

基于碳汇生产理念下的县南沟流域 退耕还林工程实施效果评价

顾文^{1,2}, 赵阿丽³, 徐健⁴, 王继军^{1,5}

(1. 中国科学院 水利部 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100; 2. 烟台市水利建筑勘察设计院,

山东 烟台 264000; 3. 陕西省引汉济渭工程协调领导小组办公室, 西安 710032;

4. 中国石油长庆油田分公司, 西安 710018; 5. 西北农林科技大学, 陕西 杨凌 712100)

摘 要: 县南沟流域是黄土高原的典型退耕区, 退耕还林工程改变了其土地利用结构, 从而对流域碳汇量及碳汇生产格局产生了重大影响。该文以此为切入点, 根据各种土地利用类型特点, 采用相应模型估算出县南沟流域 1999—2012 年林地、草地、园地、耕地和建设用地的碳汇量与碳源量, 通过分析流域碳汇的变化, 对退耕还林工程实施效果进行评价, 以期对退耕还林工程评估方法的完善提供支撑。结果表明: 退耕还林工程显著增加了碳汇量, 使农户成为实际的碳汇生产者; 林地是主要的碳汇用地, 林地固碳量随林地面积增加增长迅速; 耕地固碳量在耕地面积减少的情况下通过耕作方式和种植结构的改变维持稳定; 不同区位、不同退耕力度形成土地利用结构差异, 导致碳汇差异; 实证结果同时表明, 退耕林草地是 CDM 框架下主要碳汇生产来源, 近期应注重提高退耕林质量, 并减少农业生产中的化肥用量、增施有机肥。通过建立碳交易机制, 将碳汇商品化, 可进一步提高退耕还林工程效应, 稳固退耕还林工程成果。

关键词: 退耕还林工程; 碳汇; 土地利用; 清洁发展机制; 县南沟流域

中图分类号: S718.55; F301.2

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2014)02-0144-08

Evaluation on Sloping Land Conversion Program in Xiannangou Watershed Based on the Concept of Carbon Sink

GU Wen^{1,2}, ZHAO A-li³, XU Jian⁴, WANG Ji-jun^{1,5}

(1. Institute of Soil and Water Conservation CAS&MWR, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. Yantai Water Building Conservancy Investigation & Design Academy, Yantai Shandong, 264000, China;

3. The Coordination Leading Group Office of Hanjiang-to-Weihe River Project in Shaanxi Province, Xi'an 710032, China;

4. Petrochina Changqing Oil field Company, Xi'an 710018, China; 5. Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Sloping Land Conversion Program (SLCP) has changed the land use structure which had a significant impact on the pattern of carbon sink from a typical watershed on the Loess Plateau. To evaluate the effect of the SLCP, various methods were used to calculate the quantity of carbon sources and sinks of woodland, grassland, orchard, cultivated land, and construction land in Xiannangou Watershed. The results showed that the SLCP has increased carbon sinks of the watershed significantly and farmers became the producer of carbon sinks. Woodland is the main land-use type of carbon sink. The carbon sink of woodland increased rapidly with the increase of woodland area. The carbon sinks of cultivated lands maintain stable in the case of the decrease of cultivated land by the change of the farming and planting structure. Location and the degree of SLCP make the difference of land-use type, and then they make the diversity of carbon sinks. The empirical results show that at the same time, the sources of carbon sinks are woodland and grassland according to CDM. In order to increase the quantity of carbon sinks in Xiannangou Watershed, the application rates of chemical fertilizers should be reduced and the quality of woodland and application of organic fertilizer should be enhanced. The effect and stabilize the result of SLCP can be further improved through the estab-

收稿日期: 2013-11-05

修回日期: 2013-12-23

资助项目: 中国清洁发展机制基金赠款项目“黄土高原退耕区农户低碳生产模式与政策研究”(2012027); “十二五”国家科技支撑计划项目“黄土丘陵沟壑区水土保持与高效农业关键技术集成与示范”(2011BAD31B05)

作者简介: 顾文(1990—), 男, 山东临沂人, 硕士研究生, 研究方向为生态经济。E-mail: guwen1234567@126.com

通信作者: 王继军(1964—), 男, 陕西渭南人, 研究员, 主要从事水土保持与生态经济研究。E-mail: jjwang@ms.iswc.ac.cn

lishment of a carbon trading mechanism and the commercialization of carbon sinks.

Key words: sloping land conversion program (SLCP); carbon sinks; land-use type; clean development mechanism(CDM); Xiannangou Watershed

长期以来,人们为发展经济、解决生存问题,不惜以破坏自然资源为代价,特别是砍伐森林、大量使用化石燃料、过量施用化肥农药,不合理的土地利用结构造成了碳排放量持续增加,从而引发温室效应、气候异常等自然问题^[1]。联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)指出,农业温室气体排放量约占全球温室气体排放总量的14%^[2],可见减少农业碳排放是缓解全球变暖的有效途径之一。本着改善生态环境的理念,我国在20世纪末实施了退耕还林工程。退耕工程在有效防治水土流失、涵养水源^[3-4]的同时,改变了土地利用结构,通过不断固定CO₂减少大气中温室气体含量^[5],使农户成为实际的碳汇生产者。

退耕十多年来,关于退耕还林工程的研究一直是学者们关注的焦点。随着退耕工程的实施,研究的内容逐渐由退耕还林工程政策和意义的阐述转移到对退耕实施效果的评价上^[6-7]。目前针对退耕还林工程实施效果的评价,主要侧重于退耕工程可持续性评价和工程效益评价方面。例如,徐晋涛等利用农户抽样调查数据对退耕还林工程的成本有效性和经济可持续性进行了评价^[8-9]。谢旭轩等^[10]通过建立“退耕还林可持续生计分析框架”探讨了工程对农户生计可持续性的影响。徐建英等^[11]从粮食需求、经济发展、退耕补偿等问题评价了退耕还林工程的可持续性。退耕还林工程效益评价分为生态、经济与社会效益,基本体现在保持水土、涵养水源、固碳释氧、减少灾害、改善小气候、增加生物多样性、改善农户收入结构、提高农户收入水平、粮食安全等方面^[12-14]。而从碳汇的角度研究退耕还林工程主要集中在退耕生态补偿、退耕碳汇潜力、退耕林碳储量以及碳汇经济效益等方面^[15-20],对退耕还林工程实施效果评价的研究相对滞后,由此而不能对退耕还林工程实施效果有一个全面的认识和评估。所以,从碳汇角度评价退耕还林工程,对于完善退耕还林工程评价方法具有重要意义。

