煤炭资源型城市多适应性情景动力学模型研究 ——以鄂尔多斯市为例

刘小茜^{1,2}, 裴韬^{2,3*}, 周成虎², 杜云艳², 马廷², 谢传节², 许珺²

1. 北京联合大学应用文理学院, 北京 100191;

2. 资源与环境信息系统国家重点实验室, 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101;

3. 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023

* 通讯作者, E-mail: peit@reis.ac.cn

收稿日期: 2017-02-13; 接受日期: 2017-06-25; 网络版发表日期: 2017-09-01

国家自然科学基金重大项目(批准号: 41590845)、国家自然科学基金项目(批准号: 41601096)和中国博士后科学基金项目(编号: 2015M581160)资助

摘要 作为在中国社会经济发展中承担重要角色,同时也是目前数量最多、经济比重最大的一类资源型城市,煤炭资源型城市由于煤炭的开发和利用正面临着多种经济、社会和生态问题,亟需进行发展方式转型.以中国的国情,区域转型往往是通过决策者所实施的一系列引导或调控政策来实现.而政策制定的前提是对区域问题的本质及产生机理的充分认识,其关键在于对多种政策效用及其影响的系统评估.目前,基于要素耦合和系统视角的系统动力学模型,已被广泛用于区域转型策略研究中,在揭示复杂问题本质方面具有显著优势,但其在评估和指导具体调控政策方面尚有待深化.为此,本研究在构建煤炭资源型城市系统动力学模型基础上,提出了多适应性情景系统动力学模型(Multiple Adaptive Scenarios system Dynamic model, MASD).MASD的优势在于构建了多个政策变量并根据政策变量的阈值生成适应性管理情景,通过改良政策情景设置方法弥补了以往系统动力学模型在政策效应评估方面的不足,从而为区域转型决策提供了更有效的研究工具.研究选择了内蒙古自治区鄂尔多斯市为案例区,运用MASD模型分析了吨煤工业耗水量、水循环利用效率、人均居民生活用水、城市建设用地扩张速率和人口承载力管理等调控政策的系统影响.研究发现,煤炭资源型城市社会经济发展存在一般性规律,即依次经历自然增长、加速增长、波动性稳定增长、衰退和再平衡等发展阶段;同时,不同调控政策在系统发展的不同阶段起主导作用.据此,研究提出了“先动态识别阶段,后划定主导政策”的资源型城市转型管理策略.根据研究区社会经济现状判断,鄂尔多斯市正处于加速增长到波动稳定的过渡阶段,最优转型策略是发展节水型工业,并依据承载力来调控城镇人口规模,引导区域的转型与可持续发展.

关键词 系统动力学模型, Stella, 资源型城市, 多适应性情景

中文引用格式: 刘小茜, 裴韬, 周成虎, 杜云艳, 马廷, 谢传节, 许珺. 2018. 煤炭资源型城市多适应性情景动力学模型研究——以鄂尔多斯市为例. 中国科学: 地球科学, 48: 243–258, doi: [10.1360/N072016-00364](https://doi.org/10.1360/N072016-00364)

英文引用格式: Liu X Q, Pei T, Zhou C H, Du Y Y, Ma T, Xie C J, Xu J. 2018. A systems dynamic model of a coal-based city with multiple adaptive scenarios: A case study of Ordos, China. Science China Earth Sciences, 61: 302–316, <https://doi.org/10.1007/s11430-016-9077-5>

1 引言

资源型城市可定义为依赖自然资源开发与利用而发展的城市(Li等, 2013)。中国资源型城市数量众多, 分布广泛, 具有重要的经济和社会地位(Martinet和Doyen, 2007; Shen等, 2011; Yu等, 2008)。其中, 煤炭资源型城市数量占资源型城市的53.4%(张运美, 2013), 供给了中国75%的能源消耗(Tao和Li, 2007)。但是, 由于资源产业具有的高耗能、低效率、高污染等特点, 中国大部分煤炭资源型城市面临着环境修复成本高(Ding, 2004; Sun等, 2012)、生态退化(Feng和Qiu, 2008; Yao等, 2010)和水资源短缺(Sun等, 2012)等生态问题, 存在资源枯竭导致的经济衰退风险(Li, 2012), 同时还伴随着高失业率和城镇人口负增长等社会问题(Michieka和Fletcher, 2012)。如果不转变既有的发展方式, 这些问题会随着中国经济的发展和对煤炭资源需求的增加(Crompton和Wu, 2005; Shealy和Dorian, 2010; Sun, 2010, <http://www.c2es.org/docUploads/coal-in-china-resources-uses-technologies.pdf>), 成为威胁区域稳定乃至国家生态安全的重大隐患(Liu和Diamond, 2005; Brassil, 2001; Dietz等, 2009; Wang等, 2013)。如何有步骤、有重点的制定资源型城市发展方式的转型策略, 是当前政府和相关决策者亟待解决的理论和实践问题(Li, 2012; Shen等, 2011; 陆大道, 2014)。

区域转型往往是通过一系列的引导性的调控政策来实现的, 制定转型策略的前提是对区域问题本质的认识, 而关键在于对多种政策效用及其影响的系统评估(汤万金等, 2000; 安贵鑫等, 2010; 王帮俊等, 2009)。当前通用的方法是在系统动力学模型(System Dynamic Model, SD模型)基础上, 分析多种政策的系统响应特征。系统动力学模型将区域视为一个由人类行为主导、以自然环境和资源为依托的社会-经济-生态复合系统(Costanza和Voinov, 2001; Turner等, 2003)。复合系统内部存在多个子系统的交互演化以及动力的传递与转移等过程, 同时还具有系统行为复杂、响应过程耦合和反馈关系不确定等特征(王其藩, 1993; 何春阳等, 2005; 郁亚娟等, 2007)。当前, 区域系统动力学演化模型的研究表现出宏观化和微观化两个发展方向(郁亚娟等, 2007; 李强和顾朝林, 2015)。近些年来, 从宏观视角出发的SD模型, 用于分析系统的整体发展方向与演化趋势, 在揭示复杂问题本质和产生机理等方

面具有优势, 已经成为区域转型研究模型中的一种新范式(Zhang和Mitsch, 2005; Wang等, 2009; Guo, 2011; He等, 2015)。但SD模型在评估和指导具体的区域调控政策方面尚有待深化, 尤其缺乏对多种政策组合效应的评估, 导致其对实践的指导意义大打折扣(Feng等, 2013; Xu等, 2016)。现有的研究趋势是将多种适应性管理政策情景融入SD模型模拟中。适应性管理政策情景是将多种管理调控政策参数化, 用参数数值定义不同政策偏好, 为适应多种管理需求而构建的多层次、可量化的情景。

