

# 基于生态网络效用的昭通市“三生空间”碳代谢分析

杜金霜<sup>1,2</sup>, 付晶莹<sup>1,2</sup>, 郝蒙蒙<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 解析“三生空间”碳代谢有助于实现区域“三生空间”要素整合和结构优化, 是寻求城市绿色低碳发展的有效途径之一。以昭通市为例, 通过计算垂直方向上碳通量, 构建水平方向的碳流模型, 系统分析了2010—2018年“三生空间”碳代谢的时空分布, 利用生态网络分析方法评价了“三生空间”演化对城市碳代谢的综合影响。结果显示: (1) 2010—2018年间昭通市垂直方向上净碳通量和水平方向上净碳流均为负值, “三生空间”演化对昭通市碳代谢平衡产生了消极作用, 造成碳排放量的增加。(2) “三生空间”用地在碳代谢系统中的生态关系以限制掠夺关系为主, 生态空间被生活空间和生产空间挤占, 影响了昭通市的碳代谢平衡。(3) 整体生态效用函数 $J$ 的值为0.85, 小于1, 说明“三生空间”演化对区域整体碳代谢平衡的综合作用是消极的, 这与净碳流显示的结果相同。研究结果可为昭通市国土空间利用优化与低碳发展提供理论依据, 这种研究方法可为国土空间优化与“三生空间”优化提供前期支持。

**关键词:** “三生空间”; 碳代谢; 碳流; 生态网络分析

改革开放40多年来, 中国经济飞速发展, 与此同时, 人地矛盾日益突出。过分强调经济增长的国土开发模式使得城市人口和资源压力不断加剧, 环境问题日益严重。城市化进程极大地改变了地表形态, 形成了复杂的空间格局, 城市碳排放深受其影响。大约1/3的城市碳排放源于土地利用变化<sup>[1]</sup>, 因此进行国土空间利用优化是控制城市碳排放, 应对全球变暖的重要措施之一。党的十八大报告首次提出“三生空间”, 即生产空间、生活空间和生态空间的概念, 而后逐渐成为国土空间规划研究的热点。“三生空间”依据生态文明建设要求对国土空间主体功能进行定向划分, 利于清晰地分析城市空间结构失衡、规模等级不合理等问题产生的根源。按“三生空间”计算城市碳排放, 分析“三生空间”冲突, 是城市实现低碳高效的资源利用和可持续发展的有效方法。目前对于“三生空间”的研究多以定性研究为主, 涵盖“三生空间”的概念与关系辨析<sup>[2-4]</sup>、功能识别与空间划分<sup>[5-7]</sup>以及空间适宜性评价<sup>[8-10]</sup>等。

目前关于“三生空间”优化的研究较少对其子系统间的要素协同作用关系进行分析, 忽视了“三生空间”内部要素的复杂流动过程, 难以实现科学的模拟与优化。“碳”既是人类各种社会经济活动生产的物质基础, 也是排放的产物, 是区域水、土、能等资源耦合开发利用的重要体现形式。区域“三生”系统十分复杂, 且具有较大的空间异质性, “三生空间”协同演化不仅会改变自然碳循环过程, 而且能通过改变人类活动的能源消耗影响区域

收稿日期: 2020-05-11; 修订日期: 2020-12-24

基金项目: 中国科学院A类战略性先导科技专项(XDA23000000)

作者简介: 杜金霜(1996-), 女, 云南水富人, 硕士, 主要从事“三生空间”统筹优化研究。

E-mail: dujs.18s@igsrr.ac.cn

通讯作者: 郝蒙蒙(1990-), 女, 安徽萧县人, 博士, 副研究员, 主要从事资源环境遥感监测研究。

E-mail: haomm@igsrr.ac.cn

系统碳代谢效率。因此“碳”作为区域社会经济生产的关键要素,不仅可以统筹区域“三生空间”各种资源的利用以及组合关系,还可以引导和倒逼区域“三生空间”优化升级。分析研究“三生空间”碳代谢将会是“三生空间”优化的重要抓手。

城市碳代谢理论的提出使学者们对城市碳排放和固碳的量化开展广泛研究。城市碳代谢指碳在生物圈和大气以及城市系统不同组成部分之间的流动,包括碳的排放和固存。这些过程之间的平衡决定了城市是作为碳源还是碳汇发挥作用。碳的流动包括从生物圈到大气的碳排放、从大气到生物圈的碳吸收和生物圈内潜在的碳转移<sup>[1]</sup>。基于此定义,城市碳代谢还研究了碳的流动对生态环境造成的影响。Pataki等<sup>[12]</sup>研究了北美城市碳代谢及与大气交换的垂直方向碳流,分析了包括化石燃料排放和植物、土壤碳循环的城市生态系统碳平衡。Gurney等<sup>[13]</sup>使用自下而上的方法量化了美国印第安纳波利斯市至街道尺度与大气的碳流动,计算了化石燃料的碳排放。Duarte等<sup>[14]</sup>利用环境扩展的多区域投入产出模型,研究了15年内世界贸易中所包含的水平方向上的碳轨迹和决定因素。Lu等<sup>[15]</sup>基于生态网络分析框架,追踪了北京的典型生态工业园区的碳代谢过程。Yan等<sup>[1]</sup>利用GIS软件和经验系数,分析了1990—2008年间北京碳代谢的空间分布及其时空变化。夏楚瑜等<sup>[16]</sup>利用生态网络效用分析方法和互惠指数,研究了1995—2015年间杭州城市生态系统的碳代谢以及土地利用变化对城市碳代谢的综合作用。碳排放和固碳估算方法通常可归纳为模型估算法、样地清查法、遥感和地图估算法以及涡度和箱法观测法四类。现场测量能获得可靠数据,但工作量大且耗时,应用范围有限。建模需要保证模型参数的可靠性,也需要大量的样本数据。基于遥感的方法可解决以上工作量问题,但需要考虑遥感数据的分辨率和准确性。涡度和箱法可完成小范围的碳平衡数据测定,结果相对准确。研究中通常综合使用多种方法进行碳代谢评估。

梳理相关文献可以发现,城市碳代谢研究通常基于土地利用及其变化,分析对城市碳排放共同起作用的城市人工和自然组分。已有研究很少按“三生空间”划分城市碳代谢的各个分室,且碳排放核算清单往往不够全面,核算方法较为单一。因此本文尝试根据应用广泛的联合国政府间气候变化专门委员会(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)和《省级温室气体清单编制指南》提出的碳排放核算标准,构建垂直方向上碳通量核算清单和水平方向的碳流模型,从“三生空间”视角解析区域碳代谢过程,利用生态网络分析方法评估“三生空间”演化对区域碳代谢的综合作用。基于已有地方开展工作的基础,本文以昭通市为例,完成对上述技术思路的验证,形成一套完整、可推广的技术体系,以期在为昭通市“三生空间”统筹规划与低碳发展提供科学依据的同时,也为“三生空间”统筹优化的技术路径探索提供前期科学基础和数据支撑。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区概况

云南省昭通市地处长江上游、金沙江下游,位于云、贵、川三省交接的乌蒙山区腹地,是中国“南方丝绸之路”的要冲。昭通市作为云贵高原向四川盆地的过渡地区,长江上游的生态屏障地区,以及中国贫困程度较高的西南山区,面临生态保护和脱贫致富的双重压力,需要实现自然与城市的协调发展,在能源资源禀赋、经济发展水平、基础设施支撑能力和生态脆弱性研究等方面具有典型性<sup>[17]</sup>。因此,研究昭通市城市碳代谢和“三生空间”演化带来的生态环境影响具有重要意义。