县南沟流域地处黄土高原腹地,曾是水土流失严重区域^[21],为进一步解决环境和生存问题,该流域实施了退耕还林工程,且退耕还林力度较大,不仅水土流失得到有效控制,而且林草植被恢复率和覆盖度均得到大幅度提高,成为典型的退耕区域。同时该流域土地利用类型齐全,从沟口到沟头呈现一个相对完整的景观格局,适合从土地利用类型角度做退耕碳汇评价。鉴于此,本文选取县南沟流域为研究区,以流域

土地利用变化为切入点,通过计算不同土地利用类型碳汇量,分析退耕还林工程实施十余年来流域土地利用变化对碳汇的影响,以期为实现流域碳汇市场化和完善退耕还林工程评估方法提供借鉴。

1 研究区概况

县南沟流域位于黄土高原中部的安塞县沿河湾镇,属于典型的黄土丘陵沟壑区(东经109°12′12″—109°22′12″,北纬36°41′24″—36°46′12″)。流域年降水量500~550 mm,年际差异较大,且年内分配不均,降雨集中在7—9月份,属大陆性干旱半干旱气候。县南沟是一个完整流域,流域总面积为5 063 hm²,1999年开始实施退耕还林工程,目前林地1 549.80 hm²,占总面积的30.55%,耕地289.40 hm²,占总面积的5.70%,从沟口到沟头依次分布着砖窑沟、方家河、畔坡山、崖窑、何塌、寨子湾6个行政单元。该流域自退耕还林工程实施以来,土地利用方式不断转变,林草植被面积不断增加,农作物单产提高,从而使碳生产量不断增加,满足以碳汇角度做退耕还林工程实施效果评价的要求。

2 研究思路、方法与数据来源

2.1 研究思路

退耕还林工程的实施改变了流域土地利用格局,以此为切入点,通过计算不同土地利用类型碳汇量与碳源量得到流域净碳生产量,然后围绕土地利用类型转变这条主线,重点分析流域土地利用类型和结构变化对碳汇量的作用以及不同区位下土地利用结构不同致使的流域碳汇格局,以此评价退耕还林工程实施效果。

2.2 碳汇估算方法

在一个系统中,物质或信息流动是动态过程,把这些产生流的系统称为源,接受流的系统称为汇^[22]。IPCC也定义了与源、汇概念密切相关的一个概念——库(pool),库如果在一定时间内流入碳的数量比流出的多,且相关系统是从大气中净吸收碳,则是汇。反之则是源^[23]。若将农户和农户的土地看作是一个系统,则其不同土地利用类型上的行为导致不同土地利用类型上产生不同的汇与源,即碳固定与碳排放过程。因此,对于以农户为主导的碳汇估算,可以通过不同的土地利用类型求得。依据县南沟流域

农业生产的特点,将土地利用类型分为林地、草地、园地、耕地和建设用地。碳汇估算方法如下:

(1) 净碳生产量。净碳生产量为各种土地利用类型上碳汇量与碳源量之差的总和,即林地、草地、园地、耕地和建设用地的碳汇量与碳源量之差的和。

$$C=\sum(C_i-E_i)$$

式中: C ——各种土地利用类型上的净碳生产量(t); C_i ——第*i*种土地利用类型碳汇量(t); E_i ——第*i*种土地利用类型碳源量(t)。

(2) 林地碳汇量。对于林地库而言,流入库内的碳量远比流出的多,因此林地表现为碳汇,且其碳源量可忽略不计,即 $E_{林}=0$ ^[24]。林地固碳量参考刘迎春等的研究^[25],采用生物量法估算,在每木检尺的基础上利用树种异速生长方程计算植株各组分生物量,用各组分含碳率转换成碳储量,再用相邻年份碳储量

做差可得年固碳量。固碳量公式可表示为:
$$C_{林t}=(aW_S+bW_B+cW_L+dW_P+eW_R)\rho_{林}A_{林}\times 10^{-3}$$
$$C_{林}=C_{林t}-C_{林(t-1)}$$
式中: $C_{林t}$ ——第*t*年林地碳储量(t); $C_{林}$ ——林地固碳量(t); W_S ——树干生物量(kg/株); W_B ——树枝生物量(kg/株); W_L ——树叶生物量(kg/株); W_P ——树皮生物量(kg/株); W_R ——地下部分生物量(kg/株); a ——树干含碳率; b ——树枝含碳率; c ——树叶含碳率; d ——树皮含碳率; e ——地下部分含碳率; $\rho_{林}$ ——林地密度(株/hm²); $A_{林}$ ——林地面积(hm²)。

县南沟流域内林地绝大部分树种为刺槐(*Robinia pseudoacacia*),因此,选择刺槐异速生长方程。根据张柏林和张景群等的研究^[26-27],刺槐各组分异速生长方程和含碳率如表 1 所示。

表 1 刺槐各组分异速生长方程和含碳率

器官	异速生长方程	含碳率	备注
树干	$W_S=0.02583\times(D^2H)^{0.95405}$	$a=0.491$	树枝含碳率采用一二多年生枝平均值;地下部分含碳率采用不同径粗平均值; D 为树木胸径(cm); H 为树高(m)
树枝	$W_B=0.00464\times(D)^{3.21307}$	$b=0.485$	
树叶	$W_L=0.02340\times(D)^{1.92768}$	$c=0.474$	
树皮	$W_P=0.00763\times(D^2H)^{0.94478}$	$d=0.351$	
地下部分	$W_R=0.01779\times(D)^{2.64480}$	$e=0.443$	

(3) 草地碳汇量。草地生态系统通过光合作用固定着大气中的 CO₂,在植物完成其生活史之后,草地植被融入土壤,增加了土壤碳含量。因此草地固碳量可用草地固碳系数乘以草地面积得到,即:

$$C_{草}=\xi_{草}\cdot A_{草}$$

式中: $C_{草}$ ——草地固碳量(t); $\xi_{草}$ ——草地碳汇系数[t/(hm²·a)]; $A_{草}$ ——草地面积(hm²)。根据方精云等的研究^[28],本研究草地碳汇系数采用 0.021 t/(hm²·a)。