如何科学的表述多种管理政策情景是当前此类研究的主要挑战。有学者将政策偏好用具体的政策变量的值来刻画, 例如, 柯文岚等(2013)用行业投资比重、亿元GDP污染排放量等政策变量, 分析了不同环境管理政策背景下的鄂尔多斯市社会生态系统演化; 贾冯睿等(2013)采用煤炭回采率指数分析了资源政策调控下的辽宁抚顺市经济增长情景。这种用控制变量描述抽象的管理政策的方法, 通过对情景的参数化实现了对模糊的引导性政策的定量表达, 具有重要的科学和实践意义。然而, 也存在一定的局限性。首先, 由于当前研究中情景参数的数值设定方法往往偏向于采用专家评判, 主观性偏强, 同时存在情景之间差异小而呈现趋同化; 其次, 复杂系统存在多种临界状态(李双成等, 2010), 情景参数往往不能体现系统的阈值特征, 从而弱化了情景的代表性; 最后, 情景应该与管理实践相对应(Groffman等, 2006), 然而当前情景的含义与管理实践之间联系关系缺乏明确定义, 制约了研究实践意义的发挥。因而, 为更有效的分析和模拟多种综合调控政策的效应, 需要在情景设置中关注不同政策影响的阈值效应, 界定政策的有效调控区间, 充分考虑不同政策的差异性和政策偏好等。

鉴于此, 本研究结合煤炭资源型城市的社会生态系统特点与转型政策类型, 构建了多适应性情景系统动力学模型(Multiple Adaptive Scenarios system Dynamic model, MASD)。MASD通过在系统动力学模型中加入多种政策变量, 并运用政策参数的阈值确定相关政策指标的调控区间, 提取差异化的适应性管理政策情景并进行情景模拟, 克服了现有政策情景设置方法趋同化、代表性不强与实践联系模糊等缺陷, 提升了SD模型在政策偏好及其效用分析方面的能力, 为区域转型管理和决策提供了更有效的研究工具。研究选择典型

的煤炭资源型城市——鄂尔多斯市为案例进行模型应用,旨在深化对煤炭资源型城市的社会生态系统演化机理的认识,运用系统分析方法提高制定区域发展与转型策略的科学性。

2 研究方法、研究区与数据来源

2.1 研究方法

MASD模型的最终目标是对煤炭资源型城市的转型和发展提供政策建议,情景设置是将转型政策与系统动力学模型融合的关键步骤。为将区域未来发展策略抽象成多个政策情景,需要明确两个问题,一是需要考虑哪些调控政策,二是怎样表达多种管理政策情景。

(1) 调控政策的分析应结合煤炭资源型城市特点、区域发展问题和相关政策背景。当前针对煤炭资源型城市转型包括经济调控、资源管理以及综合调控政策等多种调控方式。在经济方面,包括计划经济的滞后效应、管理不完善、技术效率低下和不完备的资源开采政策(Dong等, 2007; Wang等, 2009); 在资源管理方面,关注资源开发的有序管理(Stern, 1995),以及资源开采强度、技术改革、资源开发再规划和资源利用效率提高等调控政策(Hilson和Murck, 2000; Li等, 2013); 综合调控政策是使用多种政策手段平衡经济、环境和社会的需求与矛盾最有效的方式,但其复杂性、模糊性和不确定性给研究者带来了很大难度(Laurence, 2011)。中国大多数煤炭资源型城市的发展问题从根本上源于资源型产业自身的不可持续,因而其转型尤其需要关注如何运用多种资源管理政策进行资源产业内部的升级和改造,同时作为区域发展的瓶颈资源的水资源的利用是资源产业升级和改造的重点,由此,涉及的调控政策包括水资源的分配制度、循环利用和节约用水政策(Liu和Diamond, 2005; Sun等, 2012; Li等, 2013)等。结合以上分析,研究总结资源型城市转型与发展的关键政策,并将其转化为若干政策调控对象,包括:吨煤工业耗水量、城镇人口密度承载力、水资源再生利用率、城市建设用地扩张速率和城镇居民生活耗水量等。依据政策影响机制和要素耦合关系,将政策调控变量加入到系统动力学模型中。

(2) 为精确表达情景特征,研究通过识别政策变量的阈值对情景进行参数化。为了识别阈值,首先对系统动力学进行敏感性分析,寻找到那些引发系统发生

临界变化、敏感化和突变所对应的变量及其数值(即该变量的阈值)。政策变量的阈值往往并不单一,其高值和低值之间的范围就对应了相关政策的有效调控区间。单个变量的数值变化指示某个政策调控的方向。对于连续的常数型政策变量,其数值可以在调控区间内任意调整。同时调整多个政策变量的取值并根据其含义进行组合,则能够反映不同的综合调控政策情景(Chaker等, 2006)。

研究技术路线如图1所示。首先,煤炭资源型城市社会生态系统为一个相对独立的区域系统,将其划分为若干相互联系的子系统并构建系统动力学模型。接下来,依据案例区的历史数据对模型进行测试、反复调试和检验。然后,运用系统敏感性分析识别关键因子和变化阈值构建多适应性情景,并进行多适应性情景系统动力学(MASD)模拟。最后,依据多种情景下系统演化的趋势、波动性和拐点特征进行情景评估和适应性对策优化,总结系统演化规律和政策含义,为资源型城市转型与发展提供“先动态识别阶段,后划定主导政策”的管理对策。

2.2 研究区及数据来源

鄂尔多斯市是中国重要的煤炭能源基地,同时也是世界上典型的生态环境脆弱带(冷疏影, 1994)。1984年中国地质调查数据显示,鄂尔多斯高原储存着近

图1 研究技术路线图

13494万吨煤炭, 占中国煤炭总储量的1/6。从1990年开始, 鄂尔多斯经历了快速的经济发展和、城市扩张和人口迁移过程(Woodworth, 2011), 由能源开采带动的区域经济发展使其成为中国财富最聚集的地区之一(Nelson等, 2007; Woodworth, 2011)。但近些年来, 资源开发对社会、经济、环境的影响日益凸显(Wu和Pauw, 2010; 高瑞忠等, 2012; 张运美, 2013), 鄂尔多斯面临水资源短缺导致的土地退化(蒙古军等, 2011)和超高的生态修复成本(Ding, 2004; Sun等, 2012)等问题更加严峻。因此, 选择鄂尔多斯市作为研究区对分析煤炭资源型城市可持续发展问题具有重要的代表性和现实意义。有关研究数据主要来自《鄂尔多斯市统计年鉴》(1990~2015)、《鄂尔多斯市统计公报》(2007~2015)、《鄂尔多斯市国民经济与社会发展十二五规划》(2011~2015)、《内蒙古自治区水资源公报》(2007~2014)和《中国煤炭工业年鉴》(2013)。建设用地面积和变化速度的数据参考了靳春燕(2014)和蒙古军等(2012)的相关研究成果。个别的缺失数据, 如城市居民生活耗水量、人均建设用地面积等, 依据自治区、省或地区的同类统计数据估算得到。

3 系统动力学模型的构建与检验

本节首先介绍了煤炭资源型城市系统动力学模型的结构与功能, 重点介绍子系统的联系和要素关系。之后, 为证明系统动力学模型的正确性, 对模型进行了检验。作为系统中最为敏感的因子之一, 人口是城市发展进程中最具能动性、最活跃的要素, 其规模和分布特征对于城市可持续发展状态具有重要指示作用。因此, 研究以案例区多年总人口、城镇人口和乡村人口数量的统计数据为依据, 采用历史数据检验方法(钟永光等, 2009), 对煤炭资源型城市社会生态系统动力学模型进行检验。

3.1 系统动力学模型的结构与功能

系统动力学模型一般由变量、流以及变量之间的数量公式构成的(Costanza和Gottlieb, 1998)。变量对应系统变化的影响因素, 流则对应系统中的要素过程, 数量公式表征要素间因果关系。变量可以分为存量、常数变量和中间变量三类。SD模型输入为存量(stock)的初始值和常数变量(constant variable)的数值, 预设中