1.2 数据来源

本文数据包括空间数据和统计数据（表1）。空间数据为昭通市2010年和2018年的“三生空间”数据，本底数据为土地利用数据和道路数据。土地利用数据来自中国科学院资源环境科学数据中心，参考相关研究<sup>[5,18-20]</sup>，对其进行“三生空间”划分（表2、图1）。道路数据来自哥伦比亚大学的社会经济数据和应用中心以及OpenStreetMap的公开历史数据。社会经济统计数据包括农业、能源、人口、工业和交通数据，来自相应年份《昭通统计年鉴》《云南统计年鉴》和昭通市国民经济和社会发展统计公报。由于《昭通统计年鉴2018》尚未发布，因此少量2018年统计数据用2017年数据代替。

表1 研究所需空间数据和统计数据

Table 1 Geographic data and statistical data for this study

数据类型	具体指标	简要介绍	来源
空间数据	土地利用数据	2010年和2018年全国1 km 土地利用现状遥感监测数据集，包括耕地、林地、草地、水域、未利用地和城乡、工矿及居民用地6个一级地类和25个二级地类	中国科学院资源环境科学数据中心
	道路数据	2010年和2018年全国道路公开历史数据	哥伦比亚大学的社会经济数据和应用中心、OpenStreetMap
统计数据	农业数据	包括农作物种植面积、主要农作物产量、机械总动力、灌溉面积及主要牲畜饲养量等	《云南统计年鉴2011》《云南统计年鉴2019》 《昭通统计年鉴2010》《昭通统计年鉴2017》、 昭通市2010年国民经济和社会发展统计公报、 昭通市2018年国民经济和社会发展统计公报
	能源数据	包括不同工业能源消费量	
	人口数据	包括农村常住人口和城镇常住人口	
	工业数据	包括工业主要产品产量	
	交通数据	包括公路、铁路和水运的旅客周转量、货物周转量及港口货物吞吐量等	

1.3 研究方法

本文的碳代谢分析完整地考虑了垂直方向上不同“三生空间”用地从生物圈到大气的碳排放和碳吸收，以及随着时间变化用地间在水平方向上生物圈内潜在的碳转移。前者用不同“三生空间”用地的碳源碳汇核算进行量化，后者根据不同年份各“三生空间”用地的碳源碳汇核算结果，定义一个水平方向的碳流模型进行量化。基于水平方向上碳流量核算结果，对“三生空间”演化造成的城市碳代谢的生态影响进行评价（图2）。

1.3.1 “三生空间”碳源碳汇核算

城市碳代谢包括碳的排放和吸收，因此昭通市“三生空间”垂直方向上碳通量核算包括不同用地的碳源和碳汇量核算，表示为碳代谢率（kg C/a）。根据“三生空间”用地的主导功能，生态用地考虑碳汇功能，生态生产和生产生态用地同时考虑碳源和碳汇功

表2 “三生空间”分类

Table 2 The "Production-Living-Ecological" space classification system

三生空间分类	二级类	碳代谢计算
生态用地	林地	碳汇
	草地	碳汇
	湖泊湿地	碳汇
	未利用地	碳汇
生态生产用地	河渠	碳源，碳汇
生产生态用地	耕地	碳源，碳汇
生产生活用地	工业用地	碳源
生活生产用地	城镇用地	碳源
	农村居民点	碳源
	道路	碳源

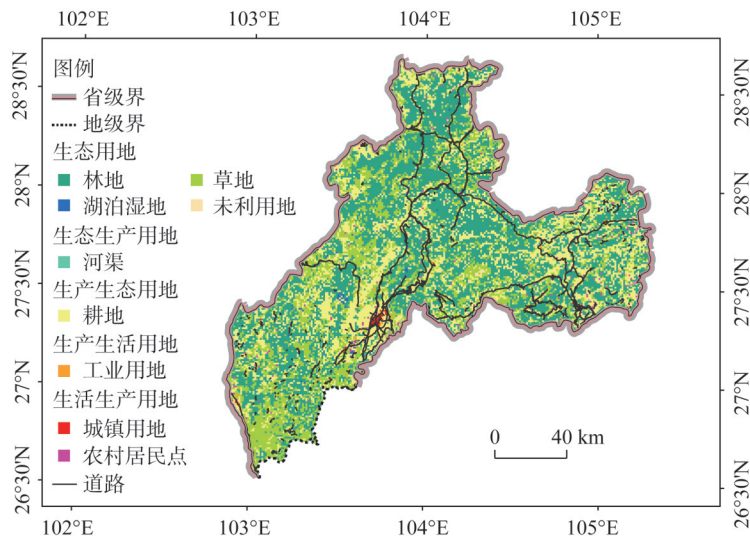


图1 2018年昭通市“三生空间”用地分类

Fig. 1 Classification of "Production-Living-Ecological" space in Zhaotong in 2018

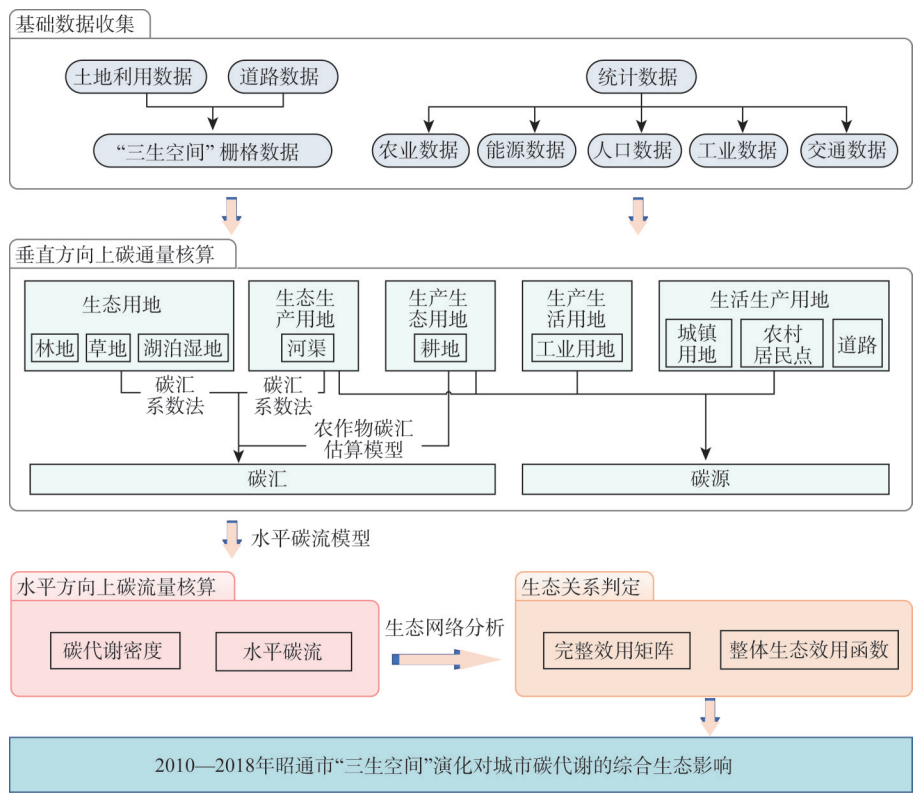


图2 昭通市“三生空间”碳代谢分析的技术路线

Fig. 2 Technical diagram of analyses of the carbon metabolism of "Production-Living-Ecological" space in Zhaotong