(4) 耕地碳汇量。耕地上生长着不同的作物,不同作物通过光合作用同化空气中 CO₂,合成碳水化合物,积累干物质的能力不同。依据不同作物反映出的不同同化能力,可推算出作物的含碳量,即作物固碳量。作物生长过程施肥、作物收获后根系和少量秸秆经过翻耕后进入土壤都增加了土壤碳含量。土壤固碳通过耕地平均土壤固碳速率估算^[29]。耕地固碳公式如下:

$$C_{耕}=\sum C_j+\mu A_{耕}$$

$$C_j=C_fD_w=(1-r_j)C_fY_w/H_j$$

式中: $C_{耕}$ ——耕地固碳量(t); C_j ——第*j*种作物固碳量(t); μ ——耕地平均土壤固碳速率[t/(hm²·a)]; $A_{耕}$ ——耕地面积(hm²)。 C_f ——第*j*种作物合成有机质(干质量)所需要吸收的碳(碳吸收率)^[30];

D_w ——第*j*种作物生物产量; Y_w ——第*j*种作物经济产量; H_j ——第*j*种作物经济系数; r_j ——第*j*种作物的含水率。主要农作物的经济系数和碳吸收率取值如表 2 所示^[23,31]。

表 2 我国主要农作物经济系数与碳吸收率

农作物	玉米	谷子	豆类	薯类	菜类*	其他**
H_j	0.40	0.40	0.35	0.70	0.70	0.40
C_f	0.471	0.450	0.450	0.423	0.407	0.450

注:*菜类以甜菜为准;**其它包括糜子、荞麦等粮食作物。

耕地的投入形式多样,因此其碳排放形式也较复杂。本文选择作物播种后到下一次作物播种前为边界估算排碳量,主要考虑化肥及农药施用、地膜使用、秸秆利用、灌溉以及农业机械总动力引起的碳排放。其中秸秆利用包括焚烧和用作牲畜饲草两部分,用作饲草部分在牲畜排碳中计算,此处不做重复计算。耕地排碳量计算如下:

$$E_{耕}=\sum E_g+\lambda A_{耕}+E_m$$

$$E_g=\delta_gB_g$$

$$E_m=\tau A_{耕}+\sigma W_m$$

式中: $E_{耕}$ ——耕地碳排放量(t); E_g ——氮肥、磷肥、钾肥、农药、地膜以及秸秆引起的碳排放; E_m ——农业机械引起的碳排放(t); λ ——灌溉碳源系数(t/hm²); $A_{耕}$ ——耕地面(hm²); B_g ——氮肥、磷肥、钾肥、农药、地膜使用量以及秸秆焚烧量(t); δ_g ——氮

肥、磷肥、钾肥、农药、地膜以及秸秆引起碳排放系数, $g=1\sim7$, 单位为 $t(C)/t$; $\tau=0.01647\ t/hm^2$, $\sigma=1.8\times10^{-4}\ t/hm^2$ 。式中系数参考 West、逯非、罗良国等的研究^[32-34]。

(5) 园地碳汇量。由于国内外文献均缺乏对园地固碳能力的计算, 叶浩等^[35] 在计算园地碳汇量时采用园地同林地有相等固碳能力的处理方式。但本文考虑到园地有同林地不同的造林密度, 在假定园地有同林地相等生长能力的前提下, 采用造林密度比估算园地碳汇能力。即在计算得到林地每年的碳汇量后, 除以相应的面积即可得到林地每年固碳系数。依据林地同园地造林密度的不同推算园地固碳系数, 再乘以园地面积即得园地固碳量。园地固碳量表示为:

$$C_{\text{园}} = (C_{\text{林}}/A_{\text{林}}) \cdot (\rho_{\text{园}}/\rho_{\text{林}}) \cdot A_{\text{园}}$$
式中: $C_{\text{园}}$ ——园地固碳量(t); $C_{\text{林}}/A_{\text{林}}$ ——林地固碳能力; $(C_{\text{林}}/A_{\text{林}})(\rho_{\text{园}}/\rho_{\text{林}})$ ——园地固碳系数 $[t/(hm^2 \cdot a)]$; $\rho_{\text{园}}$ ——园地密度(株/ hm^2); $A_{\text{园}}$ ——园地面积(hm^2)。

对于园地库而言, 其库内不仅有碳的流入, 还有由于化肥农药、农业机械等的使用以及灌溉造成的碳排放。但就本研究而言, 考虑到流域机械化程度较低和调研难度, 本文对于园地碳排放只考虑化肥使用和灌溉因素, 因此其排碳量可表示为:

$$E_{\text{园}} = \sum \delta_g B_g + \lambda A_{\text{园}}$$
式中: $E_{\text{园}}$ ——园地碳排放量(t); B_g ——氮肥、磷肥、钾肥、农药使用量(t); δ_g ——氮肥、磷肥、钾肥、农药引起碳排放系数, $g=1\sim4[t(C)/t]$ 。

(6) 建设用地排碳量。建设用地包括商业用地、工业用地、住宅用地、交通用地等。这些类别用地只有碳源, 不生产碳汇。在县南沟流域内, 建设用地碳排放包括生产生活碳排放、能源消耗碳排放以及牲畜引起 CH_4 的排放, 因此建设用地的排碳量可表示为:

$$E_{\text{建}} = \eta A_{\text{建}} + \sum f_j M_j + 25 \sum \gamma_k N_k$$
式中: η ——住宅用地碳源系数 $[t/(m^2 \cdot a)]$; $A_{\text{建}}$ ——住宅用地面积(m^2); M_j ——第 j 种能源消耗的标准煤量(t); f_j ——第 j 种能源消耗的碳排放转换系数; γ_k ——第 k 种牲畜的 CH_4 排放系数 $[10^{-3}\ t/(头 \cdot a)]$; N_k ——第 k 种牲畜的数量(头); 25 为 CH_4 的全球增温潜势(global warming potential, GWP)^[36], 即排放到大气中的 1 tCH_4 与同期 1 tCO_2 所产生的辐射强度之比为 25 : 1。根据赖力的研究^[37], 本文选取陕西省城乡居住用地碳排放系数, $\eta=1.198\times10^{-3}\ t(C)/(m^2 \cdot a)$ 。牲畜的胃肠发酵和排泄物的 CH_4 排放系数采用 IPCC(2006)公布数据, 见表 3, 其中胃肠发酵 CH_4 排放系数存在 $\pm 30\%\sim 50\%$ 的不确定幅度, 排泄物约 $\pm 30\%$ 。

表 3 牲畜的 CH_4 排放系数			$10^{-3}\ t/(头 \cdot a)$
CH_4 排放系数	胃肠发酵	排泄物	总排放系数
黄牛	47.80	1.00	48.80
马	18.00	1.64	19.64
驴	10.00	0.90	10.90
骡子	10.00	0.90	10.90
猪	1.00	3.50	4.50
羊	5.00	0.16	5.16
家禽	—	0.018	0.018

