, y 为降雨量, z 为土壤粘粒含量 ^[68] | 适于田块尺度的研究 |

业转型的政策和市场机制。

面临国内农业转型和国际贸易新局势,应尽快建立中国农作物碳足迹量化方法,充分应用生命周期方法理念(LCA),用碳足迹优化生产布局,筛选区域性适宜的低碳技术,建立低碳农业技术大面积应用的补贴机制和市场措施。

参考文献(References):

- [1] Foley J A, Ramankutty N, Brauman K A, et al. Solutions for a cultivated planet[J]. *Nature*, 2011, 478(7369): 337-342.
- [2] Smil V. Nitrogen in crop production: An account of global flows [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, 13(2): 647-662.
- [3] Smil V. Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences[J]. *Annual Review of Energy & the Environment*, 2000, 25(6): 53-88.
- [4] Cassman K G, Dobermann A, Walters D T. Agroecosystems, nitrogen- use efficiency, and nitrogen management[J]. *Ambio*, 2002, 31(2): 132-140.
- [5] Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet[J]. *Science*, 2015, 347(6223): 1217-1217.
- [6] Cassman K G. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1999, 96(11): 5952-5959.
- [7] Fedoroff N V, Cohen J E. Plants and population: Is there time?[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1999, 96(11): 5903-5907.
- [8] Alexandratos N. World food and agriculture: Outlook for the medium and longer term[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1999, 96(11): 5908-5914.
- [9] Tilman D, Balzer C, Hill J, et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(50): 20260-20264.
- [10] Alexandratos N, Bruinsma J. World Agriculture towards 2030/ 2050: The 2012 Revision[R]. Rome, FAO: ESA Working paper, 2012.
- [11] Matson P A, Parton W J, Power A G, et al. Agricultural intensification and ecosystem properties[J]. *Science*, 1997, 277(5325): 504-509.
- [12] Cassman K G, Dobermann A, Walters D T, et al. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality[J]. *Social Science Electronic Publishing*, 2011, 28(4): 315-358.
- [13] Tilman D. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1999, 96(11): 5995-6000.
- [14] Tilman D, Fargione J, Wolff B, et al. Forecasting agriculturally driven global environmental change[J]. *Science*, 2001, 292(5515): 281-284.
- [15] Tilman D, Cassman K G, Matson P A, et al. Agricultural sustainability and intensive production practices[J]. *Nature*, 2002, 418(6898): 671-677.
- [16] Drinkwater L E, Snapp S S. Nutrients in agroecosystems: Rethinking the management paradigm[J]. *Advances in Agronomy*, 2007, 92(4): 163-186.
- [17] 方恺. 足迹家族: 概念、类型、理论框架与整合模式[J]. *生态学报*, 2015, 35(6): 1647-1659. [FANG K. Footprint family: Concept, classification, theoretical framework and integrated pattern [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(6): 1647-1659.]
- [18] Hsin H, Wilfrid L, Andrea C. Climate change and agriculture: The policy challenge for the 21st century [J]. *Euro Choices*, 2010, 9(3): 9-15.
- [19] Xue J, Liu S, Chen Z, et al. Assessment of carbon sustainability under different tillage systems in a double rice cropping system in southern China[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2014, 19(9): 1581-1592.
- [20] Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs[J]. *Nature*, 2014, 514(7523): 486-489.
- [21] Feng J, Chen C, Zhang Y, et al. Impacts of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: A meta-analysis[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2013, 164(4): 220-228.
- [22] Zheng H, Huang H, Yao L, et al. Impacts of rice varieties and management on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: A meta-analysis[J]. *Biogosciences Discussions*, 2013, 10(12): 19045-19069.
- [23] Yan M, Cheng K, Luo T, et al. Carbon footprint of crop production and the significance for greenhouse gas reduction in the agriculture sector of China[J]. *Assessment of Carbon Footprint in Different Industrial Sectors*, 2014, 9(11): 611-622.
- [24] Cheng K, Yan M, Nayak D, et al. Carbon footprint of crop production in China: An analysis of national statistics data[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 2015, 153(3): 422-431.
- [25] Linquist B, Groenigen K J V, Adviento-Borbe M A, et al. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(1): 194-209.