能，生产生活和生活生产用地考虑碳源功能。其中，生态用地中的未利用地植被覆盖稀少，没有人类活动，因此不考虑其垂直方向上的碳通量。

(1) 碳汇核算



利用碳汇系数计算生态和生态生产用地碳汇率  $C_i$ , 计算公式为:

$$C_i = S_i \times k_i \quad (1)$$

式中:  $S_i$  为第  $i$  种用地的面积 ( $\text{hm}^2$ );  $k_i$  为第  $i$  种用地的碳汇系数 ( $\text{kg C}/\text{hm}^2/\text{a}$ ) (表3)。

生产生态用地中的耕地碳汇主要源于农作物光合作用。由于农业植被相比其他用地存在明显的收割行为, 使用碳汇系数进行计算难以获得准确的碳汇率结果, 因此对农作物生长周期内的碳汇量  $C_{\text{crops}}$  进行估算, 代表耕地碳汇率, 结果已扣除农作物呼吸作用消耗的碳。计算公式为<sup>[25]</sup>:

$$C_{\text{crops}} = \sum_{i=1}^n \frac{P_i}{H_i} \times (1 - r_i) \times f_i \quad (2)$$

式中:  $n$  为农作物的种类 (种);  $P_i$  为第  $i$  种农作物的经济产量 ( $\text{kg}$ );  $H_i$  为第  $i$  种农作物的经济系数;  $r_i$  为第  $i$  种农作物的含水率 (%);  $f_i$  为第  $i$  种农作物的碳吸收率 (%), 即农作物合成单位有机质 (干重) 需要吸收的碳。相关指标值参考文献 [22, 25, 26]。

## (2) 碳源核算

分别对河渠、耕地、工业用地、城镇用地、农村居民点和道路进行碳源核算, 计算主要温室气体二氧化碳 ( $\text{CO}_2$ ) 和甲烷 ( $\text{CH}_4$ ) 造成的碳排放。根据 IPCC 和《省级温室气体清单编制指南》的碳排放核算标准和数据可获得性, 核算能源活动、工业生产过程和农业部门的温室气体碳排放。此外, 再加交通和呼吸作用碳排放。根据《云南统计年鉴》, 非工业能源消费很少, 因此核算能源活动时主要计算了工业部门消耗。由于废弃物产生碳排放的计算复杂且数据获取困难, 本文不作考虑。

河渠碳源主要来自水运交通消耗柴油和港口货物吞吐的碳排放。水运交通碳排放参考解天荣等<sup>[27]</sup>、蔡博峰等<sup>[28]</sup>研究成果, 利用水运客货周转量和单位周转量柴油消耗量系数进行计算。港口碳排放利用港口货物吞吐量和单位吞吐量  $\text{CO}_2$  排放量进行计算, 单位吞吐量  $\text{CO}_2$  排放量取  $0.83 \text{ kg CO}_2/\text{t}$ <sup>[29]</sup>。

耕地碳源来自农业生产活动和牲畜呼吸的  $\text{CO}_2$  排放, 以及稻田、牲畜肠道发酵和牲畜粪便的  $\text{CH}_4$  排放。牲畜种类考虑昭通市畜牧业主要生产种类猪、牛、羊和家禽。农业生产活动包括农业化肥、农业机械使用和灌溉过程, 其碳排放量  $E_a$  的计算公式为<sup>[30]</sup>:

$$E_a = E_f + E_m + E_i \quad (3)$$

$$E_f = G_f \times A \quad (4)$$

$$E_m = (A_m \times B) + (W_m \times C) \quad (5)$$

$$E_i = A_i \times D \quad (6)$$

式中:  $E_f$  为农田化肥施用过程的碳排放 ( $\text{Kg C}$ );  $E_m$  为农业机械使用过程的碳排放 ( $\text{Kg C}$ );  $E_i$  为灌溉过程的碳排放 ( $\text{Kg C}$ );  $G_f$  为化肥施用量 ( $\text{t}$ );  $A_m$  为农作物种植面积 ( $\text{hm}^2$ );  $W_m$  为农业机械总动力 ( $\text{kW}$ );  $A_i$  为灌溉面积 ( $\text{hm}^2$ );  $A$ 、 $B$ 、 $C$ 、 $D$  为碳排放转化系数。其他的耕地碳排放也利用相关排放系数计算得到, 耕地相关的所有碳排放系数值列于表4。

表3 生态用地和生态生产用地的碳汇系数

Table 3 Carbon sink coefficients of ecological land and

	ecological production land (kg C/hm <sup>2</sup> /a)			
用地类型	林地	草地	湖泊湿地	河渠
碳汇系数	0.06552	0.0596	0.02008	0.025

注: 林地碳汇系数参考方精云等<sup>[21]</sup>的研究, 草地碳汇系数参考赵亮<sup>[22]</sup>的研究, 湖泊湿地碳汇系数参考段晓男等<sup>[23]</sup>的研究, 河渠碳汇系数参考Walsh<sup>[24]</sup>的研究。

表4 耕地碳排放系数  
Table 4 Carbon emission coefficients of cultivated land

		碳排放系数	单位
A		857.54	kg C/t
B		16.47	kg C/hm <sup>2</sup>
C		0.18	kg C/kW
D		266.48	kg C/hm <sup>2</sup>
稻田CH <sub>4</sub> 排放因子		156.2	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
呼吸碳排放系数	猪	301.125	kg CO <sub>2</sub> /头/a
	牛	2920	kg CO <sub>2</sub> /头/a
	羊	237.25	kg CO <sub>2</sub> /头/a
	家禽	12.775	kg CO <sub>2</sub> /头/a
牲畜肠道发酵CH <sub>4</sub> 排放因子	猪	1	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	牛	67.9	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	山羊	9.4	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	绵羊	8.7	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
牲畜粪便管理CH <sub>4</sub> 排放因子	猪	4.18	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	牛	3.21	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	山羊	0.53	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	绵羊	0.48	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>
	家禽	0.02	kg CH <sub>4</sub> /hm <sup>2</sup>

注：农业生产活动碳排放系数参考West等的研究<sup>[31]</sup>，牲畜呼吸碳排放系数参考陶在朴<sup>[32]</sup>的研究，稻田、牲畜肠道发酵和粪便管理CH<sub>4</sub>排放因子参考《省级温室气体清单编制指南》。

工业用地碳源主要来自能源活动和工业生产过程，能源活动碳排放C<sub>e</sub>的计算公式为：

$$C_e = \sum_{i=1}^n Q_i \times k_i \times d_i \times h \times \frac{12}{44}$$
 (7)

式中：Q<sub>i</sub>为第i种能源折标煤系数；k<sub>i</sub>为第i种能源燃烧的CO<sub>2</sub>排放因子（表5）；d<sub>i</sub>为第i种能源燃烧的碳氧化率（表5）；h为1 kg标准煤的低位发热量29307 kJ。根据《省级温室气体清单编制指南》列出的温室气体清单范围及昭通市主要工业产品，工业生产过程碳排放计算水泥和电石的工业生产过程CO<sub>2</sub>排放，利用产量和CO<sub>2</sub>排放因子（表5）得到。

城镇用地碳源主要来自城镇居民呼吸碳排放，由城镇常住人口和人体呼吸碳排放系数计算得到。人体呼吸碳排放系数取79 kg C/人/a<sup>[33]</sup>。农村居民点碳源主要来自农村居民生活能源，包括煤炭和秸秆燃烧，以及呼吸碳排放。根据相关文献，在现有技术条件下，秸秆资源可认为是100%可收集<sup>[34]</sup>，秸秆燃烧碳排放C<sub>s</sub>的计算公式如下：

$$C_s = \sum_{i=1}^n P_i \times S_c \times \theta_i \times a \times b$$
 (8)