以往的研究对于不同土地利用方式固碳量或排碳量的计算多采用碳吸收或碳排放系数的单一形式^[38-39], 并没有针对各种土地利用类型的特点分别对待。而本文针对各种土地利用类型利用方式的不同, 采用不同方法分别计算。鉴于退耕还林工程实施后林地面积在不断增加且不同林龄林木生长速度不同, 所以林地的固碳量计算采用异速生长方程生物量法。园地在计算固碳量时采用与林地等同生长能力的处理, 但考虑到园地同林地密度的不同, 按密度比例计算。耕地则是依据种植作物的不同分别计算各种作物的固碳量。园地与耕地排碳量的计算是依据不同投入方式。草地固碳能力年际变化较小, 因此采用碳吸收系数计算。生产建设用地则分为住宅用地、能源消耗和牲畜, 分别采用各自碳排放系数计算。

2.3 土地利用变化

土地利用类型动态度^[40]可以用来表示在特定区域一定时间范围内某种土地利用类型的数量变化情况, 其表达式为:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\%$$

式中: K ——在研究时段内某一土地利用类型的动态度; U_a, U_b ——研究期始和研究期末某一土地利用类型面积; T ——研究期长。本文 T 采用年为单位, 则 K 表示某种土地利用类型的年动态度。

2.4 数据来源

选取安塞县县南沟流域 1999—2012 年的数据进行碳汇—碳源分析, 探求县南沟流域土地利用类型和结构变化对碳增汇的影响。文章数据来源包括本课题组对县南沟流域土地利用变化调研资料的积累, 流域农用地投入产出资料的积累, 流域实测资料, 以及对已发表学术论文固碳系数与排碳系数的搜集。

3 结果与分析

3.1 1999—2012 年碳汇态势变化及其动因分析

根据上述计算方法, 利用县南沟流域土地利用变化数据和流域农用地投入产出数据, 测算了 1999—2012 年县南沟流域不同土地利用类型固碳量和排碳

量(表 4)。

由表 4 可以看出,1999—2012 年县南沟流域净碳汇量呈先波动增长而后迅速增长趋势,以 2003 年为界,净碳汇速率由 1999—2003 年的 8.36%增加到 2003—2012 年的 15.92%,到 2012 年净碳汇量(6 433.63 t)已是 1999 年(1 982.22 t)的 3.25 倍,增长明显。这主要是退耕还林工程改变了流域土地利用结构,大量坡耕地、荒地转化成林地所致。其中林

地碳汇量以年平均 1.08 倍的速度递增,碳汇比例也由 1999 年的 60.0%增加到 2012 年的 87.1%,是流域净碳增汇的主要原因;耕地碳汇量在波动中保持稳定,但固碳比例在下降,是流域碳汇的次要贡献者;园地在 2008 年之前为碳源,之后为碳汇,是经济林生长固碳量逐渐大于化肥等排碳量的结果;建设用地表现为净碳排放,主要是由建设用地生产生活、能源消耗以及牲畜胃肠发酵 CH₄ 排放导致。

表 4 1999—2012 年县南沟流域不同土地利用类型碳汇量估算结果 t

年份	林地	草地	园地			耕地			建设用地	总固碳量	总排碳量	净碳汇量
			固碳量	排碳量	净碳汇量	固碳量	排碳量	净碳汇量				
1999	2249.07	62.91	83.26	187.61	−104.35	2343.59	1685.13	658.46	−883.87	4738.83	2756.61	1982.22
2000	2970.69	58.19	54.55	255.30	−200.75	2222.05	1432.83	789.22	−849.93	5305.48	2538.05	2767.43
2001	2599.54	61.62	77.12	255.30	−178.18	1269.20	839.66	429.54	−498.40	4007.48	1593.36	2414.12
2002	2863.80	58.97	97.83	314.50	−216.67	1336.72	830.67	506.05	−425.64	4357.33	1570.80	2786.52
2003	2897.37	60.05	110.71	275.01	−164.30	1363.24	983.20	380.04	−528.29	4431.37	1786.49	2644.88
2004	3731.14	50.64	103.65	290.83	−187.18	1352.30	996.40	355.90	−454.95	5237.72	1742.18	3495.54
2005	3760.90	46.65	121.82	315.54	−193.73	1536.00	1077.22	458.78	−294.65	5465.37	1687.41	3777.95
2006	3890.64	46.06	181.67	396.31	−214.64	1423.20	958.74	464.46	−313.91	5541.58	1668.97	3872.61
2007	4207.31	46.90	182.78	341.40	−158.62	1618.51	1069.38	549.12	−323.35	6055.50	1734.13	4321.37
2008	4559.08	46.77	206.86	334.93	−128.07	1702.74	1083.35	619.40	−316.74	6515.45	1735.01	4780.44
2009	4913.88	46.77	237.41	334.93	−97.52	1538.41	1047.56	490.85	−361.06	6736.46	1743.55	4992.91
2010	5307.37	46.80	270.00	334.93	−64.92	1571.56	1037.65	533.92	−313.73	7195.74	1686.30	5509.43
2011	5727.33	46.58	304.65	334.93	−30.28	1675.04	1096.43	578.61	−319.29	7753.59	1750.65	6002.95
2012	6173.64	46.58	341.34	334.93	6.41	1614.89	1080.93	533.95	−326.95	8176.44	1742.81	6433.63

3.1.1 土地利用类型对碳汇量变化的作用 退耕还林工程的实施,改变了农用地土地利用结构,林地面积的大量增加、耕作理念的转变和畜牧业减少是导致碳汇量变化的主要原因。可通过不同土地利用类型与碳汇量图(图 1)分析不同土地利用类型对碳汇量变化的作用。

受国家退耕还林政策的影响,自 1999 年开始,县南沟流域开始大面积退耕,由此导致土地利用结构得以调整。1999—2008 年,流域内林地面积增加 1 175 hm²,增加量占流域面积的 23.2%(图 1a),在 2008 年之后,流域内水土流失严重的现状基本得到治理,环境得到有效改善,因此不再退耕^[41],流域内林地面积保持稳定。然而林地固碳量与面积增加比例关系不明显,2008 年之前林地面积增长速度为 34.87%,年均固碳量为 3 372.96 t,而 2008 年之后林地面积不再更加,年均固碳量却增长到 5 530.56 t。在外界环境不变的前提下,植被固碳能力与植被生长周期相关。1999—2003 年退耕植被固碳能力从 1.02 t/(hm²·a)增长到 1.48 t/(hm²·a),增速为 11.27%,而 2012 年的固碳能力却增加到 3.74 t/(hm²·a),增速为 16.97%。可见,流域内植被已进入速生期,在其进入成熟林之前,其碳汇能力在不断增加。