间变量(auxiliary variable)和流(flow)的数量公式, 输出为在模拟周期内各时间步长(Duration of Time, dt, 本研究中步长为年)时刻的存量、流和变量的模拟值。结合研究区的发展现状及现实问题, 将区域生态系统划分为若干子系统。子系统的划分方法是从“人口”与“资源”相互关系入手, “人口”单列为一个子系统, 再将“资源”按照利用属性划分为土地资源(总量不变)、水资源(可再生)和矿产资源(不可再生)三个子系统, 得到如图2所示的四个子系统: 煤炭资源开采子系统、人口迁移与增长子系统、土地城镇化子系统和水资源利用子系统。每个子系统都以某一“存量”单位为中心, 由多种影响存量的流入和流出的要素关系所控制, 并通过要素之间交互作用实现子系统之间的耦合运行。经济、产业和生产方式等要素关系主要体现在变量相互作用层面上, 无独立的存量单元, 在本研究中暂不单列为子系统。对系统中的38个参数及它们之间的56条联系, 在Stella V10进行可视化建模, 得到如图2所示的煤炭资源型城市社会生态系统动力学模型。对应参数的初始值、名称、单位及赋值依据详见表1。

从图2中可以看出, 煤炭资源型城市社会生态系统变化主要是受到资源的开发与利用、城镇化、人口迁移等过程驱动, 同时, 受到资源有限性、经济供求平衡和生态环境承载力等因果关系的制约。子系统之间的交互耦合关系如图2中彩色的粗箭头显示, 包括: (1) 在煤炭资源开采子系统中, 煤炭开采强度影响人口迁移, 煤炭开采量决定工业用水的消耗量; (2) 在人口迁移与增长子系统中, 城镇人口迁入带来新的用地需求并驱动城市建设用地扩张, 城镇人口数量的增长带来居民生活用水量的增加; (3) 在土地城镇化子系统中, 建设用地面积决定城镇人口密度, 人口密度的变化受人口迁移政策和承载力制约; (4) 在水资源利用子系统中, 工业用水和城镇居民生活用水可经过循环再利用, 生态用水可获得性的降低会加剧土地退化, 水资源短缺会引发城镇人口迁出。

图2中各子系统内部的建模逻辑和变量关系介绍如下:

3.1.1 煤炭资源开采子系统

该子系统模拟了煤炭资源开采量(Coal Extraction)的变化, 其数值等于初始时期开采量与开采强度的乘积, 计算如式(1)所示:

图 2 Stella中的煤炭资源型城市系统动力学模型结构示意图

表 1 系统动力学模型中主要参数信息表^{a)}

子系统	类型	参数名称	变量名称	初始值	单位	描述
I	2	Coal	煤炭存量	1.35×10^{11}	Tons	—
	1	Coal Extraction	煤炭开采量	—	Tons/dt	煤炭资源年度开采量
	4	Coal extraction intensity	煤炭开采强度系数	0.09	—	依据自治区和全市煤炭开采量多年变化数据估算得到指数函数的幂
	4	Coal mine starting delay	开采滞后时间	10	Year	初始设定资源开采在 $T=10$ dt开始
II	2	Population in City	城镇人口数量	1.90×10^5	Person	—
	2	Population in Rural	乡村人口数量	9.80×10^5	Person	初始值为1990年区域人口统计数据
	1	AG out	城乡人口迁移量	—	Person/dt	—
	3	AG population to urban speed	城乡人口迁移速度	—	/dt	—
	4	Birth rate	人口自然出生率	0.010	/dt	介于9.2~13.7‰, 取多年均值
	4	Death rate	人口自然死亡率	0.005	/dt	介于4.5~5.4‰, 取多年均值
	3	Immigration from other city	人口从外部迁入速率	0.014	/dt	—
	3	Immigration policy 0 or 1	人口增长潜力系数	1	—	等于1表示人口仍有增长潜力, 政策开放; 等于0表示开始控制人口迁入, 政策关闭
	1	Immigration to city	城镇人口迁入量	2660	Person/dt	城镇人口自然增长量和人口迁入量的合计
	4	Population capacity	城镇人口密度承载力	500	Person/ km ²	—
	3	Population density	城镇人口密度	—	Person/ km ²	—
	1	Urban death and migration	城镇人口的自然死亡和迁出量	—	Person/dt	—
	3	Out migration ratio	城镇人口迁出速率	—	/dt	—
	2	Water	水资源存量	2.24×10^{10}	Tons	1984年区域地质调查数据显示区域水资源存量为2236亿立方米, 按10%可开采利用率估算水资源存量
III	3	Ecological water available	生态用水可获取量	—	—	工业和生活用水需求满足后的剩余水所占比例
	3	Recycled	水资源回收量	—	Tons/dt	水资源回收再利用量
	4	Reuse rate	水资源循环利用效率	4.3%	/dt	《中国再生水市场分析报告(2013版)》工业和城镇用水循环效率为8.6%, 研究区效率约为全国的一半
	3	Total non AG water need	水资源需求总量	—	Tons	—
	4	Water per coal ton	吨煤工业耗水量	0.43	Tons/Tons	《中国清洁生产规范(HJ446-2008)》
	4	Water per person	居民人均生活用水量	345	Tons/person	—
IV	2	Region Land	区域土地面积	87000	km ²	研究区土地总面积
	2	Urban Area	城市建设用地总面积	625	km ²	模拟初始时期建设用地面积
	3	Ecological landloss rate	生态用地流失速率	—	/dt	—
	4	Land need per	人均城市居民用地需求	1.00×10^{-5}	km ² /person	根据国土资源部下发的《关于加强管控落实最严格耕地保护制度的通知》, 人均城市建设用地目标控制在100m ² 以内
	1	New Urban Area	新增建设面积	—	km ² /dt	—
	4	Urban expanding rate	城市建设用地扩张速率	0.5	/dt	—

a) 第一列表示了参数所属的子系统, 其中I为煤炭资源开采子系统, II为人口迁移与增长子系统, III为水资源利用子系统, IV土地城镇化子系统. 第二列表示了参数的类型, 1表示流, 2表示存量, 3表示中间变量, 4表示常数变量. 为避免变量的英文名称过长, 模型中对部分变量名称进行了缩写, 对应的英文单词: AG为agricultural

$$\begin{aligned} & \text{Coal Extraction} \\ & = \text{Coal extra ini} \times e^{\text{Coal extraction intensity} \times \text{TIME}} \times 10^6, \end{aligned} \quad (1)$$

式中, Coal extra ini表示煤炭资源的初始开采量. 开采强度的计算模型采用了Hubbert等提出的指数增长模型(Hubbert, 1956; Tao和Li, 2007; Brandt, 2007; Lin和Liu, 2010). 该模型中假设模拟开采量与初始开采量的比值呈指数增长, 开采强度系数(Coal extraction intensity)与模拟时间(TIME)的乘积是指数模型的幂. 开采强度系数初始值为0.09, 依据历史时期研究区原煤产量(百万吨)数据进行回归计算得到. 为获取煤炭资源大规模开采前的系统演化背景信息, 也为对不同子系统的变量进行磨合, 模型中设置了模拟预热阶段. 预热阶段中, 煤炭资源的年开采量保持在初始值不变, 之后呈现指数型增长. 模型中增设了煤炭开采滞后时间(Coal Mine starting delay)这一参数指示预热的时间周期.

