近300年中国耕地开垦导致的碳排放估算

杨绪红, 金晓斌*, 项晓敏, 范业婷, 刘晶, 单薇, 周寅康

南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210023

* 通讯作者, E-mail: jinxb@nju.edu.cn

收稿日期: 2017-10-16; 收修改稿日期: 2018-04-16; 接受日期: 2018-05-18; 网络版发表日期: 2018-11-19

国家自然科学基金项目(批准号: 41671082)资助

摘要 科学评估人类活动引起的土地利用/土地覆被变化所导致的陆地生态系统碳收支, 将有助于降低陆地生态系统碳排放估算的不确定性. 文章基于历史自然植被和耕地数据集建立不同生态系统的开垦速率, 设定碳密度和响应曲线参数后, 利用簿记模型估算近300年来中国耕地开垦导致的碳排放量. 主要结论如下: (1) 过去300年中国耕地累积增加约 $7.93 \times 10^5 \text{ km}^2$, 开垦的耕地主要来源于森林(65%)和草地(26%); (2) 近300年中国耕地开垦活动导致的碳排放总量介于2.94~5.61Pg, 适中值为3.78Pg; (3) 不同生态系统的碳排放差异较大, 森林开垦导致的碳排放最大, 草地和沼泽次之, 灌丛的碳排放量最少, 荒漠生态系统在开垦过程中表现为碳汇; (4) 过去300年耕地开垦的碳排放总量, 在年际间呈两头高中间低的U字型格局, 在省际间表现为东北和西南地区的碳排放总量较大, 而新疆、西藏、青海碳排放总量相对较少.

关键词 耕地开垦, 碳排放, 簿记模型, 中国, 300年

1 引言

由人类土地利用活动引致的土地覆被变化通过改变地球陆地表面的生物地球物理机制和生物地球化学机制而影响地表的能量收支和物质循环(Houghton, 1999; Pongratz等, 2008), 进而显著地影响区域乃至全球尺度的气候和生态环境效应, 这种影响随着人口不断膨胀和科学技术不断进步愈加明显(Goldewijk等, 2011; 翟俊等, 2013; 曹雪等, 2014; Yang等, 2015). 据估计, 自工业革命至今的300年间, 全球大约有42~68%的土地覆被受人类活动影响(Hurt等, 2006), 有1/3~1/2的土地覆被发生类型转换(Vitousek等, 1997; Pongratz等,

2008); 而由土地利用/覆被变化(LUCC)导致的全球碳排放达177Pg(Minnen等, 2009), 约占全球人为碳排放的1/3以上(Houghton, 1999). IPCC(2000)报告进一步指出, 自1750~1998年的近250年内, 全球大约有 (406 ± 60) Gt的碳以 CO_2 形式排放到大气中, 其中以化石燃料燃烧、水泥生产以及人类土地利用变化导致的 CO_2 排放量分别为 (270 ± 30) Gt和136Gt. 人类LUCC活动成为除化石燃料燃烧和水泥生产外, 引起陆地生态系统碳储量变化的重要因子(Emanuel和Killough, 1984; Esser, 1987), 其影响远远超过了自然变化影响的速率和程度(李蓓蓓等, 2014), 而由人类LUCC导致的碳排放也成为核算陆地生态系统碳储量变化中最复杂的碳源和最

中文引用格式: 杨绪红, 金晓斌, 项晓敏, 范业婷, 刘晶, 单薇, 周寅康. 2019. 近300年中国耕地开垦导致的碳排放估算. 中国科学: 地球科学, 49: 554–568, doi: 10.1360/N072017-00252

英文引用格式: Yang X, Jin X, Xiang X, Fan Y, Liu J, Shan W, Zhou Y. 2019. Carbon emissions induced by farmland expansion in China during the past 300 years. Science China Earth Sciences, 62: 423–437, <https://doi.org/10.1007/s11430-017-9221-7>

大的不确定性(IPCC, 1994, 2000). LUCC对陆地生态系统碳储量和温室气体排放的影响, 是当前土地利用变化环境效应研究的关注重点(Foley等, 2005), 准确评估人类活动引起的LUCC所导致的陆地生态系统碳收支, 将有助于降低陆地生态系统碳储量估算的不确定性(Houghton, 2001; Pan等, 2011).

过去300年, 中国人口规模、土地覆被变化显著, 同时丰富的人丁、赋税和田亩等文献记载为历史LUCC效应研究提供了充实可信的基础数据源, 使得中国成为世界上开展历史时期土地利用碳效应研究的优良实验场之一. 国内外学者对土地利用碳收支核算取得了长足进展, 运用了如排放清单法(Lai等, 2016)、样地清查法(Fang等, 2001)、生态系统过程模型(Brovkin等, 2004; Oelbermann和Voroney, 2011)、遥感估算模型(朴世龙等, 2001; 戴尔阜等, 2016)和计数统计法(Houghton等, 1983; 王渊刚等, 2013, 2014)等核算方法从全球(Brovkin等, 2004)、洲际(Harris等, 2012)、国家(方精云等, 2010; Lai等, 2016; Li B等, 2016)和区域(雷慧闽等, 2012; 赵荣钦等, 2014)等不同时空维度对LUCC碳收支进行了核算(Houghton等, 1983; Eswaran等, 1993; Lai等, 2016; Hastie等, 2018). 在中国历史LUCC碳排放估算方面, Houghton(2002)利用簿记模型核算出近300年来中国LUCC导致的碳排放总量介于17.10~33.40Pg; 葛全胜等(2008)采用簿记模型估算了中国近300年来耕、林地变化引起的碳排放量介于4.50~9.54Pg; 李蓓蓓等(2014)核算东北三省耕地开垦导致的碳排放总量介于1.06~2.55Pg. 上述学者对近代大尺度土地利用碳排放核算进行了有益尝试, 但对过去300年全国耕地开垦导致的碳排放的研究较少. 随着历史耕地数据析出成果日益丰富(葛全胜等, 2008; 曹雪等, 2014; Li S C等, 2016)和研究方法的发展, 为科学估算近300年中国耕地开垦的碳排放量提供了可行性.

鉴于此, 本研究拟将现代自然植被中的农业植被和次生植被用潜在自然植被修正后, 构建不受人类垦殖活动影响的历史自然植被潜在格局, 并以此推算土地利用变化率和碳密度, 而后基于亚热带、温带下不同生态系统的干扰响应曲线参数, 应用簿记模型核算近300年来中国耕地开垦导致的陆地生态系统碳排放

总量.