园地虽是退耕林的一部分,但其在退耕后很长一段时间内表现为碳排放,与生态林碳效应截然相反(图 1b)。在退耕初期由于果树苗木生长缓慢,加之化肥等的投入产生碳排放,因此退耕后园地首先表现为碳排放。在农户管理水平提高和化肥的作用下果树生长提高,园地固碳量增加,逐渐表现为碳汇。在 2006 年后,园地净碳排放逐渐减少,到 2012 年时表现为碳汇,但仅有 6.41 t 的固碳量。

草地碳汇量的大小主要取决于草地面积(图 1c)。原因在于草地生态系统固碳年际变化很小,草地面积的大小决定了草地固碳量。1999—2012 年随着草地面积的减少,草地碳汇量从 62.91 t/a 降低到 46.58 t/a。这与退耕还林政策密切相关,流域在退耕过程中,有一部分人工草地转化为生态林,在 2005 年之后,退耕效益初见成效,流域内各种土地利用类型面积达到相对平衡状态,草地面积变化甚微,碳汇量也保持平衡。

耕地作为农业生产主要对象之一,不仅解决了流域吃粮问题,而且在流域碳增汇方面起到一定作用,主要是由耕作方式与种植结构的改变所致。图 1d 显示耕地碳汇量与耕地面积并不成正比,随着流域退耕的实施,流域内耕地面积在减少,而碳汇量却呈波动

中下降又上升的趋势。原因在于随着退耕的进行,流域耕地面积急剧减少,从而导致耕地碳汇随之减少。而后农户摒弃了“广种薄收”的耕作理念,改为集约化耕作,农业现代化技术的应用提高了土地生产力,使得耕地单位面积产量与总产量均有所增加,耕地碳汇逐渐增加。为进一步研究耕地固碳效应,作不同作物固碳效率图(图 2),从图中可以看出,固碳效率最高的是菜类,2010 年时出现峰值 11.11 t/hm²,平均为 8.37 t/hm²,其主要原因是菜类的生产大都在大棚内,在有限的土地面积上其产量之高相当于大田菜的几倍至十几倍,因此其固碳效率远高于其他作物。其次玉米与薯类的固碳效率相对其他作物较高,1999—2012 年平均固碳效率分别为 6.21 t/hm² 和 4.01

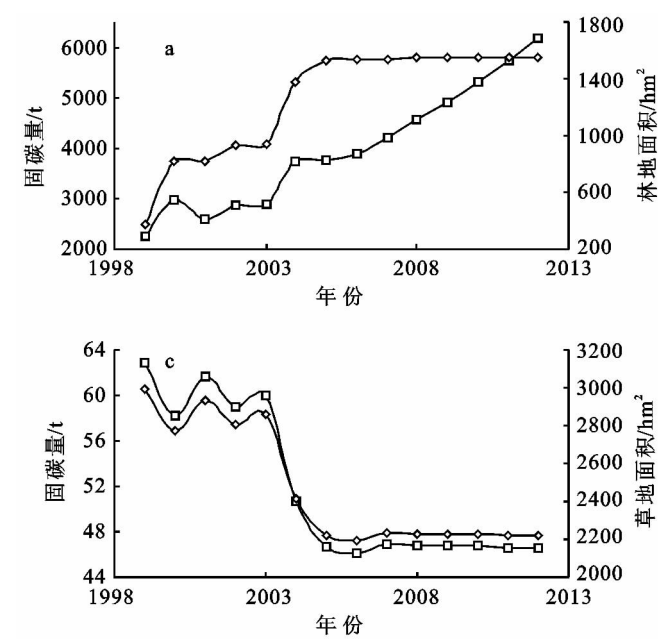


图 1 不同土地利用类型面积与固碳量关系

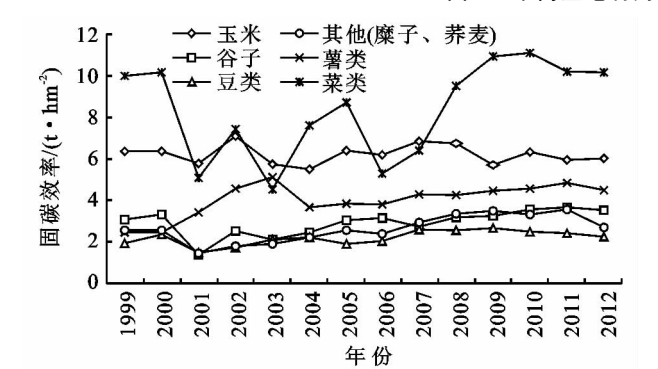
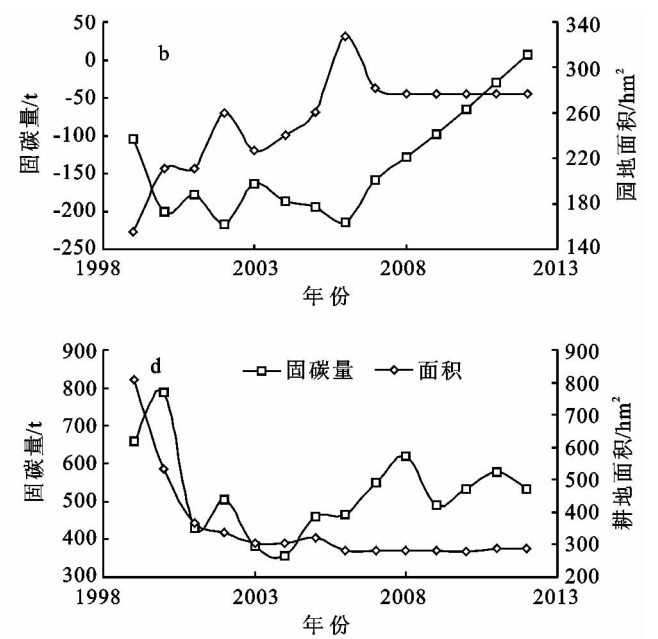