2016年7月

- [26] 曹黎明,李茂柏,王新其,等. 基于生命周期评价的上海市水稻生产的碳足迹[J]. 生态学报, 2014, 34(2): 491-499. [Cao L M, Li M B, Wang X Q, et al. Life cycle assessment of carbon footprint for rice production in Shanghai[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 491-499.]
- [27] 刘巽浩,徐文修,李增嘉,等. 农田生态系统碳足迹法: 误区、改进与应用—兼析中国集约农作碳效率(续)[J]. 中国农业资源与区划, 2013, 34(6): 1-7. [Liu X H, Xu W X, Li Z J, et al. The missteps, improvement and application of carbon footprint methodology in farmland ecosystems with the case study of analyzing the carbon efficiency of China's Intensive farming[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional*, 2013, 34(6): 1-7.]
- [28] West T O, Marland G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: Methodology for full carbon cycle analyses[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116(3): 439-444.
- [29] 米松华. 我国低碳现代农业发展研究—基于碳足迹核算和适用性低碳技术应用的视角[D]. 杭州: 浙江大学, 2013. [Mi S H. Study on China's Low Carbon Modern Agriculture Development from Views of Carbon Footprint Calculation and Applicable Mitigation Technology Application[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.]
- [30] 计军平,马晓明. 碳足迹的概念和核算方法研究进展[J]. 生态经济, 2011, (4): 76-80. [Ji J P, Ma X M. Review of carbon footprint: Definitions and accounting methods[J]. *Ecological Economy*, 2011, (4): 76-80.]
- [31] 杨建新. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京: 气象出版社, 2002. [Yang J X. Evaluation Method and Application of the Product Life Cycle[M]. Beijing: China Meteorological Press, 2002.]
- [32] 向蓉美. 投入产出法[M]. 成都: 西南财经大学出版社, 2013. [Xiang R M. Input-Output Method[M]. Chengdu: Southwestern University of Finance and Economics Press, 2013.]
- [33] 董会娟,耿涌. 基于投入产出分析的北京市居民消费碳足迹研究[J]. 资源科学, 2012, 34(3): 494-501. [Dong H J, Geng Y. Study on carbon footprint of the household consumption in Beijing based on input-output analysis[J]. *Resources Science*, 2012, 34(3): 110-119.]
- [34] 曹淑艳,谢高地. 中国产业部门碳足迹流追踪分析[J]. 资源科学, 2010, 32(11): 2046-2052. [Cao S Y, Xie G D. Tracking analysis of carbon footprint flow of China's industrial sectors[J]. *Resources Science*, 2010, 32(11): 2046-2052.]
- [35] 刘韵,师华定,曾贤刚. 基于全生命周期评价的电力企业碳足迹评估—以山西省吕梁市某燃煤电厂为例[J]. 资源科学, 2011, 33(4): 653-658. [Liu Y, Shi H, Zeng X. A life-cycle carbon footprint assessment of electric power companies[J]. *Resources Science*, 2011, 33(4): 653-658.]
- [36] 曹黎明,李茂柏,王新其,等. 基于生命周期评价的上海市水稻生产的碳足迹[J]. 生态学报, 2014, 34(2): 491-499. [Cao L M, Li M B, Wang X Q, et al. Life cycle assessment of carbon footprint for rice production in Shanghai[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 491-499.]
- [37] Li C S. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 58(1-3): 259-276.
- [38] Smith P, Martino D, Cai Z, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2008, 363(1492): 789-813.
- [39] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use [R]. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [40] Parton W J, Hartman M, Ojima D, et al. Daycent and its land surface sub model: Description and testing[J]. *Global and Planetary Change*, 1998, 19(1-4): 35-48.
- [41] Yong L, Chen D, Zhang Y, et al. Comparison of three modeling approaches for simulating denitrification and nitrous oxide emissions from loam-textured arable soils[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(3): 313-320.
- [42] Giltrap D L, Li C, Saggar S. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136(3-4): 292-300.
- [43] 李长生,肖向明,Frøking S,等. 中国农田的温室气体排放[J]. 第四纪研究, 2003, 23(5): 493-503. [Li C S, Xiao X M, Frøking S, et al. Greenhouse gas emissions from croplands of China[J]. *Quaternary Sciences*, 2003, 23(2): 493-503.]
- [44] Wang C J, Pan G X, Tian Y G, et al. Changes in cropland topsoil organic carbon with different fertilizations under long-term agro-ecosystem experiments across mainland China[J]. *Science China*, 2010, 53(7): 858-867.
- [45] IPCC. Climate Change 2007: the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [46] Hertwich E G, Peters G P. Carbon footprint of nations: A global, trade-linked analysis[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(16): 6414-6420.
- [47] Barker T, Davidson O, Davidson W, et al. Climate Change 2007: Synthesis Report[R]. Valencia: IPPC, 2007.
- [48] Stern N. The Economics of Climate Change: The Stern Review[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [49] Wiedmann T, Minx J. A Definition of 'Carbon Footprint'[A]. Pertsova C C. Ecological Economics Research Trends[M]. New York: Nova Science Publishers, 2008.
- [50] Hammond G. Time to give due weight to the 'carbon footprint' issue[J]. *Nature*, 2007, 445(7125): 256-256.
- [51] Kitzes J, Galli A, Bagliani M, et al. A research agenda for improving national ecological footprint accounts[J]. *Ecological*