2 方法与数据

2.1 簿记模型

簿记模型(Bookkeeping)是由Houghton等(1983)建立的用于核算陆地生态系统与大气碳素交换全过程的碳收支模型, 经不断地修正和完善, 已被广泛应用于国家和地区尺度土地利用/土地覆被变化引起的碳源、碳汇动态特征研究(Houghton等, 2000; Houghton, 2002, 2003; 葛全胜等, 2008). 簿记模型属静态记账模型, 其原理是以年为时间步长, 逐年记录由LUCC引起的陆地生态系统碳储量年净增量. 模型在计数原理基础上设计了反映生态过程的干扰响应曲线, 干扰响应曲线考虑了单位土地面积上植被和土壤的全部碳储量变化, 并强调了生物体腐烂、氧化导致的碳释放以及不同产品氧化速率的差异(Houghton, 2003), 累加年度植被和土壤碳储量的变化值后即可评估陆地生态系统碳库储量变化和碳排放量(王渊刚等, 2014). 在计算时, 模型需要输入两类数据, 一是逐年土地利用/土地覆被变化率; 二是因土地利用类型转换引起的碳密度变化数据. 本研究仅核算土地利用类型直接转换造成的碳排放, 暂不考虑土地利用类型渐变、管理方式以及环境变化造成的碳排放¹⁾.

2.2 耕地数据源与预处理

耕地数量恢复(重建)是长时期LUCC研究的重要内容. 已有学者对近300年来中国传统农区、东北地区、青藏高原, 乃至中国全域的耕地数量进行了订正和恢复(葛全胜等, 2008; 叶瑜等, 2009; 曹雪等, 2014; 李士成等, 2015; Li S C等, 2016). 由于采用的基础数据源和订正体系不同, 各研究修正的耕地数据集的重建时点和空间单元也各异, 考虑到Li S C等(2016)的研究数据源详实、时点丰富、覆盖范围广, 能较为全面地反映近300年来中国耕地变化的趋势, 故以此作为历史耕地数据源. 同时, 近300年来中国政体和行政区划频繁变动, 为简化运算, 以现代行政区划作为分析单元, 并将上海和江苏合并为沪宁地区, 河北、天津和北京合并为京津冀地区, 四川和重庆合并为川渝地区,

1) 已开发土地利用碳排放估算软件, 如有需求可与作者联系

甘肃和宁夏合并为甘宁地区, 广东和海南合并为粤琼地区, 简化后共含研究单元25个(图1)。

2.2.1 历史自然植被情景

为计算不同生态系统的开垦数量, 并为测算植被与土壤碳密度提供基础底图, 需建立不受人开垦影响的历史自然植被格局。张学珍等(2011)和李蓓蓓(2012)析出东北地区历史文献中关于自然植被记录后, 复原了中国东北地区近代大规模农垦前的自然植被格局; Houghton和Hackler(2003)复原了未有人类活动干扰条件下中国全域的森林、草地和荒漠空间分布。参考上述学者的方法, 结合相似生境、相似分布原则并衔接中国自然植被分类系统, 重建历史自然植被格局时提出以下假设: (1) 受人类活动干扰的植被限于次生植被(灌丛和萌生矮林)和农业植被(粮食和经济作物), 暂不考虑其余植被, 被干扰的植被演替结果受气候因子限制, 遵循植被演化顺序; (2) 除受人类活动干扰的次生植被和农业植被外, 历史自然植被类型分布格局与现代格局相同; (3) 暂不考虑林火、虫灾、自然退化以及旱涝灾害等因素对植被类型空间格局的

干扰。

基于上述假设, 采用“模型模拟-格局比对-局部调整”的技术思路替换中国1:400万自然植被类型图集(侯学煜, 1982)中受人类活动干扰的次生植被和农业植被, 复原历史自然植被空间格局。具体如下: (1) 采用任继周(2004)提出的气候-土地-植被综合顺序分类法, 基于现代多年平均降水和多年平均 $>0^{\circ}\text{C}$ 年积温模拟潜在自然植被类型图集(车彦军等, 2016); 考虑到历史气候条件的差异性, 需对现代气候数据进行修正, 其中降水量采用清初以来中国东部地区降水量距平值的平均值予以修正(郑景云等, 2005; Zheng等, 2006), 历史时期年积温采用清初以来中国东部冬半年温度距平值的平均值予以修正(Ge等, 2003)。 (2) 将中国1:400万自然植被类型图集(侯学煜, 1982)中受人类活动干扰的农业植被以潜在自然植被替换, 并认为现代次生植被与潜在自然植被类型不一致的区域是人类活动干扰的结果, 将不一致地块以潜在自然植被类型替换(但当潜在植被类型等级低于灌丛或萌生矮林时不予替换)。 (3) 采用侯学煜(1981)研制的中国植被分区图集作为植被类型宏观格局控制因子, 并辅之以吴征镒(1979)

图1 研究区区位图

图 2 技术过程(a)、中国现代自然植被(b)和历史自然植被(c)分布格局

研制的中国植物区系分区图集, 对上一步形成的历史自然植被图集就类型、空间分布进行比对, 分析表明运用气候-土地-植被综合顺序分类法模拟的华北地区潜在植被为暖温带典型草原植被, 与中国自然植被地带性分异规律明显不符(应为松属和栎属组成的暖温带针叶林或落叶阔叶林), 故结合植被分区类型、区划边界和地表物质组成等资料对局部地区植被类型予以修正, 复原的历史自然植被图如图2所示。

2.2.2 土地利用变化率

逐年土地利用变化率是簿记模型的重要输入数据之一, 参考潘娜(2005)和李蓓蓓等(2014)提出的方法, 按以下假设推算各省区耕地开垦所占用的植被类型与相应规模: (1) 开垦的耕地来源于历史自然植被中的林地、灌丛、荒漠、草地和沼泽, 暂不考虑水面; (2) 相邻时点新增或减少的耕地面积是该时段内因人类活动

干扰导致的新垦或弃垦耕地; (3) 历史开垦范围在现代耕地分布边界以内; (4) 相邻时点间的耕地开垦面积是逐年均匀变化的。逐年土地利用变化率求取方法如下: (1) 以现代耕地分布范围作为分析掩膜套合历史自然植被分布图, 求取各省被改造的林地、灌丛、荒地、草地和沼泽面积; (2) 以此为权重分配1661年、1724年、1784年、1820年、1873年、1933年、1950年和1980年各省耕地开垦的各类土地覆被面积, 而后将相邻时段结果相减后除以对应时段间隔。考虑到东北地区的沼泽开垦较晚, 黑龙江和吉林的沼泽分别在1880年和1910年之后参与耕地开垦面积分配(李蓓蓓等, 2014; 衣保中, 2002)。

2.3 碳密度数据源与预处理

簿记模型将土地利用的碳排放效应分为植被和土壤两个碳库分别计算, 需建立各个研究区不同生态系

统下的植被和土壤碳密度数据.