3.1.2 人口迁移与增长子系统

该子系统模拟了资源经济发展与环境约束条件下的乡村和城镇人口数量变化. 乡村人口数量(Population in Rural)取决于前一时段乡村人口数量(Population in Rural($t-dt$))、人口自然增长量和城乡人口迁移量(AG out), 如式(2)所示

$$\begin{aligned} & \text{Population in Rural}(t) \\ & = \text{Population in rural}(t-dt) \\ & + (\text{Population in Rural} \times (\text{Birthrate} - \text{Deathrate}) \\ & - \text{AG out}) \times dt, \end{aligned} \quad (2)$$

式中, 人口自然增长量等于人口自然增长率(人口出生率(Birth rate)和死亡率(Death rate)的差值)与当年乡村人口数的乘积. 城乡之间的人口迁移是当前中国快速城市化进程中最为典型的人口迁移方式(Zhang和Song, 2003; Michieka和Fletcher, 2012). 城市地区集中的工业和制造业吸引了周边劳动力向城市地区的聚集. 自从研究区经济生产方式转变为矿业依赖性后, 从乡村大规模向城镇的人口迁移趋势变得更加明显. 由此, 城乡人口迁移量(AG out)等于当前人口数量与城乡人口迁移速率(AG population to urban speed)的乘积, 如式(3)所示

$$\begin{aligned} & \text{AG out} = \text{Populaiton in Rural} \\ & \quad \times \text{AG population to urban speed}, \end{aligned} \quad (3)$$

式中, 城乡人口迁移速率是资源经济吸引力的指标, 与资源开采强度和水资源供给量相关.

城镇人口数量(Population in City)变化的则采用式(4)进行计算:

$$\begin{aligned} & \text{Population in City}(t) \\ & = \text{Population in City}(t-dt) \\ & + (\text{Urban birth} + \text{Immigration to city} \\ & - \text{Urban death and migration}) \times dt, \end{aligned} \quad (4)$$

式中, 输入为自然出生人口数(Urban birth)和城镇人口迁入量(Immigration to city), 输出为人口迁出量和自然死亡量. Population in City($t-dt$)为上一时刻城镇人口数量. 自然出生人口数(式(5))为当前城镇人口数与年度人口自然出生率(Birth rate)的乘积.

$$\text{Urban birth} = \text{Population in City} \times \text{Birthrate}, \quad (5)$$

式(4)中的城镇人口迁入量(Immigration to city)来源于两部分, 如式(6)中所示, 一部分源自本地乡村人口受资源经济的吸引向城市的迁移, 用AG out表示(式(3)); 另一部分是从其他地区的人口迁入量, 该迁移方式是否可行直接受到人口迁移政策(Immigration policy 0 or 1)的决定(Feng等, 2013), 当城镇人口密度(Population density)小于人口承载力(Population capacity)时候, 其迁移速率(Immigration from other city)与煤炭开采强度系数(Coal extraction intensity)正相关. 如果人口密度超过承载力, 则Immigration policy 0 or 1数值变为0, 从其他地区的人口迁入运动就发生政策性终止. 城镇人口迁入量计算方法如式(6)所示.

$$\begin{aligned} & \text{Immigration to city} \\ & = \text{AG out} + (\text{Immigration from other city} \\ & \quad \times \text{Population in City}), \end{aligned} \quad (6)$$

式(4)中城镇人口自然死亡和迁出量(Urban death and migration)的计算方法见式(7):

$$\begin{aligned} & \text{Urban death and migration} \\ & = (\text{Population in City} \times \text{Death rate}) \\ & + (\text{Population in City} \times \text{Out migration ratio}), \end{aligned} \quad (7)$$

式中, 人口自然死亡量为当前城镇人口数与自然死亡率(Death rate)的乘积; 城镇人口迁出过程由水资源短缺引发(Zhang和Song, 2003), 数量等于城镇人口迁出速率(Out migration ratio)与当前城镇人口数的乘积.

3.1.3 水资源利用子系统

该子系统模拟了水资源存量的变化, 涉及水资源的消耗、分配和循环利用过程. 水资源存量(Water)的计算方法如式(8)所示:

$$\text{Water}(t) = \text{Water}(t-dt) + (\text{Recycled} - \text{Water out}) \times dt, \quad (8)$$

式中, 输入为循环利用水(Recycled), 输出(Water out)为城市居民生活、生态和资源工业的用水量. 循环利用水量等于水资源循环利用效率(Reuse rate)和非生态用水需求量(Total non AG water need)的乘积, 如式(9)所示

$$\text{Recycled} = \text{Reuse rate} \times \text{Total non AG water need}, \quad (9)$$

式中, 非生态用水需求量等于工业和城镇居民生活用水量之和, 如式(10)所示

$$\begin{aligned} \text{Total non AG water need} \\ = (\text{Water per coal ton} \times \text{Coal Extraction}) \\ + (\text{Water per person} \times \text{Population in City}), \end{aligned} \quad (10)$$

式中, 工业用水量由吨煤工业耗水量(Water per coal ton)和煤炭开采量决定, 生活用水量由人均居民生活用水量(Water per person)和城镇人口数量决定.

3.1.4 土地城镇化子系统

该模块模拟了城市建设用地的扩张过程. 新增建设用地面积(New Urban Area)计算方法如式(11)所示

$$\begin{aligned} \text{New Urban Area} \\ = (\text{Land need per} \times \text{Immigration to city}) \\ + (\text{Urban expanding rate} \times \text{Urban Area}) \\ + (\text{Ecological landloss rate} \times (\text{Region Land} - \text{Urban Area})), \end{aligned} \quad (11)$$

式中, 新增建设用地面积有三种来源. 其一, 新增人口带来的新增建设用地需求, 其面积等于人均用地需求(Land need per)与城镇人口迁入量(Immigration to city)的乘积. 其二, 随着社会经济的发展, 居民对生存空间的需求增加, 带来城市建设用地沿着城市边界的扩张(Tan等, 2005; Woodworth, 2011), 建设用地扩张速率用Urban expanding rate表征, 其数值越大表明政府的建设用地管理政策越宽松, 反之则越集约. 其三, 水资源短缺也会带来城市建设用地的被动增长(Yang和Li, 2000; Wang等, 2002; Wu和Ci, 2002), 生态用水可获得性(Ecological water available)越低生态用地的退化速

率(Ecological landloss rate)越快. 这是因为, 管理者按照部门用水优先度来进行水资源配置, 其中工业用水往往优先于其他部门, 其次是城镇居民生活用水, 最后是生态用水. 这就意味着, 随着城市人口的快速增长和资源开采量的增加, 一旦出现水资源短缺, 首当其冲的是生态用水配置量的缺少, 从而引起生态用地退化的速率加快, 这种问题在干旱和半干旱地区尤为典型(Helldén, 2008; Reynolds等, 2007; 郭明等, 2006).