式中：n为作物种类（种）；P<sub>i</sub>为第i种作物产量（kg）；S<sub>c</sub>为第i种作物谷草比；θ<sub>i</sub>为第i种作物秸秆燃烧碳排放系数（表6）；a为秸秆露天燃烧比，值取0.165；b为秸秆燃烧效率，值取0.8。

道路碳排放计算公路和铁路运输碳排放。按照国际惯例，道路运输包括私人交通<sup>[28]</sup>。公路运输主要消耗汽油和柴油，铁路运输碳排放源主要为内燃机车和电力机车。利用公

表5 工业用地碳排放相关系数

Table 5 Coefficients of industrial land related to carbon emissions

能源或工业产品类型	标准煤换算系数	单位	CO <sub>2</sub> 排放因子/ kg CO <sub>2</sub> /TJ)	碳氧化率
无烟煤	0.9428	kgce/kg	98300	0.94
一般烟煤	0.7143	kgce/kg	94600	0.93
褐煤	0.4286	kgce/kg	101000	0.96
其他洗煤	0.68215	kgce/kg	94600	0.93
焦炭	0.9714	kgce/kg	107000	0.93
天然气	1.2143	kgce/m <sup>3</sup>	56100	0.99
汽油	1.4714	kgce/kg	74100	0.98
柴油	1.4571	kgce/kg	74100	0.98
液化石油气	1.7143	kgce/kg	63100	0.98
润滑油	1.4143	kgce/kg	73300	0.98
石油焦	1.0918	kgce/kg	97500	0.98
其他石油制品	1.4	kgce/kg	73300	0.98
电力	0.1229	kgce/(kW·h)	98800	—
生物质能	0.68142	kgce/kg	106750	0.96
余热余压	34.1	kgce/GJ	98800	—
水泥			0.376 (kg CO <sub>2</sub> /kg)	
电石			1.154 (kg CO <sub>2</sub> /kg)	

注：标准煤换算系数参考《综合能耗计算通则》（GB/T 2589-2008），能源燃烧的CO<sub>2</sub>排放因子参考《IPCC 2006年国家温室气体清单指南2019修订版》，能源燃烧碳氧化率和水泥、电石生产过程的CO<sub>2</sub>排放因子参考《省级温室气体清单编制指南》。

路、铁路客货周转量和单位周转量碳排放量进行计算。

1.3.2 “三生空间”碳流核算

“三生空间”演化（包括用地间的土地转移和同一用地内部碳代谢变化）使得垂直方向上碳通量发生变化，这些碳通量的变化映射于生物圈中就表现出水平方向上一类用地流向另一类用地的潜在碳转移通量。这种基于“三生空间”演化的水平方向上碳流可以综合体现人类活动以及用地变化对城市碳代谢的影响。根据每种“三生空间”用地类型单位面积的净碳源或碳汇率（定义为碳代谢密度），以及不同用地间转换的土地数量，可以构建一个水平方向的碳流模型进行量化，计算公式如下<sup>[11]</sup>：

表6 谷草比和秸秆燃烧碳排放系数

Table 6 Residue to product ratios of crops and carbon emission coefficients of straw burning

作物类型	谷草比	秸秆燃烧碳排放系数/(kg C/kg)
稻谷	1	0.058
小麦	1.1	0.089
玉米	2	0.041
豆类	1.7	0.061
薯类	1	0.019
花生	1.5	0.04
油菜	3	0.068
其他油料	2	0.068
甘蔗	0.1	0.032
烤烟	1	0.032

注：作物谷草比参考刘刚等<sup>[34]</sup>、刘鹏举等<sup>[35]</sup>的研究；秸秆燃烧碳排放系数参考何坚坚<sup>[26]</sup>的研究。

$$f_{ij} = \Delta W \times \Delta S$$

(9)

$$\Delta W = W_j - W_i = \frac{V_j}{S_j} - \frac{V_i}{S_i} \quad (10)$$

式中： $f_{ij}$ 为从“三生空间”用地 $j$ 流向用地 $i$ 的水平方向上的碳流量（kg C）； $\Delta W$ 为碳代谢密度差（kg C/hm<sup>2</sup>）； $\Delta S$ 为从用地 $j$ 向用地 $i$ 转移的面积（hm<sup>2</sup>）； $W_i$ 和 $W_j$ 为用地 $i$ 和用地 $j$ 水平方向上的净碳流密度（kg C/hm<sup>2</sup>）； $V_i$ 和 $V_j$ 为用地 $i$ 和用地 $j$ 水平方向上的净碳流量（kg C）； $S_i$ 和 $S_j$ 为用地 $i$ 和用地 $j$ 的面积（hm<sup>2</sup>）。水平方向上碳流量计算结果可确定碳转移的方向及主导城市碳转移的“三生空间”类型。如果 $f_{ij} > 0$ ，说明这是一个积极的水平方向上碳流，表现为碳排放减少或碳汇增加，有助于区域“三生空间”系统碳代谢平衡；如果 $f_{ij} < 0$ ，说明这是一个消极的水平方向上碳流，表现为碳排放增加或碳汇减少，会导致区域“三生空间”系统碳代谢失衡。

### 1.3.3 “三生空间”生态关系判定

生态网络分析（Ecological Network Analysis, ENA）是一种用于分析生态系统中的物质、能量流动的建模方法，其基本单元分为分室和路径。1973年Hannon<sup>[36]</sup>首次提出ENA方法，利用Leontief开发的投入产出模型分析生态系统中的物质能量流动。1976年Patten<sup>[37]</sup>首次发表了关于ENA方法的论文。此后该方法得到学术界的持续关注，逐渐成为研究生态系统的主流方法之一，已形成一套完整的方法体系。具体分析方法包括通量分析、结构分析、存量分析、效用分析、控制分析、营养级分析和信息理论分析等。本文利用ENA中的通量分析和效用分析方法，定量分析城市碳代谢中的两个碳代谢用地（即生态网络的分室）的相互作用关系和“三生空间”的演化对整个城市生态系统发展的影响。

利用通量分析方法计算每个参与碳代谢的“三生空间”用地的碳通量，定义为该用地所有水平方向上碳流量与状态变量之差。状态变量指流入该用地的碳量与流出碳量之差。得到碳通量后，利用生态网络效用分析方法将其标准化，生成直接水平方向上碳流矩阵 $D$ ，可以反映水平方向上碳流导致的两个碳代谢分室间的直接关系。为了全面考虑两个碳代谢分室间的直接和间接作用关系（如没有直接的水平方向上碳流作用的两个分室可能在第三个分室的作用下产生隐藏的作用关系），依据直接水平方向上碳流矩阵 $D$ 计算无量纲的完整效用矩阵 $U$ ，考察矩阵中所有节点两两之间的关系，得到两个碳代谢分室在整体生态网络作用下的综合作用关系。计算公式如下<sup>[38]</sup>：

$$U = (u_{ij}) = \sum_{m=0}^n D^m = (I - D)^{-1} \quad (11)$$

$$D_{ij} = \begin{bmatrix} \frac{f_{ij} - f_{ji}}{T_j} & \frac{f_{ji} - f_{ij}}{T_j} \\ \frac{f_{ij} - f_{ji}}{T_i} & \frac{f_{ii} - f_{ii}}{T_i} \end{bmatrix} \quad (12)$$

式中： $u_{ij}$ 为矩阵 $U$ 的元素； $n$ 为“三生空间”用地种类（种）； $I$ 为单位矩阵，表示各类“三生空间”用地在碳流交换过程中的自我反馈作用； $f_{ij}$ 为 $j$ 用地流向 $i$ 用地的水平方向上碳流量（kg C）； $T_i$ 为 $i$ 用地的碳通量（kg C）。根据完整效用矩阵 $U$ ，可判断两个用地间的生态关系。生态网络中生态关系理论上9种（表7），掠夺、限制、互惠共生和竞争关系为四种常见生态关系。