图 2 不同作物固碳效率变化

3.1.2 土地利用结构调整对碳汇量变化的作用 土地利用动态指数是对土地利用过程的定量表达,它可以反映出土地利用变动的剧烈程度。通过计算 1999 年和 2012 年县南沟流域土地利用变化情况(表 5)可以看出,13 a 间面积增加的有林地、园地和建设用地,其中林地动态度高达 24.14%,是林地固碳比

t/hm²,而其他作物固碳效率最高为 3.65 t/hm²。玉米和薯类的种植面积占耕地总面积的 30%~57%,是流域主要作物品种,对流域耕地固碳量的影响程度较大。仅从固碳效应方面讲,菜类、玉米、薯类的固碳效应最好,但菜类又可取得良好的经济效益,因此在今后的种植过程中,可适度增加菜类的种植比重。

建设用地排碳量主要与农户生产生活、能源消耗和牲畜胃肠 CH₄ 排放有关。退耕十余年来,退耕区一直实行严格的禁牧政策,牛羊数量的大幅度减少是流域建设用地碳排放减少的直接原因。到 2005 年,流域内大牲畜数量降到最低,碳排放量相应最低。之后流域家庭舍饲养殖有所增加,加之流域现代化水平提高增加了能源的消耗,碳排放量相应有所增加。



例大幅增加的主要原因之一,另一关键因素是林木生长速度随着退耕年限逐渐增加。耕地和草地面积减少,其中耕地的动态度变化较大,为-4.94%。林地和耕地是主要的固碳类型,到 2012 年,林地和耕地面积比例达到 36.33%,固定了约 95%的 CO₂。流域整体固碳比例由 75.03%增加到 95.39%,这也进一步验证了退耕还林工程已使农户成为实际意义上的碳汇生产者。

3.2 不同区位的碳汇空间差异分析

县南沟是一完整流域,自退耕还林工程实施以来,该流域土地利用结构不断得到调整,但由于各行政村所处区位的不同,导致退耕力度及土地利用结构不同,从而引起碳汇差异。到 2008 年,流域土地利用结构已稳定,基本实现生态经济平衡状态。因此,选择较近年份 2012 年作为流域碳汇空间异质性分析。

表 5 1999—2012 年县南沟流域土地利用类型变化 %

土地利 用类型	1999 年 面积比例	2012 年 面积比例	动态度	1999 年固碳/ 排碳比例	2012 年固碳/ 排碳比例
林地	7.40	30.61	24.14	56.51	82.62
草地	59.16	43.80	−2.00	1.58	0.61
园地	3.06	5.46	6.04	−2.53*	3.36
耕地	16.00	5.72	−4.94	17.17	9.15
建设用地	0.103	0.107	0.29	−22.21*	−4.26*

注：* 号表示为该土地利用类型表现为碳排放

由表 6 可以看出,与 1999 年相比,2012 年各村土地利用结构均发生较大变化。1999 年耕地比重较大,流域侧重于农业生产;在退耕政策下,流域 2012 年林草土地面积比重增加明显,生态产品大量增加。用林地比重表示退耕力度,则位于沟口的砖窑沟、位于沟头的寨子湾退耕力度相对较大,而位于沟中部的畔坡山、方家河、崖窑、何塌等村退耕力度相对较小(图 3),退耕力度较大的村庄地均净碳汇量也大。结合表 6 发现,地均净碳汇量最大的两个村(砖窑沟、寨子湾)却有着完全相反的土地利用结构。砖窑沟林草地面积与耕地面积比最大,但其林地分布相对分散^[42],林木生长质量相对较差,依靠大面积林地生产较多碳汇;而寨子湾村林草面积与耕地面积比最小,其连接成片的林地使林木生长质量较好,依靠均衡的土地利用结构生产较多碳汇。在具有同等碳汇能力的情况下,寨子湾村的土地利用结构较为均衡。

表 6 1999 年和 2012 年各村土地利用结构对比

土地利 用结构	1999 年	2012 年
	耕：林：园：草	耕：林：园：草
畔坡山	1：0.60：0.13：1.71	1：6.41：0.69：10.74
何塌村	1：0.17：0.00：4.01	1：6.24：0.73：14.38
寨子湾	1：0.85：0.56：5.36	1：3.78：1.25：3.03
崖窑	1：0.59：0.13：5.18	1：6.36：0.24：12.27
砖窑沟	1：0.58：0.11：3.31	1：10.66：0.68：12.64
方家河	1：0.09：0.09：2.63	1：6.17：1.15：11.30

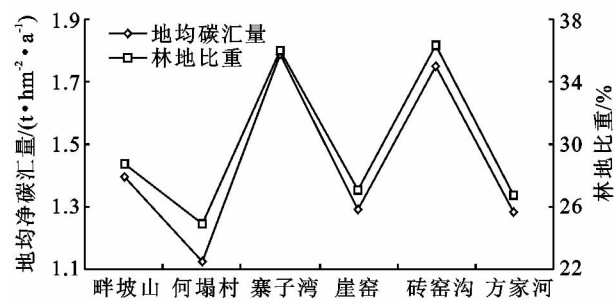


图 3 地均净碳汇量与林地比重

从碳汇总量的角度来看(图 4),寨子湾各种土地利用类型碳汇量或碳源量均高于其它各村,其碳汇量为 2 264.10 t,占流域总碳汇量的 33.10%,地均净碳汇量也是最高,为 1.79 t/(hm²·a)。何塌村碳汇量

为 344.89 t,仅占流域总量的 5.04%,地均净碳汇量也是最低,为 1.12 t/(hm²·a)。

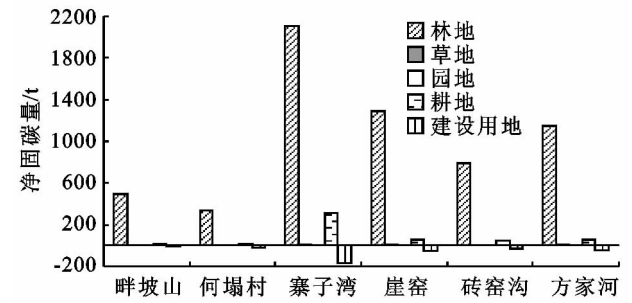


图 4 2012 年县南沟流域各村净固碳量/排碳量

4 结论与讨论

碳汇是连接退耕还林工程与 CDM 的媒介,在退耕还林的过程中,农户成为碳汇的实际生产者,因此基于碳汇生产理念下对退耕还林工程评价具有重要的现实意义。县南沟流域退耕 10 余年来,土地利用结构不断变化,碳汇生产结构也随着土地利用结构以及区位条件的变化发生改变,总碳汇量不断增加,碳汇潜力增大,退耕效果显著。