3.2 模型检验

为检验模型, 首先需要按照当前政策的条件进行基础模拟(Basement Simulation). 基础模拟体现了未进行政策调控的系统演化状态, 也可以称为现状情景, 模拟结果为后文的政策情景模拟提供背景. 基础模拟以现实中的1990年为模拟初始时刻, 其要素的初始值及赋值依据详见表1, 主要政策变量的数值对应表2中的S4情景, 模拟结果如图3a和b所示. 研究区大规模的煤炭资源开采开始于2000年, 模型中变量的时间步长为“年”, 因此, 设定煤炭资源开采滞后时间(Coal mine starting delay)为10dt. 图中横坐标为模拟时间($T=1\sim 50dt$), 纵坐标用不同颜色数字表示了不同参数的数值变化区间. 其中, 图3a显示了乡村人口数量(Population in Rural)、城镇人口数量(Population in City)和城市人口密度(Population density)的变化趋势, 图3b显示了煤炭开采量(Coal Extraction)、水资源存量(Water)和建设用地面积(Urban Area)的数量变化. 基础模拟结果显示, 研究区煤炭开采量峰值出现在2025年($T=35dt$), 水资源在大规模煤炭资源开采后开始快速减少, 且衰减速度逐步加快. 城镇人口数量总体趋势是呈现抛物线型增长, 在水资源枯竭时开始减少. 资源枯竭和城市衰退的风险在未来20~30年后逐渐显现.

图4和5显示了模型检验结果, 图中显示了1949~2020年研究区的总人口、城镇人口和乡村人口数量的统计值(十字星型散点)、规划值(蓝色实心块)和模拟值(实心圆点)的关系. 统计值为《鄂尔多斯市统计年鉴》(1990~2015)中对应的人口统计数据; 规划值为《鄂尔多斯市国民经济与社会发展十二五规划》(2011~2015)中对未来区域人口数量的预期; 统计值和规划值统称为真实值. 模拟值则为本研究构建的SD模型模拟出来的结果. 从1949~2015年鄂尔多斯市

图 3 基础模拟结果

人口数据显示, 城乡人口结构在2000年左右发生转变, 大量人口从乡村迁移到城市, 而且这种迁入量超过了城镇人口的自然增长量。

对比发现, SD模型较好的模拟了资源经济驱动下的城乡人口数量和结构变化。首先, 从人口数量变化看, 总人口数的真实值和模拟值都呈现指数增长方式(图4), 2020年($T=30dt$)城镇人口数的模拟预测值为226万, 稍高于规划预期值的215万。其次, 我们对城乡人口数量的增减趋势进行分析。城乡人口随着资源经济的发展出现此增彼减的“剪刀”型交叉(图5), 这与区域

真实情况一致。最后, 从乡村人口与城镇人口数量的比值变化来看(图5), 在20、30、40dt时刻模型模拟值分别为0.43、0.11和0.03, 而对应时段2010年、2020年和2030年的统计值(或规划值)为0.60、0.12和0.07, 两者十分接近。经检验, 模型满足本研究需求。

4 多适应性情景模拟

4.1 阈值检测和情景设置

为实现对多种政策组合效应的评估, 研究构建了

图4 鄂尔多斯市总人口数真实值与模拟值的对比

图5 鄂尔多斯市城镇和乡村人口数真实值与模拟值的对比

多种适应性管理政策情景, 步骤如下。

(1) 在系统动力学模型中引入多个政策变量, 如图2中红色圆圈标记的变量所示。筛选出5个与区域管理实践联系紧密的政策变量。它们的政策含义分别为: “吨煤工业耗水量”用于指示资源型工业的水资源消耗量的管理政策, 包括提高煤炭开采和洗选技术、提高用水效率和发展节水型下游产业链等具体措施; “城镇人口密度承载力”用于指示对人口的生态承载力管理政策, 包括生态保护、生态用地恢复等影响区域生态系统功能及其安全的管理措施; “水资源再生利用率”用于指示水资源再生利用水平, 包括污水处理、工业用水循环利用等相关措施; “建设用地扩张速率”用于指示区域土地管理政策, 包括土地的集约利用、节约利用和土地整理等方面的规划措施和管理策略;

“城镇居民生活用水量”用于指示针对居民生活的节水政策, 包括通过居民生活方式、市场价格机制和城市节能减排补贴等具体措施。

(2) 运用Stella中的敏感性分析功能识别政策变量的阈值。当其他变量保持在初始状态不变而对某一个变量的赋值进行连续调整, 可以识别出对系统变化特别敏感的数值, 即变量的阈值。依据变量的阈值进行组合设置, 而不是简单的任意组合, 可以构建出更能代表典型系统演化趋势的适应性情景。表2中的政策变量及其阈值分别为: 吨煤工业耗水量(0.43吨/吨)、城镇人口密度承载力(500人/km²)、水资源再生利用率(4.3%/dt)、建设用地扩张速率(0.4/dt)和城镇居民生活用水量(300吨/人)。

(3) 设定备选情景。在阈值识别基础上, 结合相关

表 2 多适应性政策情景设置及参数^{a)}

情景代码	指标名称					政策含义描述	情景优越度
	吨煤工业耗水量(Water per coal ton)	城镇人口密度承载力(Population capacity)	水资源再生利用率(Reuse rate)	建设用地扩张速率(Urban expanding rate)	城镇居民生活用水量(Water per person)		
S1	0.42	400	6%	0.8	300	高效水循环利用和宽松的土地政策	***
S2	0.43	400	5%	0.4	300	高效水循环利用和集约的土地政策	****
S3	0.43	450	4.3%	0.4	160	提高承载力并限制居民生活用水量	***
S4	0.43	500	4.3%	0.5	345	基础模拟情景	**
S5	0.6	800	4.3%	0.8	300	较宽松的人口、土地和工业耗水调控政策情景	*
S6	0.8	500	4.0%	0.4	400	最宽松的水资源利用政策和集约的土地政策	*
阈值	0.43	500	4.3%	0.4	300	-	-
单位	吨/吨	人/km ²	/dt	/dt	吨/人		

a) 所有指标的模拟步长(dt)为年

学者对中国其他煤炭资源型城市的案例研究(姚平等, 2008; 沈镭, 2005; 周勇, 2007), 总结出高于阈值和低于阈值的两组政策变量参考值, 划定相应政策的调控区间. 通过将这些政策因子的阈值、高于阈值的参考值、低于阈值的参考值和案例区现状值进行组合, 可以得到至少4⁵种备选的适应性情景.

(4) 最后, 筛选代表性情景进行政策分析. 将备选的适应性情景采用人工判读方法, 依据其特征曲线的相似性进行情景归类, 得到若干具有不同波动特征和变化趋势的“情景簇”. 每一簇中选出一个代表性情景, 保留指示基础模拟对应的现状情景, 最终筛选出6种代表性情景, 用于指示不同调控政策策略下的系统演化特征(表2中S1~S6).

为了解某项政策对系统行为的影响, 研究按照参数的相似性将这些情景分成三组进行对比分析, 各组情景的含义和内部差异介绍如下:

(1) S1和S2代表了显著提高水资源再生利用效率的发展情景(分别为6%/dt和5%/dt), 差异在于建设用地管理政策力度不同, S1比S2具有显著高于阈值的建设

用地扩张速度(分别为0.8/dt和0.4/dt).

(2) S3和S4代表了两种节约利用水资源的情景. S3代表了在提高当前区域城镇人口承载力的同时, 严格限制居民生活耗水量的发展策略. S4为依据区域发展历史确定的基础模拟情景.