完整效用矩阵 $U$ 中元素的正负，可以体现生态网络中分室间的交互关系是正向还是



负向的。定义整体生态效用函数  $J$  来描述“三生空间”演化对区域碳平衡的综合影响，计算公式为<sup>[39]</sup>：

$$J=\frac{S_+}{S_-}$$

(13)

式中： $S_+$  代表矩阵  $U$  中元素为正的个数（个）； $S_-$  代表矩阵  $U$  中元素为负的个数（个）。当  $J>1$  时，说明生态系统整体的积极共生性大于消极竞争性，“三生空间”演化对城市碳平衡的整体作用是积极的， $J$  越大积极作用越强烈；当  $J<1$  时，说明生态系统整体的消极共生性大于积极竞争性，“三生空间”演化对城市碳平衡的整体作用是消极的， $J$  越小消极作用越强烈。

2 结果分析

2.1 “三生空间”碳流时空分布

根据表 8 的昭通市各类型“三生空间”用地垂直方向上碳通量核算结果可知，碳排放量方面，2018 年昭通市总碳排放量为  $8.80\times10^6$  t C，与 2010 年的  $3.06\times10^6$  t C 相比增加了 1.88 倍。2010 年耕地碳排放占主导地位，碳排放量为  $9.80\times10^5$  t C，贡献了总碳排放量的 32%。随着经济发展需求的不断加大和人口增加，碳排放量尤其是工业部门碳排放增加迅速，2018 年工业用地碳排放占主导地位，由 2010 年的  $6.38\times10^5$  t C 增加至 2018 年的  $5.43\times10^6$  t C，增加了 7.51 倍，占总碳排放量的 62%。碳汇量方面，2010 年和 2018 年昭通市总碳汇量分别为  $1.39\times10^6$  t C 和  $1.71\times10^6$  t C，与碳排放量相比增幅不大。耕地是最重要的碳汇功能用地。总体上看两个时期城市碳排放量均大于碳吸收量，垂直方向上净碳通量为负。由于社会经济迅速发展，碳排放量成倍增长，固碳量可抵消碳排放量比例由 2010 年的 45.4% 降至 2018 年的 19.5%，碳收支不平衡加剧，且受碳排放主导。生态问题需要引起重视，碳排放来源和强度的控制是实现城市碳代谢平衡的关键。

基于昭通市各“三生空间”用地垂直方向上碳通量核算结果，结合“三生空间”栅

表 8 2010—2018 年昭通市各“三生空间”用地垂直方向上碳通量核算

Table 8 Vertical carbon flux accounting for "Production-Living-Ecological" space in Zhaotong from 2010 to 2018 (t C/a)

用地类型	2010 年		2018 年	
	碳排放率	碳汇率	碳排放率	碳汇率
耕地	980232.89	1389584.74	901079.73	1713157.31
林地		63.34		61.29
草地		29.54		28.45
河渠	12072.98	0.14	24816.91	0.16
湖泊湿地		0.11		0.11
城镇用地	84318.60		152603.55	
农村居民点	699746.05		770416.20	
工业用地	638372.38		5434289.80	
未利用地				
道路	646007.13		1517377.38	

表 7 生态网络分析的生态关系分类表

Table 7 Ecological relationships classification in ecological network analysis

矩阵符号	积极 (+)	中立 (0)	消极 (-)
积极 (+)	(+, +) 互惠共生	(+, 0) 共栖	(+, -) 掠夺
中立 (0)	(0, +) 共生	(0, 0) 中立	(0, -) 偏害
消极 (-)	(-, +) 限制	(-, 0) 主导	(-, -) 竞争

格数据,可得到2010—2018年昭通市各用地的碳代谢密度。由图3、图4可以看出,2010—2018年间,生产生态用地中的耕地和生态用地中的林地、草地及湖泊湿地为城市碳代谢的正碳代谢分室,其他用地为负碳代谢分室。面积只占昭通市总面积不到15%的负碳代谢分室净碳排放大约为正碳代谢分室净固碳量的5~10倍。负碳代谢分室面积增加,高碳排放斑块随着城市化进程而扩张。高碳排放用地为生产生活用地中的工业用地和生活生产用地中的城镇用地及农村居民点。其中,由于工业能源消耗的增加和农村人口向城镇流动,工业用地和城镇用地碳排放密度增大,而农村居民点碳排放密度减小。由于除耕地外其他“三生空间”用地的碳汇系数均使用固定值,碳汇密度不变,因此碳汇量的变化主要与用地面积的变化有关。耕地的碳汇密度增加,这是由于主要农作物产量增加和土地面积减少的双重作用导致。

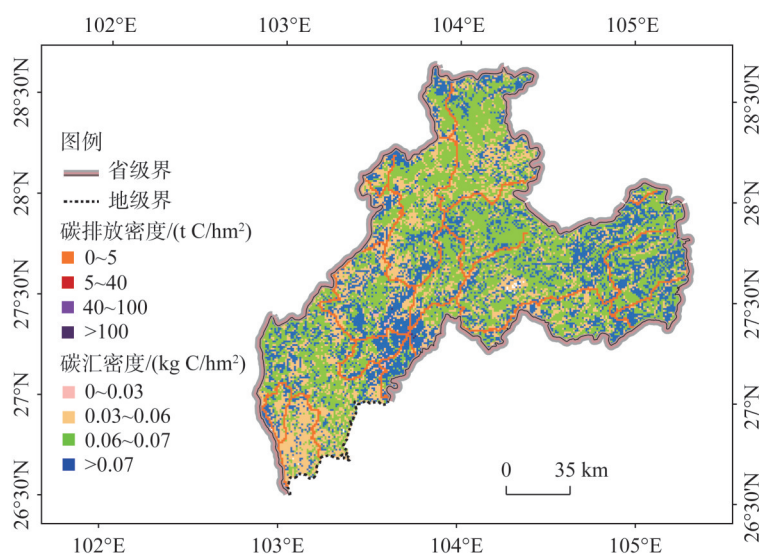


图3 2010年昭通市碳代谢密度空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of carbon metabolism density in Zhaotong in 2010

根据碳代谢密度及土地利用转移矩阵,建立水平方向的碳流模型,得到2010—2018年昭通市不同用地间的水平方向上碳流量,如表9所示。

对不同用地间水平方向上碳流进行计算,可以发现,昭通市2010—2018年间的水平方向上净碳流量为负值,说明在这期间昭通市“三生空间”演化对碳代谢产生了消极作用,“三生空间”的演变造成了碳排放量的增加,碳平衡呈现失衡状态。负碳流主要是由生态用地和生态生产用地向生产生活用地和生活生产用地转换产生,其中转向工业用地产生的负碳流占总负碳流的55.07%,说明工业用地的高碳排放密度是影响昭通市碳代谢平衡的重要因素,工业发展促进整个系统朝着碳排放增加的方向发展。其他用地类型向道路的转换也对负碳流起到重要贡献。随着城市化进程的加速,路网将越来越密集,承载越来越重的客货周转量,交通能源的大量消耗将对城市碳排放起重要影响。正碳流主要来自工业用地和农村居民点向其他用地类型的转换,占到正碳流的53.43%。正碳流主要来自高强度碳排放用地向较低强度碳排放用地的转换。由于昭通市经济发展正处于的扩展上升期,且生态环境问题较发达地区轻微,退耕还林、还草及还湖等措施在昭通市