2.3.1 植被碳密度

不同植被类型, 甚至同一植被类型的不同植被群组, 在碳密度上都存在较大差别. 为了提高核算精度, 采用赖力(2010)提出的不同植被群组植被碳密度值推算研究区不同生态系统的植被平均碳密度. 技术流程如下: (1) 建立不同植被群组的植被碳密度属性数据库, 将植被碳密度属性数据库关联到重建的历史自然植被覆盖图集; (2) 分区统计不同植被群组面积并乘以对应的植被群组碳密度数值, 按森林、灌丛、沼泽、草地和荒漠分类汇总各研究区的植被有机碳储量; (3) 按研究区分别统计森林、灌丛、沼泽、草地和荒漠的植被面积, 进而算得不同生态系统下的植被平均碳密度.

2.3.2 土壤碳密度

土壤类型数据来源于第二次全国土壤普查资料形成的1:100万中国土壤数据库. 各土壤亚类的平均碳密度引自李克让(2002)的研究结果, 对所缺少的14个土壤亚类以赖力(2010)提出的对应土类平均碳密度替代. 人类农业垦殖活动会引起土壤肥力增加或退化, 现代土壤碳密度较历史时期有所增减, 须进行适度修正. 研究表明, 由于土壤输入碳源减少和土壤扰动加速了碳素分解, 森林开垦后的20年内土壤碳库快速下降20%左右, 随后缓慢下降达到新平衡, 这一过程可持续20~50年(Stenversen, 1994; Janzen等, 1997), 毁林或改变林地利用现状会造成土壤有机碳损失20~50%(Eswaran等, 1993; Post和Kwon, 2000; Follett, 2001); 草地开垦后, 在40年连续耕作下土壤碳密度可下降20~40%(王艳芬等, 1998; Elberling等, 2003); 荒漠开垦后连续耕作50年, 土壤有机碳密度较原始荒漠状态增加7.74%(许文强等, 2010); 沼泽开垦为耕地后的30~40年内土壤有机碳将趋于相对稳定, 而1m深土体碳储量减少可达77~87%(苏艳华和黄耀, 2008). 基于上述分析, 历史自然植被中的森林、灌丛、草地和沼泽开垦为耕地后, 土地碳密度较原始植被状态将有适度下降; 而将荒漠垦殖为耕地, 经过较长时间的持续耕作后, 土壤碳密度将适度上升. 为表征历史时期土壤扰动的不同程度, 本研究设计了土壤碳密度变化的低、中和高三种情景, 相应变化系数见表1.

2.4 干扰响应曲线

中国从南到北跨越多个气候带, 在设计响应曲线时需考虑气候带的差异. 参考Houghton等(1983)和李蓓蓓(2012)的研究, 本研究依据现代气候带格局, 为保持行政区完整和简化运算, 按面积占优原则将研究区划分为亚热带和温带两个气候区. 为估算耕地开垦导致的碳收支变化范围并衔接土壤碳密度修正情景, 建立了亚热带和温带下三套植被和土壤响应曲线, 用以分别测算森林开垦(弃垦)、灌丛开垦(弃垦)、荒漠开垦(弃垦)、草地开垦(弃垦)、沼泽开垦五种生态系统下高、适中和低值三种情景. 其中, 温带地区的植被和土壤响应曲线引用李蓓蓓(2012)测算近300年东北地区土地利用变化碳排放响应的方案; 亚热带地区参考簿记模型中中国区亚热带森林、灌丛、草地3种生态系统的响应曲线参数(Houghton和Hackler, 2003); 荒漠和沼泽开垦的干扰响应曲线参数参考王渊刚等(2013, 2014)的研究; 考虑到亚热带地区沼泽开垦比例较低且沼泽开垦造成碳储量变化的研究较少, 相应曲线采用温带地区参数; 参考葛全胜等(2008)研究, 假设清理后10年内遗留原地的枯枝落叶和地下根系全部腐烂进入土壤有机碳库. 此外, 考虑到地表原生植被清除后, 种植的农作物为一年一熟或一年多熟, 农作物以粮食形式固定的碳素通过食物链最终又释放到大气碳库中, 故不再考虑地表原生植被清除后原地农作物植被恢复所增加的植被碳库.

3 结果分析

3.1 近300年耕地开垦变化情况

研究期内, 中国耕地总量由1661年的 $55.50 \times 10^4 \text{ km}^2$ 逐渐增加到1980年的 $134.80 \times 10^4 \text{ km}^2$, 增长近2.43倍, 年均增长率达0.28%. 根据增长趋势可划分为五个阶段, 即清前中期快速增长阶段(1661~1724年, 年均增长率0.48%), 清中后期缓慢增长阶段(1724~1873年, 年均增长率0.09%), 清末民初的快速增长阶段(1873~1933年, 年均增长率0.30%), 建国初的波动阶段(1933~1950年, 年均增长率-0.16%), 建国后的剧烈增长阶段(1950~1980年, 年均增长率1.05%), 见图3.

研究期内耕地拓垦活动累积开垦面积为 $79.30 \times$

表 1 历史自然植被类型转变后造成的土壤碳密度变化^{a)}

历史自然植被类型	低值情景(%)	适中情景(%)	高值情景(%)
森林	-20	-35	-50
灌丛	-20	-35	-50
荒漠	7.74	7.74	7.74
草地	-20	-30	-40
沼泽	-77	-82	-87

a) 负值表示土地垦殖后土壤碳密度下降, 正值表示上升

图 3 近300年来中国耕地数量变化趋势

10⁴km², 主要特征如下: (1) 开垦的土地主要来源于森林和草地, 累积开垦面积分别为51.82×10⁴和20.36×10⁴km², 分别占总开垦规模的65.35%和25.68%, 其中所开垦的森林主要集中在川渝、黑龙江、吉林等地, 开垦的草地集中在内蒙古、京津冀、山东等地; (2) 荒漠和沼泽累积开垦面积分别为3.67×10⁴和3.26×10⁴km², 分别占总开垦规模的4.63%和4.12%, 其中荒漠开垦主要集中在新疆、内蒙古和甘宁地区, 占比超过80%, 沼泽开垦主要集中在黑龙江、吉林、辽宁和内蒙古; (3) 灌丛开垦规模较小, 累积面积0.17×10⁴km², 仅占0.21%, 主要集中在云南、粤琼和川渝。随着耕地开垦规模与速率的不断变化, 森林、草地、荒漠和沼泽的累积开垦规模呈现先减后增再减的趋势, 其中森林和草地变化较为显著, 灌丛由于规模较小, 变化趋势不明显; 由于黑龙江和吉林的沼泽在19世纪后期才予以开垦, 故1873年之前沼泽累积开垦规模较少, 之后有较大幅度提升(图4)。