- Economics*, 2009, 68(7): 1991–2007.
- [52] Kitzes J, Peller A, Goldfinger S, et al. Current Methods for calculating national ecological footprint accounts[J]. *Science for Environment & Sustainable Society*, 2007, 4(1): 1–9.
- [53] Kessel C, Venterea R, Six J, et al. Climate, duration, and n placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: A meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(1): 33–44.
- [54] Snyder C S, Davidson E A, Smith P, et al. Agriculture: Sustainable crop and animal production to help mitigate nitrous oxide emissions[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2014, 9–10(7315): 46–54.
- [55] Smith P, Martino D, Cai Z, et al. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, 118(1–4): 6–28.
- [56] 刘允芬. 农业生态系统碳循环研究[J]. 自然资源学报, 1995, 10(1): 1–9. [Liu Y F. A study on the carbon cycle in the agro-ecological system of China[J]. *Journal of Natural Resources*, 1995, 10(1): 1–9.]
- [57] Liu L, Greaver T L. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: The CO₂, sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄, emission[J]. *Ecology Letters*, 2009, 12(10): 1103–1117.
- [58] Wrage N, Velthof G L, Van Beusichem M L, et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(12–13): 1723–1732.
- [59] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, et al. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10(3): 401–412.
- [60] Weier K L, Doran J W, Power J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57(1): 66–72.
- [61] Zhang W F, Dou Z X, He P, et al. New Technologies reduce greenhouse gas emissions from nitrogenous fertilizer in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(21): 8375–8380.
- [62] Liu Z, Guan D, Wei W, et al. Reduced carbon emission estimates from fossil fuel combustion and cement production in China[J]. *Nature*, 2015, 524(7565): 335–338.
- [63] Bouwman A F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1996, 46(1): 53–70.
- [64] Mcswiney C P, Robertson G P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11(10): 1712–1719.
- [65] Hoben J P, Gehl R J, Millar N, et al. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest[J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(2): 1140–1152.
- [66] Zhenling C, Shanchao Y, Guiliang W, et al. Closing the yield gap could reduce projected greenhouse gas emissions: A case study of maize production in China[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(8): 2467–2477.
- [67] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(4): 1–13.
- [68] Zhang W, Gu J X, Zheng X H. Direct nitrous oxide emissions related to fertilizer–nitrogen, precipitation, and soil clay fraction: Empirical models[J]. *Atmospheric & Oceanic Science Letters*, 2015, 8(5): 277–282.
- [69] Harrison R, Webb J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions[J]. *Advances in Agronomy*, 2001, 73: 65–108.
- [70] Lu Y, Huang Y, Zou J, et al. An inventory of N₂O emissions from agriculture in China using precipitation–rectified emission factor and background emission[J]. *Chemosphere*, 2007, 65(11): 1915–1924.
- [71] Mosier A R, Halvorson A D, Peterson G A, et al. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72(1): 67–76.
- [72] Mosier A R, Halvorson A D, Reule C A, et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(4): 1584–1598.
- [73] Bouwman A F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1996, 46(1): 53–70.
- [74] Freibauer A, Kaltschmitt M. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 63(1): 93–115.
- [75] 张冉, 赵鑫, 濮超, 等. 中国农田秸秆还田土壤 N₂O 排放及其影响因素的 Meta 分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 1–6. [Zhang R, Zhao X, Pu C, et al. Meta-analysis on effects of residue retention on soil N₂O emissions and influence factors in China[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(22): 1–6.]
- [76] 逯非, 王效科, 韩冰, 等. 稻田秸秆还田: 土壤固碳与甲烷增排 [J]. 应用生态学报, 2010, 21(1): 99–108. [Lu F, Wang X K, Han B, et al. Straw return to rice paddy soil carbon sequestration and increased methane emission[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2010, 21(1): 99–108.]
- [77] 曹国良, 张小曳, 王亚强, 等. 中国区域农田秸秆露天焚烧排放量的估算[J]. 科学通报, 2007, 52(15): 1826–1831. [Cao G L, Zhang X Y, Zheng F C, et al. Estimating the quantity of crop residues burnt in open field in China[J]. *Resources Science*, 2006,

28(1):9-13.]