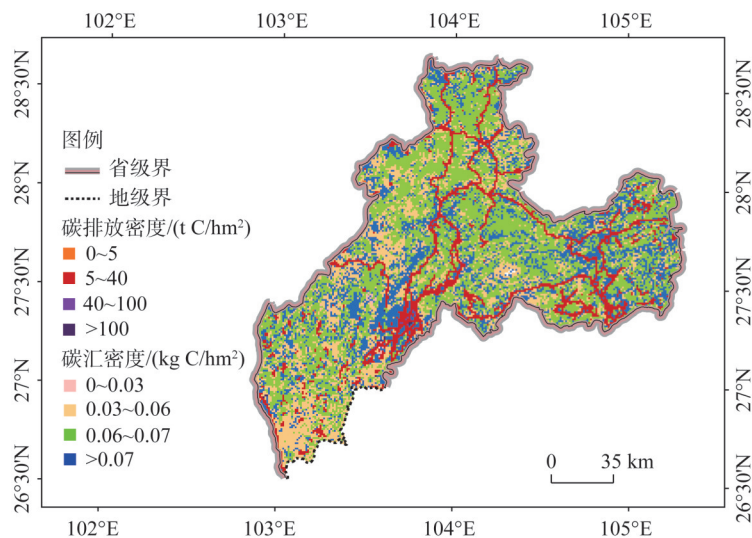


图4 2018年昭通市碳代谢密度空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of carbon metabolism density in Zhaotong in 2018

“三生空间”演化中表现不太明显，负碳代谢分室向正碳代谢分室转换的土地较少。

## 2.2 “三生空间”用地生态关系

利用ENA方法计算“三生空间”用地碳流的完整效用矩阵，进而获得2010—2018年昭通市“三生空间”各用地类型之间的生态关系，包括限制、掠夺、竞争和互惠共生四种关系。由于掠夺和限制关系的实质相同，都是表示系统中一个分室获得了效用而另一个分室损失了效用，将掠夺和限制关系合并为掠夺限制关系进行统计。

由图5和表10可以看出，昭通市“三生空间”用地在碳代谢系统中的生态关系以限制掠夺关系为主，占到所有生态关系的57.78%。互惠共生关系较少，说明“三生空间”演变过程中生态冲突明显，分室间存在强烈的碳储量之争。限制掠夺关系主要存在于生态用地中的未利用地和林地与其他“三生空间”用地的生态关系中，占到限制掠夺关系总数的25%。生活生产用地中的道路和农村居民点与其他“三生空间”用地的限制掠夺关系数量也较多，占到限制掠夺关系总数的23.08%，说明未利用地的开发和林地的减少以及农村居民点和路网的扩张对城市碳代谢起到重要影响。交通路网的布局影响人口流动、城市扩张与生态空间的变化。除“三生空间”用地间的土地转移，用地碳排放密度随时间变化也是影响碳平衡的重要因素。竞争关系主要存在于同时具有碳源和碳汇功能的产生生态用地中的耕地和生态生产用地中的河渠，这两个分室具有较大的土地转移程度和碳代谢密度变化。互惠共生关系同时存在于正碳代谢和负碳代谢分室，分布比较平均。一些负碳代谢分室也存在互惠共生关系，是因为虽然直接的水平方向上碳流不会给其带来正向生态效用，但这些负碳代谢分室与其他“三生空间”用地的土地转移和碳代谢密度变化带来的综合作用会使其碳排放相对减少。

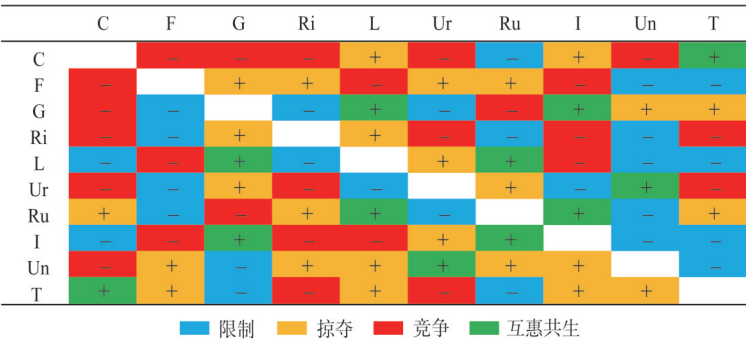
根据完整效用矩阵结果，同时还可算得整体生态效用函数 $J$ 值为0.85，小于1，说明昭通市“三生空间”演化对区域整体的碳代谢平衡的综合作用是消极的，这与垂直方向上净碳通量和水平方向上净碳流量结果显示的生态效用相同。因为生态效用函数 $J$ 计算的是所有水平方向上碳流的综合积分作用，体现的是考虑了直接和间接碳流的用地间的

表9 水平方向上碳流矩阵  
Table 9 Horizontal carbon flows matrix

2018年											(tC)
2010年	C	F	G	Ri	L	Ur	Ru	I	Un	T	
C	0	-95483.74	-67100.90	-10007.11	-872.36	-99481.65	-395540.75	-1890724.61	-201.32	-556709.02	
F	222847.54	0	-0.67	-775.54	-0.06	-8976.69	-175094.79	-1181367.38	0	-322205.56	
G	135059.63	0.72	0	-8143.12	-0.03	-8976.69	-134239.32	-1653914.33	-0.01	-241791.61	
Ri	2983.91	2634.15	4390.24	0	0	0	-5616.98	0	0	-1987.60	
L	2455.69	0.05	0	-1163.29	0	0	-5836.49	0	0	-5507.74	
Ur	0	7665.33	0	7277.57	0	0	0	0	0	56916.44	
Ru	200234.41	0	99963.73	99575.96	0	0	0	0	0	198825.90	
I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	318084.65	
Un	1381.35	0	0.04	0	0	0	0	0	0	-550.77	
T	152051.12	95706.31	106250.07	106.60	1216.59	-25713.45	-48878.62	-235867.94	0	0	

注：C：耕地；F：林地；G：草地；Ri：河渠；L：湖泊湿地；Ur：城镇用地；Ru：农村居民点；I：工业用地；Un：未利用地；T：道路。





注：“+/-”表示完整效用矩阵U中元素的正负。

图5 2010—2018年昭通市“三生空间”用地生态关系

Fig. 5 Ecological relationships between components of the network in Zhaotong from 2010 to 2018

生态关系结果，其值与水平方向上净碳流值可能不同。因此同时分析水平方向上碳流和整体生态效用函数J能更全面准确地评价城市碳代谢状况。

3 结论与讨论

本文通过计算垂直方向上的碳通量，构建水平方向的碳流模型，系统解析了昭通市“三生空间”碳代谢过程。同时利用ENA方法评价了“三生空间”演化对城市碳代谢的综合影响。主要结论如下：（1）2010—2018年间，昭通市垂直方向上净碳通量和水平方向上净碳流量均为负值，说明“三生空间”演化对昭通市碳代谢平衡产生了消极作用，造成了碳排放量的增加。其中，负碳流主要是由生态用地和生态生产用地向生产生活用地和生活生产用地转换产生，而正碳流主要来自工业用地和农村居民点向其他用地类型的转换。（2）昭通市“三生空间”用地在碳代谢系统中的生态关系以限制掠夺关系为主。生态空间被高碳排放的生活空间和生产空间挤占，影响了昭通市的碳代谢平衡。（3）整体生态效用函数J的值为0.85，小于1，说明“三生空间”演化对区域整体碳代谢平衡的综合作用是消极的，这与净碳流的显示结果相同。本文耕地垂直方向上的净碳通量为正，总体表现为碳汇功能，而河渠垂直方向上的净碳通量为负，总体表现为碳源功能，这与Yan等<sup>[1]</sup>和夏楚瑜等<sup>[16]</sup>的研究结果不同。这是由于耕地碳汇、碳源核算清单与核算方法不同，河渠增加了水运带来的碳源功能核算导致。