从年均增长变化率来看, 各生态系统开垦速率总体呈现先减后增再减的趋势。在1661~1724年, 森林、

草地和灌丛开垦年均增长率较高, 年均约为0.40%, 而荒漠开垦的增长率处于较低水平; 在1724~1820年的百年时间内, 森林、灌丛、荒漠、草地和沼泽的开垦年均增长率一直保持在较低值, 约为0.02~0.18%; 从1820~1873年, 森林、灌丛、荒漠和草地的年均增长率继续下降, 仅为0.01~0.04%, 而沼泽开垦增长率有较大提升, 达0.59%; 从1873~1933年, 随着东北地区解禁和蒙地放垦, 耕地开垦规模有大幅增长, 森林、草地和灌丛开垦增长率达0.16~0.31%, 荒漠年均增长率更达到0.55%, 随着东北地区的沼泽被大规模开垦, 沼泽开垦的年均增长率高达1.41%; 民国后期至建国初期, 由于连年战乱和自然灾害造成人口减少和土地抛荒, 耕地规模有所下降, 森林、灌丛和草地适度恢复, 但对东北沼泽和西北荒漠的开垦并未放缓, 开垦年均增长率分别为0.37%和0.81%; 1952~1980年, 受人口增长、土地改革和生产力提高的影响, 耕地又发生较快增长, 各类开垦的增长都较为明显, 其中荒漠和沼泽开垦的年均增长率最大, 分别达1.87%和1.73%, 灌丛和森林次之, 分别达1.31%和1.18%。

图4 不同土地覆盖类型下的土地累积开垦面积变化

3.2 近300年耕地开垦导致的碳排放

通过簿记模型核算, 1661~1980年中国耕地开垦导致的碳排放总量低值和高值分别为2.94和5.61Pg, 适中值为3.78Pg. 按40年分段统计, 不同时期的碳排放量变化特征如图5: (1) 三种情景的碳排放量都呈两头高中间低的U型格局, 反映出19世纪上半叶的碳排放量最低, 而1661~1700年和1900~1980年间的碳排放总量较大. (2) 作为累积开垦面积最大的两个类型, 低值情景下森林和草地土壤碳库损失比例分别仅设计为20%和4%, 这导致1661~1860年总碳排放量处于较低水平, 仅为0.96Pg, 占近300年碳排放量的32.63%. 随着人口增长, 导致土地开垦规模不断扩大和植被长期分解库的不断累积, 1860~1980年碳排放量显著增长, 达1.99Pg. (3) 由于高值情景下森林和草地的土壤碳库损失比例分别设计为50%和40%, 使得同期各时段碳排放总量远高于低值情景, 其中1661~1740年和1900~1980年分别为1.32Pg和2.98Pg, 分别占过去300年碳排放总量的23.56%和53.14%. (4) 适中情景下森林和草地的土壤碳库损失比例介于前述两者之间, 分别设计为30%和23.81%, 各时段的碳排放值略高于低值情景, 而显著低于高值情景.

以20年作为时间间隔, 1661~1980年的年均碳排放量如图6. 三种情景下, 年均碳排放量波动较为明显, 呈三个波峰、二个波谷, 其中1680~1740年、1900~1940年、1960~1980年三段为波峰, 而1740~1900年、1940~1960年为波谷. 以适中情景为例, 清前期人口高速增长, 农业生产逐渐恢复, 社会经济发展出现“康乾盛世”, 使得1680~1740年的年均碳排放达 0.01Pg a^{-1} ;

清中后期社会经济发展相对停滞, 耕地规模增长态势减缓, 年均碳排放仅为 $0.003\sim 0.01\text{Pg a}^{-1}$; 随着19世纪中后期东北、西北和蒙地逐渐放垦, 耕地规模适度增长, 同时植被和土壤碳排放具有时滞效应, 使得清末民初耕地开垦的年均碳排放呈现第二个波峰, 达 0.02Pg a^{-1} ; 民末至建国初期, 中国耕地规模适度减缩, 年均碳排放呈现第二个波谷; 而后, 由于耕地开垦规模迅速增加和植被碳库的长期累积效应, 年均碳排放的最高峰出现在1960~1980年, 为 0.05Pg a^{-1} .

根据地表植被破坏后的不同用途、比例和氧化速率, 以及不同干扰情景下土壤碳储量损失比例进行汇总, 得到近300年耕地开垦导致的植被碳排放总量为1.58Pg, 相应土壤碳排放总量的低值、适中值和高值分别为1.35、2.20和4.03Pg. 以40年为时间间隔, 不同时段的植被和土壤碳排放变化特征见图7. 核算期内, 植被碳排放呈现先减后增的变化格局, 在1820~1860年时段内为最低值(0.03Pg), 之后逐步增加至1940~1980年的 0.62Pg . 由于不同情景下干扰曲线的土壤有机碳损失比例不同, 各阶段土壤碳排放的变化趋势略有差异, 但总体呈现两头高中间低的U型格局; 在低值情景下, 植被碳排放总量略高于土壤, 两者比率为1.17, 而适中情景和高值情景下, 土壤有机碳的损失比例较高, 故植被与土壤的碳排放量比率分别降为0.72和0.39. 由此, 近300年耕地开垦活动造成的碳排放主要来源于土壤碳储量的释放.

3.3 不同生态系统开垦导致的碳排放

从生态系统的碳排放总量看, 近300年来耕地开垦

图 5 不同情景下近300年耕地开垦导致的碳排放量

图 6 不同情景下开垦导致的年均碳排放总量

活动对不同生态系统的碳库影响各异(表2)。不同情景下, 森林生态系统开垦导致的碳排放量相对较高, 其次是沼泽和草地生态系统, 灌丛生态系统的碳排放量相对较小, 由于荒漠生态系统的植被和土壤碳密度较低, 对其开垦导致土壤碳库储量增加, 其开垦过程表现为碳汇。适中情景下, 森林和草地生态系统的碳排放量分别占总排放量的73.68%和14.21%, 而高值情景下二者的排放比例进一步分别提高到76.05%和15.74%。