- [78] 营娜, 麻金继, 周丰, 等. 中国农田肥料 N_2O 直接和间接排放重新评估[J]. 环境科学学报, 2013, 33(10): 2828-2839. [Ying N,

Ji M A, Zhou F, et al. Re-quantification of the direct/indirect N_2O emissions from agricultural fertilizer in China[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(10): 2828-2839.]

Low carbon agriculture and a review of calculation methods for crop production carbon footprint accounting

ZHANG Dan, ZHANG Weifeng

(China Agricultural University, College of Resources and Environmental Sciences, Beijing 100193, China)

Abstract: Sustainable agriculture that increases production, improves soil productivity and reduces pollution is a hot topic in China. It is therefore necessary to evaluate carbon footprints with a Life Cycle Assessment method for low carbon agricultural practice innovation, carbon trading and carbon labels. We reviewed 22 published results for emission from rice, wheat and maize production and found that reliable approaches to quantify the carbon footprint remain vague. This has resulted in a large degree of uncertainty about the intensity of carbon footprints, even on the same crop. For example, the amount of carbon footprints of rice production ranged from 1895 kgce/hm² (ce i.e. CO₂ equal) to 11 811 kgce/hm². Both positive and negative values for net emissions of wheat and maize production were obtained from previous papers. This suggests that wheat and maize production can result in carbon sequestration and carbon emissions depending on different evaluation approaches. Different system boundaries, greenhouse gas categories, approaches for data collection and units of carbon footprint could explain uncertainty. We develop a concept model to quantify carbon footprints of crop production using Life Cycle Assessment. The carbon footprint consists of three components: (1) production of agriculture inputs, such as chemical fertilizer, pesticides and so on; (2) grain production in fields; and (3) soil carbon sequestration due to grain production. The carbon emission factors include direct emission factors of CO₂, CH₄ and N₂O and indirect emission factors of ammonia volatilization and nitrate leaching. The key emission factors were derived from big data measured at different sites and our model can quantify emissions at different scales in different regions.

Key words: low carbon agriculture; three major grain crops; sustainable development; carbon footprint; Life Cycle Assessment

第二届中国青年旅游论坛在北京二外成功举办

2016年5月21-22日,第二届中国青年旅游论坛在北京第二外国语学院隆重举行。本届论坛由北京第二外国语学院、中国自然资源学会联合主办,二外旅游管理学院策划与承办,北京旅游发展研究基地与《资源科学》编辑部协办。本届论坛以“传承与成长”为主题,吸引了来自全国31个省份、110多个单位的350余位青年旅游学者参会。

在大会的嘉宾主题报告环节,中国旅游研究院院长戴斌教授、北京大学旅游研究与规划中心主任吴必虎教授、湖北大学旅游发展研究院院长马勇教授、上海师范大学旅游学院副院长高峻教授、中山大学旅游学院副院长张朝枝教授、中国社会科学院旅游研究中心主任宋瑞研究员、北京第二外国语学院校长助理、北京旅游发展研究基地首席专家邹统钎教授等七位知名学者分别以《青年旅游学者成长中的自我修养》、《旅游研究与旅游发展》、《旅游规划关注焦点与系统创新》、《基于大数据与GIS的城市空间分析》、《旅游目的地成长与演变》、《青年学者成长之随想》、《京津冀旅游一体化战略研究》为题,做了精彩纷呈的主题报告,报告引发了青年旅游学者的强烈共鸣。

下午举行了两场青年学者对话,第一场嘉宾由北京市哲学社会科学规划办公室副主任张庆玺、中国科学院地理科学与资源研究所钟林生研究员、中山大学旅游学院副院长张朝枝教授、中国旅游研究院区域旅游规划所所长马晓龙副研究员、福建师范大学旅游学院院长伍世代教授等国内外著名学者,围绕国家十三五规划与旅游发展展开热烈对话;第二场由中国旅游研究院唐晓云研究员、南京大学张宏磊博士、浙江工业大学赵磊博士、北京第二外国语学院李彬博士、钟栾娜副教授等嘉宾就旅游供给侧改革开展讨论。

会议还设立了青年学者平行论坛,围绕旅游学术研究领域设立了旅游经济与信息化、酒店管理与旅游人才培养、旅游地理与全域旅游、生态旅游与低碳旅游、遗产旅游与文化旅游、旅游扶贫与乡村旅游、旅游者行为与市场营销等7个青年学者分论坛,70多位从事旅游研究的青年学者通过主题展示方式分享了自己的研究成果。论坛优秀论文评选专家委员会就青年学者和研究生的论文进行认真评审,评选出:研究生与青年学者优秀论文一等奖各2名,二等奖各4名,三等奖各8名。