由于快速工业化和城镇化发展，且生态空间的碳汇功能较弱，昭通市“三生空间”呈现冲突加剧状况。在城市化进程中，建议昭通市合理规划未利用地的开发和城市扩张方向，加强“三生空间”内部的合理配置，重视生态空间的碳汇功能。除“三生空间”用地间土地转移，用地碳排放密度随时间的变化也是影响碳平衡的重要因素。因此，淘汰工业部门高耗能产业、扶持新能源产业，改变农村和交通部门能源消费结构等是降低碳排放的有效措施。

与国土空间优化的以往研究基础相比，本文基于“三生空间”视角，研究了空间内

表10 2010—2018年昭通市“三生空间”  
用地生态关系分布表

Table 10 The distribution of ecological relationships between "Production-Living-Ecological" space in Zhaotong from 2010 to 2018										
“三生”用地类型	C	F	G	Ri	L	Ur	Ru	I	Un	T
竞争关系	5	3	2	4	2	3	1	3	1	2
限制掠夺关系	3	6	5	5	5	5	6	4	7	6
互惠共生关系	1	0	2	0	2	1	2	2	1	1

部碳要素的发展与流动,更便于分析国土空间结构不合理造成的不良影响和生态变化等问题产生的内部根源,可为“三生空间”优化提供依据和支持。

### 参考文献(References):

- [1] YAN Z, XIA L, XIANG W, et al. Analyzing spatial patterns of urban carbon metabolism: A case study in Beijing, China. *Landscape Urban Planning*, 2014, 130: 184-200.
- [2] 方创琳. 中国城市发展格局优化的科学基础与框架体系. *经济地理*, 2013, 33(12): 1-9. [FANG C L. The scientific basis and systematic framework of the optimization of Chinese urban development pattern. *Economic Geography*, 2013, 33(12): 1-9.]
- [3] 武占云. “三生”空间优化及京津冀生态环境保护. *城市*, 2014, (12): 26-29. [WU Z Y. Spatial optimization of "Ecological-Production-Living" space and Beijing-Tianjin-Hebei ecological environment protection. *City*, 2014, (12): 26-29.]
- [4] 黄金川, 林浩曦, 漆潇潇. 面向国土空间优化的三生空间研究进展. *地理科学进展*, 2017, 36(3): 378-391. [HUANG J C, LIN H X, QI X X. A literature review on optimization of spatial development pattern based on Ecological-Production-Living space. *Progress in Geography*, 2017, 36(3): 378-391.]
- [5] 张红旗, 许尔琪, 朱会义. 中国“三生用地”分类及其空间格局. *资源科学*, 2015, 37(7): 1332-1338. [ZHANG H Q, XU E Q, ZHU H Y. An "Ecological-Living-Industrial" land classification system and its spatial distribution in China. *Resources Science*, 2015, 37(7): 1332-1338.]
- [6] 李广东, 方创琳. 城市生态—生产—生活空间功能定量识别与分析. *地理学报*, 2016, 71(1): 49-65. [LI G D, FANG C L. Quantitative function identification and analysis of urban Ecological-Production-Living spaces. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(1): 49-65.]
- [7] 李欣, 方斌, 殷如梦, 等. 江苏省县域“三生”功能时空变化及协同/权衡关系. *自然资源学报*, 2019, 34(11): 2363-2377. [LI X, FANG B, YIN R M, et al. Spatial-temporal change and collaboration/trade-off relationship of "Production-Living-Ecological" functions in county area of Jiangsu province. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(11): 2363-2377.]
- [8] 吴艳娟, 杨艳昭, 杨玲, 等. 基于“三生空间”的城市国土空间开发建设适宜性评价: 以宁波市为例. *资源科学*, 2016, 38(11): 2072-2081. [WU Y J, YANG Y Z, YANG L, et al. Land spatial development and suitability for city construction based on "Ecological-Living-Industrial" space: Take Ningbo city as an example. *Resources Science*, 2016, 38(11): 2072-2081.]
- [9] 张磊, 陈晓琴, 董晓翠, 等. 三生互斥视角下工业用地空间布局优化: 以天津市为例. *地理与地理信息科学*, 2019, 35(3): 112-119. [ZHANG L, CHEN X Q, DONG X C, et al. Research on spatial layout optimization of industrial land based on mutual exclusion of "Ecological-Living-Industrial" spaces in Tianjin. *Geography and Geo-Information Science*, 2019, 35(3): 112-119.]
- [10] 韩青, 孙中原, 孙成苗, 等. 基于自然资源本底的国土空间规划现状一张图构建及应用: 以青岛市为例. *自然资源学报*, 2019, 34(10): 2150-2162. [HAN Q, SUN Z Y, SUN C M, et al. Establishment and application of one map of current situation of territorial spatial planning according to the foundations of natural resources: Taking Qingdao city as an example. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(10): 2150-2162.]
- [11] 夏楚瑜. 基于土地利用视角的多尺度城市碳代谢及“减排”情景模拟研究. 杭州: 浙江大学, 2019. [XIA C Y. Multi-scale studies on urban carbon metabolism from the perspective of land use and scenario analysis of emission reduction. Hangzhou: Zhejiang University, 2019.]
- [12] PATAKI D E, ALIG R J, FUNG A S, et al. Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 2006, 12(11): 2092-2102.
- [13] GURNEY K R, RAZLIVANOV I, SONG Y, et al. Quantification of fossil fuel CO<sub>2</sub> emissions on the building/street scale for a large US city. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(21): 12194-12202.
- [14] DUARTE R, PINILLA V, SERRANO A. Factors driving embodied carbon in international trade: A multiregional input-output gravity model. *Economic Systems Research*, 2018, 30(4): 545-566.
- [15] LU Y, CHEN B, FENG K, et al. Ecological network analysis for carbon metabolism of eco-industrial parks: A case study of a typical eco-industrial park in Beijing. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(12): 7254-7264.
- [16] 夏楚瑜, 李艳, 叶艳妹, 等. 基于生态网络效用的城市碳代谢空间分析: 以杭州为例. *生态学报*, 2018, 38(1): 73-85. [XIA C Y, LI Y, YE Y M, et al. Analyzing urban carbon metabolism based on ecological network utility: A case study of