(1) 退耕还林工程的实施,使县南沟流域碳汇量增加,2012 年净碳汇量比 1999 年多 4 451.41 t。不同土地利用类型的碳汇量表现出林地>耕地>园地>草地>建设用地。退耕林地是流域碳汇量增加的主要原因,林地碳汇比例由 1999 年的 56.81%增加到 2012 年的 87.11%;耕地碳汇比例尽管有所下降,但其固碳效率的提高使其仍有较高的净碳汇量;园地由碳源转为碳汇,亦对流域净碳汇做出贡献。

然而在退耕已达到适度规模的县南沟流域,为进一步提高流域碳汇量,对林地而言重点应放到提高退耕林生长质量上;而对于耕地,适当增加固碳能力较强的大棚菜、玉米和薯类的种植比例可以提高耕地固碳量;另外深施化肥、平衡化肥、有机与无机肥相结合、长效肥料可以提高肥料利用率,在保证产量的同时可降低碳排放^[43]。

(2) 县南沟流域不同区位、不同退耕力度形成了土地利用结构的差异,导致其碳汇之间的差异。沟口

与沟头的村庄碳汇能力较强,总体表现出碳汇能力寨子湾>砖窑沟>畔坡山>崖窑>方家河>何塌村。

(3) 在国家禁牧和禁止砍伐的政策下,退耕林地与退耕草地碳汇产品自然存在;耕地是除林地外最大的碳汇用地,但其碳汇产品粮食籽粒和秸秆大部分被农户食用、出售、焚烧及饲草的方式消耗掉,参与下一步的大气循环^[44],因而耕地碳汇只有土壤固碳部分能纳入 CDM 框架下碳交易产品。所以,能进入 CDM 框架下可交易碳汇的主要是退耕林地和退耕草地。

(4) 退耕还林工程通过林草地面积的直接增加提高净碳汇量,通过土地利用结构的调整、耕作方式和种植结构的转变也增加了流域碳汇量;同时伴随着禁牧政策的实施,原有林草地得到了有效保护,林草生长量及植被覆盖度增加,亦增加了碳汇,尽管如此,区分退耕还林工程实施前原有林草地因该工程的实施而增加的碳汇潜力依然是精确测量退耕还林工程实施效果的关键,有待进一步研究。

在国际碳交易的大背景下,将碳汇与清洁发展机制(CDM)相结合,通过建立健全的碳交易机制,将退耕还林碳汇商品化、市场化,可稳固退耕成果,彰显退耕还林碳汇效果,实现退耕生态效益与经济效益的融合。

致谢:承蒙中国科学院水利部水土保持研究所安塞水土保持综合试验站曹清玉老师和侯喜禄老师对数据调研、刘佳对文章图表制作、李振炜对英文摘要修改的帮助,特此致谢。

参考文献:

- [1] Mosier A R, Duxbury J M, Frenay J R, et al. Mitigating Agricultural Emissions of Methane[J]. Climatic Change, 1998, 40(1): 39-80.
- [2] IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use[R]. Geneva: Switzerland, 2006.
- [3] 徐宪立, 马克明, 傅伯杰, 等. 植被与水土流失关系研究进展[J]. 生态学报, 2006, 26(9): 3137-3143.
- [4] 韩鲁艳, 贾燕锋, 王宁, 等. 黄土丘陵沟壑区植被恢复过程中的土壤抗蚀与细沟侵蚀演变[J]. 土壤, 2009, 41(3): 483-489.
- [5] 李新宇, 唐海萍. 陆地植被的固碳功能与适用于碳贸易的生物固碳方式[J]. 植物生态学报, 2006, 30(2): 200-209.
- [6] 贾卫国. 我国退耕还林政策持续性研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2005.
- [7] 马永欢, 樊胜岳. 沙漠化地区退耕还林政策的生态经济效益分析: 以民勤县为例[J]. 自然资源学报, 2005, 20(4): 590-596.
- [8] 徐晋涛, 陶然, 徐志刚. 退耕还林: 成本有效性、结构调整效应与经济可持续性: 基于西部三省农户调查的实证分析[J]. 经济学, 2004, 4(1): 139-162.
- [9] 杨小军, 陈珂, 徐晋涛, 等. 退耕还林工程经济可持续性的实证分析: 以陕西省为例[J]. 生态经济, 2006(5): 36-41.
- [10] 谢旭轩, 张世秋, 朱山涛. 退耕还林对农户可持续生计的影响[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(3): 457-464.
- [11] 徐建英, 陈利顶, 吕一河, 等. 基于参与性调查的退耕还林政策可持续性评价: 卧龙自然保护区研究[J]. 生态学报, 2006, 26(11): 3789-3795.
- [12] 焦峰, 温仲明, 李锐. 黄土高原退耕还林(草)环境效应分析[J]. 水土保持研究, 2005, 12(1): 26-29.
- [13] 焦峰, 温仲明, 焦菊英, 等. 黄丘区退耕地植被与土壤水分养分的互动效应[J]. 草业科学, 2006, 15(2): 79-84.
- [14] 贾晓娟, 常庆瑞, 薛阿亮, 等. 黄土高原丘陵沟壑区退耕还林生态效应评价[J]. 水土保持通报, 2008, 28(3): 182-185.
- [15] 黄从德, 张健, 邓玉林, 等. 退耕还林地在植被恢复初期碳储量及分配格局研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(4): 130-133.
- [16] 陈艺齐, 蔡丽莎. 四川省退耕还林碳汇潜力预测研究[J]. 防护林科技, 2008(1): 1-3.
- [17] 曹超学, 文冰. 基于碳汇的云南退耕还林工程生态补偿研究[J]. 林业经济问题, 2009, 29(6): 475-479.
- [18] 陈先刚, 赵晓惠, 陆梅, 等. 四川省退耕还林工程林碳汇潜力研究[J]. 浙江林业科技, 2009, 29(5): 19-29.
- [19] 何亚龙, 李刚, 李红, 等. 退耕生态系统碳储量时空动态变化的研究进展[J]. 土壤通报, 2011, 42(5): 1268-1275.
- [20] 焦树林, 艾其帅. 黔中喀斯特地区退耕还林项目的碳汇经济效益分析[J]. 生态经济, 2011(10): 69-72.
- [21] 帅启富. 陕北县南沟小流域的沟道形态量计分析[J]. 水土保持通报, 1981, 1(3): 23-28.
- [22] 吴建国, 张小全, 徐德应. 土地利用变化对生态系统碳汇功能影响的综合评价[J]. 中国工程科学, 2003, 5(9): 65-71, 77.
- [23] IPCC. IPCC Guidelines for national Greenhouse Gas Inventories[C]. Reference Manual, 1995.
- [24] 李颖, 黄贤金, 甄峰. 江苏省区域不同土地利用方式的碳排放效应分析[J]. 农业工程学报, 2008, 24(增刊 2): 102-107.
- [25] 刘迎春, 王秋风, 于贵瑞, 等. 黄土丘陵区两种主要退耕还林树种生态系统碳储量和固碳潜力[J]. 生态学报, 2011, 31(15): 4277-4286.
- [26] 张柏林, 陈存根. 长武县红星林场刺槐人工林的生物量和生产量[J]. 陕西林业科技, 1992(3): 13-17.
- [27] 张景群, 许喜明, 王晓芳, 等. 黄土高原刺槐、油松人工幼林生态系统碳汇研究[J]. 干旱区地理, 2011, 34(2): 201-207.