(3) S5和S6代表了较宽松的资源政策情景, 特点是都具有明显高于阈值的吨煤工业耗水量(0.6吨/吨和0.8吨/吨). S5具有明显高于阈值的吨煤工业耗水量、城镇人口密度承载力和城市建设用地扩张速率, 代表了宽松的人口、建设用地和工业耗水量的管理策略. S6具有高吨煤工业耗水量、高城镇居民耗水量、低建设用地扩张速率和最低的水循环利用效率, 代表了采取最宽松的水资源利用政策并组合了集约的建设用地管理政策的发展情景.

4.2 情景模拟

对适应性情景下的系统进行动力学模拟, 可以得到多种变量的变化信息. 为综合反映系统演化特征和情景之间的差异, 研究需要采用某项指标指示系统的

状态变化。在一个城市中,人口是城市化进程中最具能动性、最活跃的要害之一(Champion, 2001; 梁昊光和刘彦随, 2014)。作为重要的人口学特征之一,人口密度是反映区域中资源协调利用和经济发展状况的重要指标,其平稳而持续的增长能够指示城市未来可持续的发展状态(Michieka和Fletcher, 2012)。因而,研究选择城镇人口密度为指标对系统的演化状态进行标记,如图6所示。

对比图6中各曲线的趋势、拐点和波动幅度等特征可以发现,情景之间存在一些共性:在 $T=10dt$ 之前为模型的预热阶段,系统表现平稳;资源经济初期系统经历人口密度快速的增长;在 $T=20dt$ 到 $T=35dt$ 前后经历2次拐点,在多数情景中显示人口密度曲线发生围绕承载力阈值的短周期、小振幅波动;之后,经历增长速度放缓或人口密度下降过程;最后,达到新的稳定状态。这些共性特征可以概括为煤炭资源型城市社会生态系统演化的一般规律。曲线的变化特征则分别预示了系统所经历的资源经济驱动下的城镇人口快速增长、人口迁移政策变化引起的围绕承载力阈值的波动、经济衰退带来的人口增速放缓和资源枯竭导致的人口减少等过程。根据其趋势和拐点将系统演化过程划分为五个阶段:自然增长(natural growth)、加速增长(rapid growth)、波动性稳定增长(oscillation stable)、衰退(fading)和再平衡(rebalance)阶段,分别标记为阶段I、II、III、IV、V,如图7a所示。根据S4情景

中对案例区域现状的模拟,推测研究区正处于加速增长到波动性稳定增长阶段的过渡期。

同时,这些情景曲线也存在一些差异,对比情景模拟结果,可以判断适应性管理政策的优劣,进而为转型策略优化提供依据。如表2中最后一列所示,*号越多表示对应的情景越优越,判断根据如下:

(1) S1的曲线变化最为平稳。高效的水资源循环利用保证了各行业的用水需求,也防止了由于水资源短缺可能引发的城镇人口迁出。但是, S1中过于宽松的土地管理政策造成了土地资源的浪费,在现实中并不可取。相比之下, S2中城市人口经历了最长时间的繁荣,人口密度波动幅度较小,显示了较为稳定的城市发展状态;煤炭资源和水资源存量的枯竭晚于其他情景;衰退阶段表现出较其他情景更为平缓的变化。

(2) S3和S4模拟了两种接近于区域现状的系统发展趋势。在后期的衰退阶段,水资源会成为城市发展的瓶颈资源,导致城镇人口迁出城市,人口密度也急剧下降,系统表现出较高的不稳定性。两者相比, S3采用了严格的节约用水政策,实现了较长时间的区域人口繁荣,比缺乏节水措施的S4优越。

(3) S5和S6的高耗能状态带来区域不可再生资源的快速枯竭,资源经济本应产生的人口与社会效益没有显现。S6曲线的大幅度波动显示了系统的极度不稳定性。

综上所述,从整体来看, S2实现了人口的繁荣和

图6 多适应性情景下的城镇人口密度变化曲线

资源的长效利用,对应的政策组合为最优策略. S6对应的管理策略最不可持续. 因此,通过显著提高水资源再生利用效率,并采用集约的土地利用政策,是煤炭资源型城市可持续发展的最优方案.

4.3 适应性管理对策

对比不同政策情景发现,煤炭资源型城市社会生态系统发展到某一阶段时,会对某一类政策参数的变化尤其敏感,该政策会对当前乃至今后系统的行为产生深刻影响,因此是处于该发展阶段的城镇制定适应性管理对策的重点. 因而我们提出“先动态识别阶段,后划定主导政策”管理策略. 图7b展示了各发展阶段对应的主导政策,其判定依据如下:

(1) 城市建设用地扩张政策是初期(阶段I和阶段II)主导政策之一,该政策的影响在城市发展的后期(阶段IV和V)会集中显现. 对比S1和S2可以发现,前期无约束的建设用地扩张造成土地资源的浪费,在后期城

市会变成人口稀疏的“空城”. 同时,工业用水政策也是该阶段的城镇转型管理的主导性政策. 在阶段II,资源开采量的快速增加导致工业用水量快速增长,并成为区域水资源消耗的最主要部分,此时吨煤工业耗水量越大水资源枯竭越快,继而引发生态缺水和城镇人口迁出等问题.

(2) 城镇人口承载力管理政策、工业用水和生活用水政策在波动稳定期(阶段III)对系统行为产生主导作用. 对比S3和S4可以发现,阶段III中的人口密度围绕承载力水平上下波动. 当城镇人口密度超过人口承载力时,区域间人口迁移量就会受到限制. 因此,处于该阶段的城镇应关注对人口承载力的合理核算,以确定最合理的人口调控规模. 在阶段III,城镇人口基数较大,工业用水和生活用水总量与水循环利用率一起影响阶段III中系统波动的幅度,因而也是该阶段的主导政策.

(3) 在资源经济的衰退期(阶段IV)需要组合水资

图 7 资源型城市社会生态系统发展阶段及主导性政策

源循环利用政策、居民生活用水政策和建设用地扩张政策实现综合调控。S5和S6比其他情景具有更高的人口承载力,但低效的资源利用却增加了资源枯竭和经济衰退的风险,带来人口密度的快速降低。对比S5和S6可以发现,过高估计承载力而不采取有效的资源管理措施,反而造成了人口发展与资源利用的不协调,带来了S6情景所指示的大幅度波动。因此,在前期要做好人口承载力的评估,并制定多种政策的综合调控方案。

需要特别指出的是,水资源作为研究区的瓶颈资源,其调控政策的影响贯穿各系统阶段。S1和S2较其他情景表现出了更稳定而持续的发展形态,既避免了在发展后期出现水资源总量匮乏和结构性缺水等问题,也未出现人口密度值的突变,表明了水资源循环利用效率的提升对改良系统整体行为的重要性。因而,合理调控水资源的开发和利用政策,是推进煤炭资源型城市转型的基本保障。

5 讨论与结论

煤炭资源型城市正面临着多种经济、社会和生态问题,亟需进行发展方式转型。为揭示问题产生的本质并理解相关管理政策的影响机制,本研究提出多适应性情景系统动力学模型,并以鄂尔多斯市为案例区进行了实证研究。针对现有系统动力学模型在政策分析方面的不足,尤其是情景设置缺乏客观依据、情景之间趋同化和政策含义模糊等问题,研究提出了识别政策变量阈值并划定调控区间进而构建多适应性政策情景的方法,在此基础上运行系统动力学的情景模拟,实现了政策影响的分析并提出优化策略。研究结果揭示了煤炭资源型城市发展的阶段性规律,提出用“先动态识别阶段,后划定主导政策”的管理思路指导转型实践。主要结论有:

(1) 研究揭示了煤炭资源型城市社会经济发展的—般性特征,即会依次经历自然增长、加速增长、波动性稳定增长、衰退和再平衡等阶段的发展规律。依据案例分析和动态模拟结果,研究论证并补充了《全国资源型城市可持续发展规划(2013~2020年)》中对资源型城市发展阶段划分的相关结论。

(2) 多适应性情景模拟发现,处于不同发展阶段的城市转型策略中的主导政策存在差异。城市建设用地

扩张政策和城镇人口密度承载力调控政策分别在在自然增长和加速增长阶段、波动稳定阶段对系统行为产生主导影响。在资源经济的衰退阶段,需要组合水资源循环利用政策、居民生活用水政策和建设用地扩张政策实现综合调控。煤炭资源型城市要从根本上提高水资源的循环利用效率,并优化水资源配置结构,避免水资源成为区域经济发展的制约因子,才能实现转型。

(3) 从研究区具体情况来看,其煤炭产量峰值将出现在2025年,在未来20~30年后城市资源和人口的矛盾凸显。研究区若在煤炭资源开采初期(2000~2010年)有序的调控土地城镇化过程,则可以降低或规避资源型经济衰退时出现“鬼城”或“空城”的风险。当前社会经济发展正处于加速增长到波动性稳定增长阶段的过渡期。建议现阶段的区域管理政策重点是发展节水型工业,并依据城镇人口承载力来调控人口规模。

MASD模型的推广应用意义在于:首先,通过系统动力学建模深化了对煤炭资源型城市社会生态系统特有属性的理解,所构建的模型可根据不同研究区的特征进行调整和复用;其次,通过识别政策变量的阈值结合变量调控区间构建政策情景的方法,提高了情景设置的科学性,可用于其他评估多政策组合效应的研究中;最后,研究得到的有关资源型城市阶段性规律和各阶段主导政策等结论,对指导其他类型资源型城市的发展规划也具有适用性。

研究也存在一些不足,主要有:第一、分析的时间尺度及步长尚需进一步精确,当前研究受到统计数据采集时间的制约,模拟时间步长为“年”,从而难以评估和模拟短时间发酵的系统过程,对系统要素过程的滞后效应也未能深入分析,未来可通过时空插值等方法提高模拟的时间精度。第二、现阶段研究对多情景模拟结果的展示和评判采用了单指标分析方法,可研发综合性的评价指标作为分析系统特征的依据,并在此基础上构建指标动态变化的特征函数,进行定量化的情景优劣评价。第三、当前研究中政策变量多设定为常数形式,而现实中管理者会适时调整而很难保持政策恒定,当前模型忽略了在管理实践中政策的实施力度的变化,未来将研发政策变量的实施过程模型,增强模拟的仿真效果。未来MASD的开发前景在于开展多案例实验,拓展其与空间模型的融合等。

参考文献

- 安贵鑫, 张在旭, 付峰. 2010. 基于SD的石油资源型城市协调发展研究——以东营市为例. *资源与产业*, 12: 8–16
- 高瑞忠, 李和平, 格日乐, 佟长福, 王冠宇. 2012. 鄂尔多斯市区域水资源与社会经济发展协调度分析. *水资源保护*, 28: 82–85
- 郭明, 肖笃宁, 李新. 2006. 黑河流域酒泉绿洲景观生态安全格局分析. *生态学报*, 26: 457–466
- 何春阳, 史培军, 陈晋, 潘耀忠, 李晓兵, 李京, 李月臣, 李景刚. 2005. 基于系统动力学模型和元胞自动机模型的土地利用情景模型研究. *中国科学D辑: 地球科学*, 5: 464–473
- 贾冯睿, 吴明, 王雷. 2013. 资源型城市复杂因素耦合的系统动力学分析. *环境科学与技术*, 4: 177–181
- 靳春燕, 喜军, 鲁丽波, 徐艳红. 2014. 鄂尔多斯市土地利用类型动态变化研究及其驱动力分析. *西部资源*, (6): 93–95
- 梁昊光, 刘彦随. 2014. 北京市人口时空变化与情景预测研究. *地理学报*, 69: 1487–1495
- 柯文岚, 沙景华, 闫晶晶. 2013. 基于系统动力学的鄂尔多斯市生态经济系统均衡发展研究. *资源与产业*, 15: 19–26
- 冷疏影. 1994. 人类活动对鄂尔多斯环境退化的影响. *干旱区资源与环境*, 8: 44–52
- 李强, 顾朝林. 2015. 城市公共安全响应动态地理模拟研究. *中国科学D辑: 地球科学*, 45: 290–304
- 李双成, 王羊, 蔡运龙. 2010. 复杂性科学视角下的地理学研究范式转型. *地理学报*, 65: 1315–1324
- 陆大道. 2014. 统筹兼顾全面部署资源型城市可持续发展迈入新阶段——《全国资源型城市可持续发展规划》专家解读之一. *国土资源*, 1: 10–11
- 蒙古军, 赵春红, 刘明达. 2011. 基于土地利用变化的区域生态安全评价——以鄂尔多斯市为例. *自然资源学报*, 26: 578–590
- 蒙古军, 朱利凯, 杨倩, 毛熙彦. 2012. 鄂尔多斯市土地利用生态安全格局构建. *生态学报*, 32: 6755–6766
- 沈镭. 2005. 我国资源型城市转型的理论与案例研究. 博士学位论文. 北京: 中国科学院研究生院
- 汤万金, 高林, 吴刚, 李祥仪. 2000. 矿区可持续发展系统动力学模拟与调控. *生态学报*, 20: 20–27
- 王帮俊, 周敏, 吉峰. 2009. 系统动力学视角下的资源型城市经济增长机制与可持续发展分析. *中国矿业大学学报(社会科学版)*, 11: 71–75
- 王其藩. 1993. 系统动力学. 北京: 清华大学出版社
- 姚平, 孙璐, 梁静国, 陈培友. 2008. 煤炭城市可持续发展的系统动力学模拟与调控. *数学的实践与认识*, 38: 301–316
- 郁亚娟, 郭怀成, 刘永, 黄凯, 王真. 2007. 城市生态系统的动力学演化模型研究进展. *生态学报*, 27: 2604–2614
- 张运美. 2013. 资源型城市转型中的政府政策支持研究. 硕士学位论文. 长春: 东北师范大学
- 周勇. 2007. 我国资源型城市产业转型模式研究. 硕士学位论文. 北京: 首都经济贸易大学
- 钟永光, 贾晓菁, 李旭. 2009. 系统动力学. 北京: 科学出版社
- Brandt A R. 2007. Testing Hubbert. *Energ Policy*, 35: 3074–3088
- Brassil C E. 2001. Mean time to extinction of a metapopulation with an Allee effect. *Ecol Model*, 143: 9–16
- Chaker A, El-Fadl K, Chamas L, Hatjian B. 2006. A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries. *Environ Impact Assess Rev*, 26: 15–56
- Champion A G. 2001. A changing demographic regime and evolving polycentric urban regions: Consequences for the size, composition and distribution of city populations. *Urban Stud*, 38: 657–677
- Costanza R, Gottlieb S. 1998. Modelling ecological and economic systems with STELLA: Part II. *Ecol Model*, 112: 81–84
- Costanza R, Voinov A. 2001. Modeling ecological and economic systems with STELLA: Part III. *Ecol Model*, 143: 1–7
- Crompton P, Wu Y. 2005. Energy consumption in China: Past trends and future directions. *Energ Econ*, 27: 195–208
- Dietz T, Rosa E.A, York R. 2009. Environmentally efficient well-being: Rethinking sustainability as the relationship between human well-being and environmental impacts. *Hum Ecol Rev*, 16: 114–123
- Ding C. 2004. Farmland Preservation in China. *Land Lines Article*, 16: 9–11
- Dong S C, Li Z H, Li B, Xue M. 2007. Problems and strategies of industrial transformation of China's resource-based cities. *China Popul Resour Environ*, 17: 12–17
- Feng X, Qiu G. 2008. Mercury pollution in Guizhou, southwestern China—An overview. *Sci Total Environ*, 400: 227–237
- Feng Y Y, Chen S Q, Zhang L X. 2013. System dynamics modeling for urban energy consumption and CO₂ emissions: A case study of Beijing, China. *Ecol Model*, 252: 44–52
- Groffman P M, Baron J S, Blett T, Gold A J, Goodman I, Gunderson L H, Levinson B M, Palmer M A, Paerl H W, Peterson G D, Poff N L R, Rejeski D W, Reynolds J F, Turner M G, Weathers K C, Wiens J. 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*, 9: 1–13
- Guo L. 2011. The sustainable development system structural model of Shaanxi coal industry. *J Sustain Develop*, 5: 128
- He C Y, Zhao Y, Huang Q X, Zhang Q, Zhang D. 2015. Alternative future analysis for assessing the potential impact of climate change on urban landscape dynamics. *Sci Total Environ*, 532: 48–60
- Helldén U. 2008. A coupled human-environment model for desertification simulation and impact studies. *Glob Planet Change*, 64: 158–168
- Hilson G, Murck B. 2000. Sustainable development in the mining in-