- Hangzhou city. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(1): 73-85.]
- [17] 梁育填, 樊杰, 孙威, 等. 西南山区农村生活能源消费结构的影响因素分析: 以云南省昭通市为例. *地理学报*, 2012, 67(2): 221-229. [LIANG Y T, FAN J, SUN W, et al. The influencing factors of rural household energy consumption structure in mountainous areas of Southwest China: A case study of Zhaotong city of Yunnan province. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(2): 221-229.]
- [18] 刘继来, 刘彦随, 李裕瑞. 中国“三生空间”分类评价与时空格局分析. *地理学报*, 2017, 72(7): 1290-1304. [LIU J L, LIU Y S, LI Y R. Classification evaluation and spatial-temporal analysis of "Production-Living-Ecological" spaces in China. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(7): 1290-1304.]
- [19] 邹利林, 王建英, 胡学东. 中国县级“三生用地”分类体系的理论构建与实证分析. *中国土地科学*, 2018, 32(4): 59-66. [ZOU L L, WANG J Y, HU X D. An classification systems of production-living-ecological land on the county level: Theory building and empirical research. *China Land Science*, 2018, 32(4): 59-66.]
- [20] 刘超, 许月卿, 刘焱序, 等. 基于系统论的土地利用多功能分类及评价指标体系研究. *北京大学学报: 自然科学版*, 2018, 54(1): 181-188. [LIU C, XU Y Q, LIU Y X, et al. Research on land use functions classification and evaluation system based on system theory. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2018, 54(1): 181-188.]
- [21] 方精云, 郭兆迪, 朴世龙, 等. 1981—2000年中国陆地植被碳汇的估算. *中国科学: D辑: 地球科学*, 2007, 37(6): 804-812. [FANG J Y, GUO Z D, PIAO S L, et al. Estimation of carbon sink of terrestrial vegetation in China from 1981 to 2000. *Scientia Sinica Terrae*, 2007, 37(6): 804-812.]
- [22] 赵亮. 城镇区域碳源碳汇时空格局研究: 以银川平原城镇区域为例. 西安: 西北大学, 2012. [ZHAO L. Spatial and temporal analysis of urban carbon source and carbon sink: A case study of Yinchuan Plain. Xi'an: Northwest University, 2012.]
- [23] 段晓男, 王效科, 逯非, 等. 中国湿地生态系统固碳现状和潜力. *生态学报*, 2008, 28(2): 13-19. [DUAN X N, WANG X K, LU F, et al. Carbon sequestration and its potential by wetland ecosystems in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2): 13-19.]
- [24] WALSH J. Importance of continental margins in the marine biogeochemical cycling of carbon and nitrogen. *Nature*, 1991, 350(6313): 53-55.
- [25] 田云, 张俊飏. 中国农业生产净碳效应分异研究. *自然资源学报*, 2013, 28(8): 1298-1309. [TIAN Y, ZHANG J B. Regional differentiation research on net carbon effect of agricultural production in China. *Journal of Natural Resources*, 2013, 28(8): 1298-1309.]
- [26] 何坚坚. 基于土地利用变化的黄河下游开封段背河洼地区碳排放测算与模拟研究. 开封: 河南大学, 2019. [HE J J. The low-lying land of the Yellow River Kaifeng Section based on land use change study on carbon emission measurement and simulation. Kaifeng: Henan University, 2019.]
- [27] 解天荣, 王静. 交通运输业碳排放量比较研究. *综合运输*, 2011, (8): 20-24. [XIE T R, WANG J. Research on comparison of carbon emissions in transportation. *Comprehensive Transportation*, 2011, (8): 20-24.]
- [28] 蔡博峰, 曹东, 刘兰翠, 等. 中国交通二氧化碳排放研究. *气候变化研究进展*, 2011, 7(3): 197-203. [CAI B F, CAO D, LIU L C, et al. China transport CO<sub>2</sub> emission study. *Advances in Climate Change Research*, 2011, 7(3): 197-203.]
- [29] 彭传圣. 港口生产能耗和排放计算问题研究. *港口装卸*, 2011, (6): 25-30. [PENG C S. Study on calculation of port handling energy consumption and air exhaust. *Port Operation*, 2011, (6): 25-30.]
- [30] 赵荣钦, 秦明周. 中国沿海地区农田生态系统部分碳源/汇时空差异. *生态与农村环境学报*, 2007, 23(2): 1-6, 13. [ZHAO R Q, QIN M Z. Temporospatial variation of partial carbon source/sink of farmland ecosystem in Coastal China. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2007, 23(2): 1-6, 13.]
- [31] 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. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 91(1-3): 217-232.
- [32] 陶在朴. 生态包袱与生态足迹: 可持续发展的重量及面积观念. 北京: 经济科学出版社, 2003: 45. [TAO Z P. Ecological Burden and Ecological Footprint: The Concept of Weight and Area for Sustainable Development. Beijing: Economic Science Press, 2003: 45.]
- [33] 匡耀求, 欧阳婷萍, 邹毅, 等. 广东省碳源碳汇现状评估及增加碳汇潜力分析. *中国人口·资源与环境*, 2010, 20(12): 56-61. [KUANG Y Q, OUYANG T P, ZOU Y, et al. Present situation of carbon source and sink and potential for increase of carbon sink in Guangdong province. *China Population, Resources and Environment*, 2010, 20(12): 56-61.]
- [34] 刘刚, 沈镭. 中国生物质能源的定量评价及其地理分布. *自然资源学报*, 2007, 22(1): 9-19. [LIU G, SHEN L. Quantitative appraisal of biomass energy and its geographical distribution in China. *Journal of Natural Resources*, 2007, 22(1): 9-19.]

- [35] 刘鹏举. 昆明市景观格局变化及其对碳源碳汇的影响研究. 昆明: 云南大学, 2019. [LIU P J. Study on the change of landscape pattern and its impact on carbon source and carbon sequestration in Kunming. Kunming: Yunnan University, 2019.]
- [36] HANNON B. The structure of ecosystems. *Journal of Theoretical Biology*, 1973, 41(3): 535-546.
- [37] PATTEN B C, BOSSERMAN R W, FINN J T, et al. Propagation of cause in ecosystems. *Systems Analysis and Systems Simulation in Ecology*, 1976, 25(3): 457-579.
- [38] FATH B D, PATTEN B C. Network synergism: Emergence of positive relations in ecological systems. *Ecological Modelling*, 1998, 107(2-3): 127-143.
- [39] 刘耕源, 杨志峰, 陈彬, 等. 基于生态网络的城市代谢结构模拟研究: 以大连市为例. *生态学报*, 2013, 33(18): 5926-5934. [LIU G Y, YANG Z F, CHEN B, et al. Study of urban metabolic structure based on ecological network: A case study of Dalian. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(18): 5926-5934.]

## Analyzing the carbon metabolism of "Production-Living-Ecological" space based on ecological network utility in Zhaotong

DU Jin-shuang<sup>1,2</sup>, FU Jing-ying<sup>1,2</sup>, HAO Meng-meng<sup>1,2</sup>

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Analyzing the carbon metabolism process of "Production-Living-Ecological" space could contribute to achieving the regional elements integration and structure optimization of "Production-Living-Ecological" space, which could help to strive for green and low carbon development. Taking Zhaotong as an example, this research systematically analyzed the spatial and temporal distribution of carbon metabolism in "Production-Living-Ecological" space from 2010 to 2018 through calculating vertical carbon flux between urban system and atmosphere, and building horizontal carbon flows model between components of the urban system. Besides, ecological network analysis was used to evaluate the comprehensive ecological effects of the "Production-Living-Ecological" space evolution on urban carbon metabolism. The results suggested that: (1) The vertical net carbon flux and the horizontal net carbon flows in Zhaotong from 2010 to 2018 were both negative, which indicated that "Production-Living-Ecological" space evolution had a negative influence on the urban carbon metabolism balance, resulting in an increase in carbon emissions. (2) The main ecological relationship of "Production-Living-Ecological" land in carbon metabolism system was restrictive and predatory relationship. Ecological spaces were occupied by living spaces and production spaces, leading to the imbalance of carbon metabolism. (3) The value of whole ecological utility function  $J$  was 0.85 ( $< 1$ ), showing that the comprehensive effect of "Production-Living-Ecological" space pattern change on urban carbon metabolism was negative. This result was consistent with the inference of net carbon flows calculations. The study results can provide theoretical and data basis for the optimization of land space utilization and low-carbon transition in the study area, as well as decision-making support for the development of "Production-Living-Ecological" space.

**Keywords:** "Production-Living-Ecological" space; carbon metabolism; carbon flows; ecological network analysis