致谢:感谢北京师范大学地理学与遥感科学学院张科利教授对本研究的指导,感谢本科生方明、肖乐或、高翔在野外采样及实验过程中做出的贡献。

参考文献:

[1] 周本智,张守攻,傅懋毅.植物根系研究新技术 Minirhizotron 的起源、发展和应用[J].生态学杂志,2007,26(2):253-260.

[2] 刘定辉,李勇.植物根系提高土壤抗侵蚀性机理研究[J].水土保持学报,2003,17(3):34-37.

[3] 王石英,蔡强国,吴淑安.中国北方农牧交错区研究展望[J].水土保持研究,2004,11(4):138-142.

[4] 程国栋,张志强,李锐.西部地区生态环境建设的若干问题与政策建议[J].地理科学,2000,20(6):503-510.

[5] 赵哈林,赵学勇,张铜会,等.北方农牧交错带的地理界定及其生态问题[J].地球科学进展,2002,17(5):739-747.

[6] 毛谔,孟广涛,周跃.植物根系对土壤侵蚀控制机理的研究[J].水土保持研究,2006,13(2):241-243.

[7] 李勇,徐晓琴,朱显谟,等.植物根系与土壤抗冲性[J].水土保持学报,1993,7(3):11-18.

[8] 成文浩,陈林.贺兰山油松林根系空间分布特征研究[J].水土保持研究,2013,20(1):89-93.

[9] 王巧利,贾燕锋,王宁,等.黄土丘陵沟壑区自然恢复坡面植物根系的分布的特征[J].水土保持研究,2012,19

(50:16-22.

[10] 权伟,徐侠,王丰,等.武夷山不同海拔高度植被细根生物量及形态特征[J].生态学杂志,2008,27(7):1095-1103.

[11] 张小全,吴可红.森林细根生产和周转研究[J].林业科学,2001,37(3):126-135.

[12] McClaugherty C A, Aber J D, Melillo J M. The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forested ecosystems [J]. Ecology, 1982: 1481-1490.

[13] 杨丽雯,张永清.4 种旱作谷类作物根系发育规律的研究[J].中国农业科学,2011,44(11):2245-2251.

[14] 牛海,李和平,赵萌莉等.毛乌素沙地不同水分梯度根系垂直分布与土壤水分关系的研究[J].干旱区资源与环境,2008,22(2):157-163.

[15] 王库.植物根系对土壤抗侵蚀能力的影响[J].土壤与环境,2001,10(3):250-252.

[16] 查轩,唐克丽,张科利,等.植被对土壤特性及土壤侵蚀的影响研究[J].水土保持学报,1992,6(2):52-58.

[17] 李勇,徐晓琴,朱显谟,等.草类根系对土壤抗冲性的强化效应[J].土壤学报,1992,29(3):302-309.

[18] 王茜,王卫,吕昌河.基于 GIS 和 RS 的土地利用与土壤侵蚀关系研究:以冀北地区为例[J].中国水土保持科学,2006,4(6):37-41.

(上接第 151 页)

[28] 方精云,郭兆迪,朴世龙,等.1981—2000 年中国陆地植被碳汇的估算[J].中国科学:D 辑,2007,37(6):804-812.

[29] 韩冰,王效科,逯非,等.中国农田土壤生态系统固碳现状和潜力[J].生态学报,2008,28(2):612-619.

[30] 李克让.土地利用变化和温室气体净排放与陆地生态系统碳循环[M].北京:气象出版社,2000.

[31] 王修兰.二氧化碳、气候变化与农业[M].北京:气象出版社,1996.

[32] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 91(1):217-232.

[33] 逯非,王效科,韩冰,等.中国农田施用化学氮肥的固碳潜力及其有效性评价[J].应用生态学报,2008,19(10):2239-2250.

[34] 罗良国,近藤始彦,伊藤纯雄.日本长期不同施肥稻田 N₂O 和 CH₄ 排放特征及其环境影响[J].应用生态学报,2010,21(12):3200-3206.

[35] 叶浩,濮励杰.苏州市土地利用变化对生态系统固碳能力影响研究[J].中国土地科学,2010,24(3):60-64.

[36] 李胜利,金鑫,范学珊,等.反刍动物生产与碳减排措施[J].动物营养学报,2010,22(1):2-9.

[37] 赖力.中国土地利用的碳排放效应研究[D].南京:南京大学,2010.

[38] 张秀梅,李升峰,黄贤金,等.江苏省 1996 年至 2007 年碳排放效应及时空格局分析[J].资源科学,2010,32(4):768-775.

[39] 周婷婷,毛春梅.我国土地利用与碳排放的关系研究[J].安徽农业科学,2012,40(2):1175-1177,1242.

[40] 李建平,张柏,张树清.吉林省西部草地的时空变化及其驱动因素分析[J].自然资源学报,2005,20(6):830-835.

[41] 夏自兰,王继军.基于水土保持下的纸坊沟流域农业产业—资源系统耦合效应评价[J].自然资源学报,2011,26(10):1647-1657.

[42] 李惠茹.陕北县南沟流域景观格局及动态研究[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2011.

[43] 陈广生,田汉勤.土地利用/覆盖变化对陆地生态系统碳循环的影响[J].植物生态学报,2007,31(2):189-204.

[44] 王桂波,南灵.陕西省耕地利用碳源/汇时空差异分析[J].中国农学通报,2012,28(2):245-249.