不同生态系统的植被和土壤碳排放量各异。其中: 森林植被开垦导致的碳排放量最大, 其次是草地和沼泽, 而荒漠和灌丛的碳排放总量相对较少; 森林、灌

丛、草地和沼泽土壤在开垦过程中表现为碳源, 而荒漠土壤由于本底碳密度较低, 在开垦过程中随着土壤熟化、培肥和有机质积累, 土壤有机碳库逐渐增大, 其开垦过程表现为碳汇。低值、适中和高值情景中, 森林植被开垦导致的碳排放占总碳排放的39.31%、30.53%和20.58%, 而森林土壤碳排放所占比例不断提高, 分别为18.32%、33.63%和49.05%。同时森林植被的氧化分解时间较长, 分解库中释放的有机碳具有长期累积效应, 后期累积的植被碳排放将不断升高; 草地植被的平均碳密度低于土壤, 在垦殖过程中受翻耕、破碎和雨水侵蚀作用, 草地土壤的有机碳库被大

图 7 近300年来耕地开垦引起的植被和土壤碳排放量

表 2 不同情景下五种生态系统开垦引起的碳排放量(Pg)^{a)}

生态系统	植被					土壤				
	森林	灌丛	荒漠	草地	沼泽	森林	灌丛	荒漠	草地	沼泽
低值情景						0.5380	0.0021	-0.0478	0.3750	0.4879
适中情景	1.5142	0.0013	0.0018	0.0517	0.0123	1.2714	0.0027	-0.0478	0.4854	0.4879
高值情景						2.7506	0.0052	-0.0478	0.8309	0.4879

a) 正值表示碳源, 负值表示碳汇

量释放, 使得草地土壤碳排放量显著高于其植被, 适中情景下草地土壤和植被碳排放比率达1.11; 灌丛碳密度仅次于森林, 但由于开垦面积有限, 碳排放总量相对较低; 荒漠植被的土壤碳密度较低, 且开垦规模较小, 其植被碳排放仅为0.0018Pg, 但荒漠土壤有机碳库有适度增加, 约为0.0478Pg; 沼泽开垦释放的碳约为0.50Pg, 主要来源于土壤碳库。

3.4 分省碳排放

近300年来耕地开垦导致的各省植被和土壤碳排放量较为显著差异(表3)。就植被碳排放而言, 西南地区的川渝、贵州和云南, 东北地区的黑龙江、吉林和辽宁的植被碳排放量较大, 总计1.02Pg, 约占全国植被碳排放的64.50%; 而西北地区的新疆、青海和西藏由于地表植被稀疏, 植被碳密度低, 植被碳排放量相对较小, 约0.02Pg, 仅占全国植被碳排放的1.26%。由于干扰曲线中土壤有机碳损失比例各异且各省年际间存在抛荒现象, 故省际间土壤碳排放的差异更为显著, 主要表现为开垦时段较近、开垦规模和速率较大的省份土壤碳排放量较高, 而传统农区内, 相应省份大多经历

了开垦、抛荒和复垦等多个过程, 部分省份在部分时段内土壤碳排放表现为碳汇。以适中情景为例, 东北地区的黑龙江、吉林、辽宁和内蒙古, 西南地区的川渝、云南和贵州由于开垦具有阶段性且抛荒不明显, 故土壤碳排放较高; 而长江中下游地区的沪宁由于近代经历战乱、抛荒, 故土壤碳排放表现为碳汇; 西北地区的新疆、甘宁和青海的开垦中, 荒漠比例较高, 故土壤碳排放量相对较低。

适中情景下, 以40年作为时间间隔, 各省碳排放总量的年际差异见图8。由图8可见, 由于历史耕地存在复垦、抛荒和拓垦等变化特征, 不同省份的年际碳排放效应存在较大差别。其中, 黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、新疆、西藏和湖北等地区持续表现为碳源, 其余省份存在碳汇和碳源交替变化过程。从年际差异来看, 1661~1780年, 川渝、河南、湖南和粤琼等地的碳排放量较大, 而东北地区 and 西北地区此时开垦规模较小, 故碳排放量不显著; 1780~1860年, 经济社会发展迟滞, 各省间碳排放量总体不大且变化不明显; 1860~1940年, 随着清政府对东北解禁和蒙地放垦, 植被破坏愈加严重, 东北和内蒙古的碳排放量迅速扩大,

表 3 近300年耕地开垦导致的分省植被和土壤碳排放量(Pg)^{a)}

省份	植被	土壤			省份	植被	土壤		
		低值情景	适中情景	高值情景			低值情景	适中情景	高值情景
安徽	0.0376	-0.0030	0.0145	0.0414	河南	0.0632	0.0343	0.0555	0.1262
川渝	0.2819	0.1058	0.2349	0.5051	黑龙江	0.2395	0.6639	0.8210	1.2480
福建	0.0114	-0.0031	0.0047	0.0169	吉林	0.1215	0.1386	0.2327	0.4326
广西	0.0721	0.0048	0.0424	0.0956	京津冀	0.0211	0.0438	0.0675	0.1204
贵州	0.1464	0.0267	0.0859	0.1817	辽宁	0.0910	0.0607	0.1154	0.2293
湖北	0.0518	-0.0013	0.0211	0.0592	内蒙古	0.0411	0.1250	0.1658	0.2437
湖南	0.0725	0.0047	0.0346	0.0854	青海	0.0042	0.0085	0.0113	0.0176
沪宁	0.0021	-0.0060	-0.0001	0.0108	山东	0.0210	0.0366	0.0506	0.0937
江西	0.0145	-0.0015	0.0074	0.0187	山西	0.0120	0.0173	0.0228	0.0438
粤琼	0.0503	0.0071	0.0272	0.0644	陕西	0.0247	0.0220	0.0238	0.0535
云南	0.1385	0.0401	0.0960	0.1904	西藏	0.0024	0.0036	0.0053	0.0089
浙江	0.0046	-0.0033	0.0018	0.0067	新疆	0.0099	-0.0074	-0.0020	0.0082
甘宁	0.046	0.0373	0.0596	0.1245	合计	1.5813	1.3552	2.1997	4.0267

a) 正值表示碳源, 负值表示碳汇

总计释放的碳素占同时段总量的82.58%。1940~1980年, 经历了持续战乱、自然灾害和新中国后的大规模开垦, 西南和东北的植被破坏加剧, 碳排放随之增加。研究期内, 新疆、西藏和青海等地由于地表植被稀疏且以荒漠垦殖为主, 碳排放相对较少, 福建、浙江、沪宁等地由于历史上土地开发程度较高, 故碳排放总量不明显, 但由于存在抛荒和弃垦等行为, 在时序上这些地区的碳效应呈碳源、碳汇交替。