- dustry: Clarifying the corporate perspective. *Resources Policy*, 26: 227–238
- Hubbert M K. 1956. Nuclear energy and the fossil fuels. In: Meeting of the Southern District, Division of Production, American Petroleum Institute. San Antonio: Shell Development Company
- Laurence D. 2011. Establishing a sustainable mining operation: An overview. *J Clean Prod*, 19: 278–284
- Li H, Long R, Chen H. 2013. Economic transition policies in Chinese resource-based cities: An overview of government efforts. *Energ Policy*, 55: 251–260
- Li M. 2012. Peak energy, climate change, and limits to China's economic growth. *Chinese Econ*, 45: 74–92
- Lin B Q, Liu J H. 2010. Estimating coal production peak and trends of coal imports in China. *Energ Policy*, 38: 512–519
- Liu J, Diamond J. 2005. China's environment in a globalizing world. *Nature*, 435: 1179–1186
- Martinet V, Doyen L. 2007. Sustainability of an economy with an exhaustible resource: A viable control approach. *Resour Energ Econ*, 29: 17–39
- Michieka N M, Fletcher J J. 2012. An investigation of the role of China's urban population on coal consumption. *Energ Policy*, 48: 668–676
- Nelson D R, Adger W N, Brown K. 2007. Adaptation to environmental change: Contributions of a resilience framework. *Annu Rev Environ Resour*, 32: 395–419
- Reynolds J F, Smith D M S, Lambin E F, Turner B L, Mortimore M, Batterbury S P J, Downing T E, Dowlatabadi H, Fernández R J, Herrick J E, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre F T, Ayarza M, Walker B. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*, 316: 847–851
- Shealy M, Dorian J P. 2010. Growing Chinese coal use: Dramatic resource and environmental implications. *Energ Policy*, 38: 2116–2122
- Shen L, Gao T M, Cheng X. 2011. China's coal policy since 1979: A brief overview. *Energ Policy*, 40: 274–281
- Stern D I. 1995. The contribution of the mining sector to sustainability in developing countries. *Ecol Econ*, 13: 53–63
- Sun G D. 2010. Coal in China: Resources, uses, and advanced coal technologies. In: Coal Initiative Reports White Paper Series. Pew Center on Global Climate Change, Arlington
- Sun W, Wu Q, Dong D, Jiao J. 2012. Avoiding coal-water conflicts during the development of China's large coal-producing regions. *Mine Water Environ*, 31: 74–78
- Tan M, Li X, Xie H, Lu C. 2005. Urban land expansion and arable land loss in China—A case study of Beijing-Tianjin-Hebei region. *Land Use Policy*, 22: 187–196
- Tao Z, Li M. 2007. What is the limit of Chinese coal supplies—A STELLA model of Hubbert Peak. *Energ Policy*, 35: 3145–3154
- Turner B L, Matson P A, McCarthy J J, Corell R W, Christensen L, Eckley N, Hovelsrud-Broda G K, Kasperson J X, Kasperson R E, Luers A, Martello M L, Mathiesen S, Naylor R, Polsky C, Pulsipher A, Schiller A, Selin H, Tyler N. 2003. Illustrating the coupled human-environment system for vulnerability analysis: Three case studies. *Proc Natl Acad Sci USA*, 100: 8080–8085
- Wang B J, Zhou M, Ji F. 2009. Analyzing on the selecting behavior of mining cities' industrial transition based on the viewpoint of sustainable development: A perspective of evolutionary game. In: Ge S, Liu J, Guo C, eds. *Procedia Earth and Planetary Science*. International Conference on Mining Science and Technology, Xuzhou. 1: 1647–1653
- Wang J, Feng L, Tverberg G E. 2013. An analysis of China's coal supply and its impact on China's future economic growth. *Energ Policy*, 57: 542–551
- Wang T, Zhu Z, Wu W. 2002. Sandy desertification in the north of China. *Sci China Ser D-Earth Sci*, 45: 23–34
- Woodworth M D. 2011. Frontier boomtown urbanism in Ordos, Inner Mongolia Autonomous Region. *Cross-Currents*, 1: 127–153
- Wu B, Ci L J. 2002. Landscape change and desertification development in the Mu Us Sandland, Northern China. *J Arid Environ*, 50: 429–444
- Wu W, Pauw E. 2010. Policy impacts on land degradation: Evidence revealed by remote sensing in Western Ordos, China. In: Zdruli P, Pagliai M, Kapur S, Faz Cano A, eds. *Land Degradation and Desertification: Assessment, Mitigation and Remediation*. Netherlands: Springer. 219–233
- Xu D Y, Song A, Tong H F, Ren H Y, Hu Y F, Shao Q Q. 2016. A spatial system dynamic model for regional desertification simulation—A case study of Ordos, China. *Environ Modell Softw*, 3: 179–192
- Yang H, Li X. 2000. Cultivated land and food supply in China. *Land Use Policy*, 17: 73–88
- Yao D X, Meng J, Zhang Z G. 2010. Heavy metal pollution and potential ecological risk in reclaimed soils in Huainan mining area. *J Coal Sci Eng China*, 16: 316–319
- Yu J, Zhang Z, Zhou Y. 2008. The sustainability of China's major mining cities. *Resour Policy*, 33: 12–22
- Zhang K H, Song S. 2003. Rural-urban migration and urbanization in China: Evidence from time-series and cross-section analyses. *China Econ Rev*, 14: 386–400
- Zhang L, Mitsch W J. 2005. Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: An integrated system approach. *Environ Model Softw*, 20: 935–946