中国旅游研究院院长戴斌教授



北京大学吴必虎教授



湖北大学马勇教授



上海师范大学高峻教授



中山大学张朝枝教授



中国社科院旅游研究中心
宋瑞研究员



北京第二外国语学院
邹统钎教授

作为第二届中国青年旅游论坛的前奏,第二届中国青年旅游学者论文写作与基金申报研讨会于5月19-20日在北京二外成功举办,论文写作研讨会邀请了《人文地理》常务副主编李九全教授、《经济地理》编辑部主任苏昌贵研究员、《旅游学刊》副主编孙业红副教授、美国天普大学旅游与酒店管理学院杨旸博士、中山大学旅游学院陈钢华副教授分别做主题报告;基金申报研讨会邀请了中国旅游教育协会会长、中山大学研究生院院长、旅游学院院长保继刚教授,陕西师范大学马耀峰教授、南京师范大学黄震方教授、北京联合大学旅游学院副院长张凌云教授、中国旅游研究院马晓龙副研究员、中南大学粟路军副教授分别做主题报告。

两个会议连续两年成功召开,不仅为全国青年学者搭建交流平台,促进了许多青年学者的成长,还为中国旅游研究的推进贡献了力量,产生了深远的意义和影响。

(图文供稿:北京第二外国语学院殷敏教授、厉新建教授、唐承财副教授)

《资源科学》投稿须知

1. 投稿要求

(1)本刊设立18个栏目编排文章,各栏目的详细说明可阅读网站(www.resci.cn)“简介”中的“栏目设置”部分,所投稿件选题应符合相应栏目的要求。

(2)文稿题目限定在25个汉字内;篇幅一般不超过8个版面页,并附300字左右的中文摘要及4~8个关键词,摘要应涵盖文章的研究目的、方法、主要论点和结论;英文摘要和中文摘要相对应,正文不多于300个单词。

(3)文章编写格式按照国家标准GB7713-87(《科学技术报告、学位论文和学术论文的编写格式》)的规定,采用阿拉伯数字分级编号。图形、图例、表格、参考文献、量和单位等的使用在本刊网站“作者”栏中有详细介绍,请作者投稿前参照本刊最新已发表文章统一规范。

(4)本刊实行网上投稿(网址:<http://www.resci.cn>,要求Word97-2003文本,大小不超过2M),不接受纸质稿件,个别上网确有困难的作者可通过Email(zykx@igsrr.ac.cn)或寄送光盘投稿(通信地址:北京市朝阳区大屯路甲11号,《资源科学》编辑部收,邮政编码100101)。

2. 审稿

本刊实行“编辑部初审—同行专家评审—责任编委复审—主编终审”的审稿制度。

初审重点是查新、查重和审查数据,以及选题和写作是否达到本刊基本要求(初审通过后即发审稿费通知)。

评审重点是鉴定文稿的学术质量和价值,采用国际惯用的双向匿名审稿制。

复审主要是对有异议或者评审意见分歧的文稿进行重审,并检查作者修改是否恰当。

终审根据近期稿源情况,综合考虑多种因素,决定稿件采用与否,并对拟采用的稿件进行排队和处理。

每个阶段审稿一般在30个工作日(法定节假日顺延)内完成,超出预定时限(以网上设定为准),作者可以在通知编辑部撤稿后将稿件转投其他期刊。

3. 发表与版权

(1)文章发表。通过主编终审的稿件经编校后首先制作成电子文档在本刊网站发布,并按照规定收取版面费等费用,收费后随即编入最近一期书版正式发表,并同时在本刊网站及相关网站刊出。编校过程中有可能依照相关法律法规或专业要求对原稿的文字及图、表外观做适当修改,如作者不同意对原稿做任何修改,必须以书面形式函告编辑部。

文稿一旦刊出,作者要承担文章内容及其影响的责任。

(2)版权。文章发表后作者拥有该文的著作权,第一作者为其著作权人代表。

文稿刊出后,该文不得以同种文字在其他期刊再次发表(含纸质、光盘、网络等各种介质、媒体),汇编个人作品(含网页)或文集使用该文及其版式须注明出处。

论文一经录用,《资源科学》编辑部同时享有论文的数字化复制权、发行权、汇编权及信息网络传播权。如果作者不同意其文以电子媒介传播,必须在来稿时声明。

文稿刊用后酌致稿酬(其中包含网络版稿酬),并赠送当期杂志3册。