4 讨论与结论

4.1 与已有成果对比分析

针对中国近300年来土地利用引起的碳排放估算, 国内外学者开展的积极研究, 其中具有重要影响的包括Houghton和Hackler(2003)、葛全胜等(2008)和李蓓蓓(2012)等。Houghton和Hackler(2003)将中国分为6个研究区分别估算了近300年来参考情景、早期情景、晚期情景、土壤情景下的碳排放总量; 葛全胜等(2008)以省为单元, 采用簿记模型核算了近300年来中国土地利用引起的碳排放; 李蓓蓓(2012)以县级单元为对象, 对东北三省土地开垦和森林砍伐引起的碳排放进行了核算。选取上述成果为对照, 与本研究结果进行对比分析(表4和5)。

由表4可知: (1) Houghton认为过去300年中国土地利用导致陆地生态系统向大气释放了17.1~31.90Pg C; 葛全胜采用类似方法核算的碳排放量介于4.50~9.54Pg, 最佳估算为6.18Pg; 而本文估算的耕地开垦导致的碳排放为2.94~5.61Pg, 适中估计值为3.78Pg。Houghton构建中国历史自然植被情景时仅考虑了森林和草地生态系统, 空间网格分辨率较粗, 且未考虑灌丛和沼泽, 认为1700年中国森林面积高达 $322 \times 10^4 \text{ km}^2$, 较葛全胜高出1/3, 由此推算的森林生态系统开垦面积大幅度增加, 且采用的土壤和植被碳密度数值来自全球模型, 故对中国区的估算结果总体偏大。(2) 葛全胜的估算方案认为1661~1949年中国耕地累积增加仅 $35.31 \times 10^4 \text{ km}^2$, 比本研究引用数据低了22.0%, 由此推算同期森林收获面积可能被放大, 估算的森林收获碳排放量可能存在高估; 同时估算时简化了干扰情景, 认为土地开垦全部是来源于森林生态系统, 而森林生态系统的植被和土壤碳密度显著高于灌丛、荒漠、草地和沼泽等生态系统, 由此导致高估约78%(李蓓蓓, 2012); 此外, 葛全胜的估算结果包含了近300年来森林收获造成的碳排放, 从而导致所核算的碳排放总量高于本研究结果, 而估算的土壤碳排放较低的原因可能是其使用的土壤碳密度值较低所致。

分析表5可知: 李蓓蓓(2012)估算的东北三省土地

图 8 分省/区耕地开垦引起的碳排放变化

表 4 不同学者估算的近300年中国土地利用变化导致的碳收支情况

Houghton和Hackler(2003)		葛全胜等(2008)		本文结果	
晚期情景	33.4 Pg	植被	3.70 Pg	植被	1.58 Pg
参考情景	31.9 Pg	高值	5.84 Pg	高值	4.03 Pg
土壤情景	26.8 Pg	土壤 适中值	2.48 Pg	土壤 适中值	2.20 Pg
早期情景	17.1 Pg	低值	0.80 Pg	低值	1.36 Pg

表 5 东北三省耕地开垦导致的碳排放结果对比分析(Pg)

李蓓蓓等 (2012)				本文结果			
情景	合计	植被	土壤	情景	合计	植被	土壤
高值	2.59	0.65	1.94	高值	2.36		1.91
适中值	1.45	0.45	1.00	适中值	1.62	0.45	1.17
低值	1.06	0.24	0.82	适中值	1.32		0.86

垦殖活动造成的碳排放量介于1.06~2.59Pg, 适中值为1.45Pg, 其适中值与本研究的低值和适中值较为接近, 分别相差11.80%和12.72%, 其估计的高值与本研究的结果相差仅为8.81%。李蓓蓓估算的植被和土壤碳排放量分别介于0.24~0.65Pg和0.82~1.94Pg, 适中值分别为0.45Pg和1.00Pg, 其估算的植被碳排放适中值与本研究结果一致, 均为0.45Pg, 而估算的高值显著高于本文; 此外, 其估算的土壤碳排放低值、适中值与高值与本文相近, 两者相差分别为1.55%、16.91%和5.27%, 总体而言, 两者的估算结果有较好的吻合性。李蓓蓓认为使用分省数据将导致区域碳排放量比分县核算结果高出11%, 由此来看本研究核算结果区别于李的结果主要是在土壤碳排放总量上。李蓓蓓的高值情景高于本文的可能原因是其构建历史自然植被情景采用历史数据的精度约为60km×60km, 线状记录采用30km缓冲区, 这种处理方式会造成历史自然植被大面积均值化, 进而导致耕地开垦占用各类生态系统的面积发生较大变化。同时, 两者在研究尺度选取、耕地开垦面积估算方法、植被和土壤碳密度数据选取等方面的不同也会引起研究结果的差异。

4.2 不确定分析

由于排放机制复杂、空间差异显著、影响因素众多等原因, 土地利用变化导致的碳排放核算具有较大的不确定性。本研究估算结果不确定性可能来源于以下方面: (1) 近300年耕地开垦面积存在不确定性。曹雪等(2014)认为中国耕地由清初的 $42.4 \times 10^4 \text{ km}^2$ (1661

年)增加至 $136.90 \times 10^4 \text{ km}^2$ (1985年), 最大值出现在1952年($144.20 \times 10^4 \text{ km}^2$); 葛全胜等(2008)认为从1661年至20世纪末, 中国耕地由 $60.78 \times 10^4 \text{ km}^2$ 增加至 $96.09 \times 10^4 \text{ km}^2$; 本研究引用Li S C等(2016)的研究, 认为1661~1980年中国耕地从 $55.50 \times 10^4 \text{ km}^2$ 增加到 $134.80 \times 10^4 \text{ km}^2$, 净增 $79.30 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。上述学者对基础数据的认识差异, 使得模型输入参数之一(土地利用年变化率)存在较大不确定性; 此外, 采用被人类垦殖的植被面积为权重分配历史生态系统垦殖规模的方案未能体现区域异质性和多样性, 由此会带来估算结果的不确定性。(2) 重建的历史自然植被情景较为简化, 复原结果难以完全体现古环境状况。相对于Houghton和Hackler(2003)所复原的 $1^\circ \times 1^\circ$ 网格的历史自然植被情景, 本研究构建的 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 分辨率下不受人为垦殖影响的森林、灌丛、荒漠、草地和沼泽生态系统, 重建精度有所提高且考虑了历史气候变化影响, 复原的历史自然植被情景在整体格局上较好地吻合了自然环境和水热空间格局, 但在局地并不能有效体现地理分异规律; 且未能充分考虑南方地区“与水争田”、沿海地区的“滩涂围垦”和“围海造田”以及北方天然绿洲开垦等情景, 使得在利用基于数理模型复原的历史自然植被推算土地覆被开垦类型和规模时存在不确定性。(3) 干扰响应曲线的区域适用性存在不确定性。干扰响应曲线参数具有空间异质性, 除荒漠和沼泽的参数来源于国内研究外, 其余生态系统所用的响应曲线参数大都源自全球模型, 其中国区研究的适用性有待检验。(4) 植被和土壤碳密度的时空动态性和尺度依赖性会

影响核算结果的准确性。本研究中碳密度采用“以今论古”的替代方案, 虽然对现代土壤碳密度进行了适度修正, 但碳密度具有时空动态性, 采用静态取值方案也会增加估算结果的不确定性。

4.3 结论

(1) 近300年来中国耕地面积持续增加, 从1661年的 $55.50 \times 10^4 \text{ km}^2$ 逐渐增加到1980年的 $134.80 \times 10^4 \text{ km}^2$, 年均增长 $0.25 \times 10^4 \text{ km}^2$; 开垦的耕地主要来源于森林和草地, 而荒漠、沼泽和灌丛的开垦规模较小, 累积森林和草地的开垦面积分别达 $51.82 \times 10^4 \text{ km}^2$ 和 $20.36 \times 10^4 \text{ km}^2$, 累积荒漠和沼泽开垦规模为 3.67×10^4 和 $3.26 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。

(2) 近300年来中国耕地开垦活动导致的碳排放总量介于2.94~5.61Pg, 适中值为3.78Pg, 其中植被碳排放总量为1.58Pg, 土壤碳排放总量的低值、适中值和高值分别为1.35、2.20和4.03Pg。森林开垦导致的碳排放量最高, 其次是沼泽和草地, 灌丛的碳排放量相对较小, 荒漠生态系统在开垦过程中表现为碳汇。

(3) 过去300年耕地开垦的碳排放呈两头高中间低的U字型格局, 表现为19世纪上半叶碳排放总量最小, 而20世纪上半叶碳排放总量较高; 在区域尺度上, 东北、西南地区的碳排放总量较大, 新疆、西藏、青海由于地表植被分布较少, 开垦的耕地主要来源于荒漠、草地和灌丛, 故碳排放总量相对较少。

致谢 文章得到中国科学院地理与资源研究所戴君虎研究员和南京信息工程大学李蓓蓓博士的指点, 中国科学院地理与资源研究所何凡能研究员提供耕地数据以及匿名审稿专家提出建设性意见, 在此一并致谢。

参考文献

曹雪, 金晓斌, 王金朔, 缪丽娟, 周寅康. 2014. 近300年中国耕地数据集重建与耕地变化分析. 地理学报, 69: 896-906

车彦军, 赵军, 张明军, 王圣杰, 齐月. 2016. 不同气候变化情景下2070~2099年变化情景下中国潜在植被及其敏感性. 生态学报, 36: 2885-2895

戴尔阜, 黄宇, 吴卓, 赵东升. 2016. 内蒙古草地生态系统碳源/汇时空格局及其与气候因子的关系. 地理学报, 71: 21-34

方精云, 杨元合, 马文红, 安尼瓦尔, 沈海花. 2010. 中国草地生态系统碳库及其变化. 中国科学: 生命科学, 40: 566-576

葛全胜, 戴君虎, 何凡能, 潘娜, 王梦麦. 2008. 过去300年中国土地利

用、土地覆被变化与碳循环研究. 中国科学D辑: 地球科学, 38: 197-210

侯学煜. 1981. 再论中国植被分区的原则和方案. 植物生态学与地植物学丛刊, 5: 285-291

侯学煜. 1982. 中华人民共和国植被图. 北京: 中国地图出版社

赖力. 2010. 中国土地利用的碳排放效应研究. 博士学位论文. 南京: 南京大学. 126-127

雷慧闯, 杨大文, 蔡建峰, 王凤娇. 2012. 1984-2006年黄河下游大型灌区碳平衡长期变化. 中国科学: 地球科学, 42: 1754-1766

李蓓蓓. 2012. 东北地区历史土地利用变化导致的碳收支估算. 博士学位论文. 北京: 北京师范大学. 128

李蓓蓓, 方修琦, 叶瑜, 张学珍. 2014. 中国东北地区过去300年耕地开垦导致的碳收支. 中国科学: 地球科学, 44: 1987-1996

李克让. 2002. 土地利用变化和温室气体净排放与陆地生态系统碳排放. 北京: 气象出版社. 236

李士成, 张懿铨, 何凡能. 2015. 过去百年青海和西藏耕地空间格局重建及其时空变化. 地理科学进展, 34: 197-206

潘娜. 2005. 近300年中国部分省区农林土地利用及其对陆地碳储量的影响. 硕士学位论文. 北京: 中国科学院研究生院. 82

朴世龙, 方精云, 郭庆华. 2001. 利用 CASA 模型估算我国植被净第一性生产力. 植物生态学报, 25: 603-608

任继周. 2004. 草原合理利用与草原类型. 北京: 中国农业出版社. 159

苏艳华, 黄耀. 2008. 湿地垦殖对土壤有机碳影响的模拟研究. 农业环境科学学报, 27: 1643-1648

王艳芬, 陈佐忠, Tieszen L. 1998. 人类活动对锡林郭勒地区主要草原土壤有机碳分布的影响. 植物生态学报, 22: 545-551

王渊刚, 罗格平, 冯异星, 韩其飞, 范彬彬, 陈耀亮. 2013. 近50a玛纳斯河流域土地利用/覆被变化对碳储量的影响. 自然资源学报, 28: 994-1006

王渊刚, 罗格平, 赵树斌, 韩其飞, 李超凡, 范彬彬, 陈耀亮. 2014. 新疆耕地变化对区域碳平衡的影响. 地理学报, 69: 110-120

吴征镒. 1979. 论中国植物区系的分区问题. 云南植物研究, 1: 1-22

许文强, 陈曦, 罗格平, 张清, 张豫芳, 唐飞. 2010. 基于CENTURY模型研究干旱区人工绿洲开发与管理模式变化对土壤碳动态的影响. 生态学报, 30: 3707-3716

叶瑜, 方修琦, 任玉玉, 张学珍, 陈莉. 2009. 东北地区过去300年耕地覆盖变化. 中国科学D辑: 地球科学, 39: 340-350

衣保中. 2002. 朝鲜移民与近代东北地区的水田技术. 中国农史, 21: 37-46

翟俊, 刘荣高, 刘纪远, 赵国松. 2013. 1990-2010年中国土地覆被变化引起反照率改变的辐射强迫. 地理学报, 68: 875-885

张学珍, 王维强, 方修琦, 叶瑜, 李蓓蓓. 2011. 中国东北地区17世纪后期的自然植被格局. 地理科学, 31: 184-189

赵荣钦, 张帅, 黄贤金, 秦耀辰, 刘英, 丁明磊, 焦士兴. 2014. 中原经济区域域碳收支空间分异及碳平衡分区. 地理学报, 69: 1425-

1437

- 郑景云, 郝志新, 葛全胜. 2005. 黄河中下游地区过去300年降水变化. 中国科学D辑: 地球科学, 35: 765–774
- Brovkin V, Sitch S, von Bloh W, Claussen M, Bauer E, Cramer W. 2004. Role of land cover changes for atmospheric CO₂ increase and climate change during the last 150 years. *Glob Change Biol*, 10: 1253–1266
- Elberling B, Touré A, Rasmussen K. 2003. Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agr Ecosyst Environ*, 96: 37–47
- Emanuel W R, Killough G G. 1984. Modeling terrestrial ecosystems in the global carbon cycle with shifts in carbon storage capacity by land-use change. *Ecology*, 65: 970–983
- Esser G. 1987. Sensitivity of global carbon pools and fluxes to human and potential climatic impacts. *Tellus B*, 39B: 245–260
- Eswaran H, Van Den Berg E, Reich P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci Soc Am J*, 57: 192–194
- Fang J, Chen A, Peng C, Zhao S, Ci L. 2001. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 292: 2320–2322
- Foley J A, Defries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik C J, Monfreda C, Patz J A, Prentice I C, Ramankutty N, Snyder P K. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570–574
- Follett R F. 2001. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil Tillage Res*, 61: 77–92
- Ge Q S, Zheng J Y, Fang X Q, Man Z, Zhang X, Zhang P, Wang W C. 2003. Winter half-year temperature reconstruction for the middle and lower reaches of the Yellow River and Yangtze River, China, during the past 2000 years. *Holocene*, 13: 933–940
- Goldewijk K K, Beusen A, Van Dreht G, De Vos M. 2011. The HYDE 3.1 spatially explicit database of human-induced global land-use change over the past 12000 years. *Glob Ecol Biogeogr*, 20: 73–86
- Harris N L, Brown S, Hagen S C, Saatchi S S, Petrova S, Salas W, Hansen M C, Potapov P V, Lotsch A. 2012. Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336: 1573–1576
- Hastie A, Lauerwald R, Weyhenmeyer G, Sobek S, Verpoorter C, Regnier P. 2018. CO₂ evasion from boreal lakes: Revised estimate, drivers of spatial variability, and future projections. *Glob Change Biol*, 24: 711–728
- Houghton R A. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850–1990. *Tellus B*, 51: 298–313
- Houghton R A. 2001. Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Clim Change*, 48: 525–534
- Houghton R A. 2002. Temporal patterns of land-use change and carbon storage in China and tropical Asia. *Sci China Ser C-Life Sci*, 45 (Suppl): 10–17
- Houghton R A. 2003. Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? *Glob Change Biol*, 9: 500–509
- Houghton R A, Hackler J L. 2003. Sources and sinks of carbon from land-use change in China. *Glob Biogeochem Cycle*, 17: 1034
- Houghton R A, Hobbie J E, Melillo J M, Moore B, Peterson B J, Shaver G R, Woodwell G M. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: A net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol Monographs*, 53: 235–262
- Houghton R A, Skole D L, Nobre C A, Hackler J L, Lawrence K T, Chomentowski W H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature*, 403: 301–304
- Hurt G C, Frolking S, Fearon M G, Moore B, Shevliakova E, Malyshev S, Pacala S W, Houghton R A. 2006. The underpinnings of land-use history: Three centuries of global gridded land-use transitions, wood-harvest activity, and resulting secondary lands. *Glob Change Biol*, 12: 1208–1229
- IPCC. 1994. Climate Change 1994. Cambridge: Cambridge University Press
- IPCC. 2000. Climate Change 2000. Land Use, Land Use Change and Forestry, A Especial Report of the IPCC. Cambridge: Cambridge University Press
- Janzen H H, Campbell C A, Ellert B H, Bremer E. 1997. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality. *Dev Soil Sci*, 25: 277–291
- Lai L, Huang X, Yang H, Chuai X, Zhang M, Zhong T, Chen Z, Chen Y, Wang X, Thompson J R. 2016. Carbon emissions from land-use change and management in China between 1990 and 2010. *Sci Adv*, 2: e1601063
- Li B, Gasser T, Ciais P, Piao S, Tao S, Balkanski Y, Hauglustaine D, Boisier J P, Chen Z, Huang M, Li L Z, Li Y, Liu H, Liu J, Peng S, Shen Z, Sun Z, Wang R, Wang T, Yin G, Yin Y, Zeng H, Zeng Z, Zhou F. 2016. The contribution of China's emissions to global climate forcing. *Nature*, 531: 357–361
- Li S C, He F N, Zhang X Z. 2016. A spatially explicit reconstruction of cropland cover in China from 1661 to 1996. *Reg Environ Change*, 16: 417–428
- Minnen J G, Goldewijk K K, Stehfest E, Eickhout B, van Dreht G, Leemans R. 2009. The importance of three centuries of land-use change for the global and regional terrestrial carbon cycle. *Clim Change*, 97: 123–144
- Oelbermann M, Voroney R P. 2011. An evaluation of the century model to predict soil organic carbon: Examples from Costa Rica and

- Canada. *Agrofor Syst*, 82: 37–50
- Pan Y, Birdsey R A, Fang J, Houghton R A, Kauppi P E, Kurz W A, Phillips O L, Shvidenko A, Lewis S L, Canadell J G, Ciais P, Jackson R B, Pacala S W, McGuire A D, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333: 988–993
- Pongratz J, Reick C, Raddatz T, Claussen M. 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Glob Biogeochem Cycle*, 22: GB3018–147
- Post W M, Kwon K C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Glob Change Biol*, 6: 317–327
- Stenversen F J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reaction*. New York: John Wiley and Sons, Inc. 24
- Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J, Melillo J M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–499
- Yang X H, Jin X B, Guo B B, Long Y, Zhou Y K. 2015. Research on reconstructing spatial distribution of historical cropland over 300 years in traditional cultivated regions of China. *Glob Planet Change*, 128: 90–102
- Zheng J, Wang W C, Ge Q, Man Z, Zhang P. 2006. Precipitation variability and extreme events in Eastern China during the past 1500 years. *Terr Atmos Ocean Sci*, 17: 579–592

(责任编辑: 吴海斌)