

韩剑宏, 杜方圆, 李卫平, 等. 黄河湿地(小白河片区)土壤重金属风险评价[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(7): 239–243.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.07.063

黄河湿地(小白河片区)土壤重金属风险评价

韩剑宏¹, 杜方圆¹, 李卫平¹, 高静滢¹, 王晓云¹, 鲍交琦², 樊爱萍²

(1. 内蒙古科技大学能源与环境学院, 内蒙古包头 014010; 2. 包头市黄河湿地管理中心, 内蒙古包头 014010)

摘要: 为了加强包头黄河湿地生态系统的保护和管理, 测定了黄河湿地小白河片区土壤中 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的含量, 采用地累积指数和潜在生态危害指数法对湿地土壤重金属污染环境质量和潜在生态风险进行了评价, 并采用相关分析和因子分析对湿地重金属的来源进行了初步的探讨。结果表明, 黄河湿地小白河土壤 7 种重金属平均含量 $Zn > Cr > As > Pb > Ni > Cu > Cd$ 。湿地土壤重金属污染环境质量和生态风险评价结果显示, 多种重金属为中度和偏中度污染, 黄河湿地土壤重金属潜在生态风险为中等。最后, 讨论了黄河湿地小白河片区土壤重金属的可能来源, 表明湿地重金属主要来源于人为影响因素。

关键词: 黄河湿地; 重金属; 因子分析; 地累积指数评价; 潜在生态风险评价

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)07-0239-04

湿地土壤中往往含有毒性较强的 Cd、Cu、Cr、Pb、Zn 等重金属, 其富集对环境变化具有重要的指示意义。在人类活动频繁的白洋淀和洞庭湖湿地, 湿地土壤中重金属超过其土壤背景值或土壤质量标准, Cd、Cr 污染较为严重^[1-2], 人为干扰较小的青海湖和西溪湿地土壤重金属污染相对较轻^[3-4], 生态环境良好。

内蒙古包头黄河湿地地处我国寒区、干旱半干旱区, 是包头市乃至西北寒旱地区 1 个得天独厚宝贵的自然资源。目前, 对于黄河湿地土壤的研究还有所欠缺, 因此, 该研究加强对湿地土壤重金属的研究, 以期为湿地的生态环境的保护提供理论依据, 对湿地科学发展具有重要意义。

1 数据与方法

1.1 采样与样品分析方法

内蒙古包头黄河湿地(图 1)位于包头市南侧, 黄河北岸, 由昭君岛、小白河、南海子、共中海和敕勒川 5 个片区组成, 总面积 12 222 hm²。其中, 小白河片区西起昆都仑河东岸、南至黄河中心线、东至画匠营子水源地保护区东界、北至小白河应急分洪区现状水域北界及分洪区内岛屿南侧, 总面积 2 257 hm²。

2015 年 5 月, 该研究以黄河湿地的小白河片区(图 2)为主要研究对象, 自西向东分布了 10 个样方(S1~S10), 每个样方按网格布点选取了 5 个点位, 并将 5 个点位 0~20 cm 和 20~40 cm 土层的土壤分别混合均匀、装袋、做好标记。

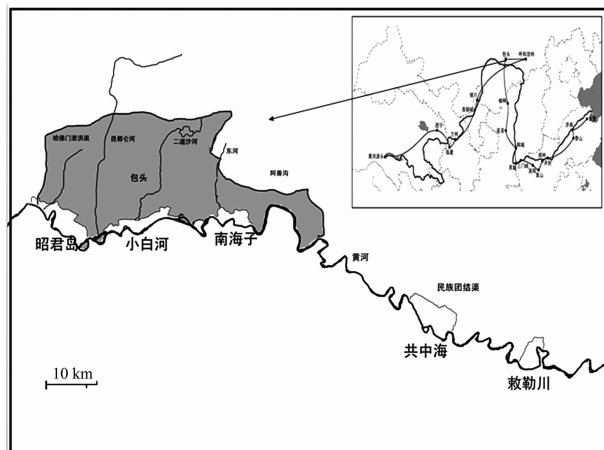


图1 黄河湿地包头段地理位置与区域

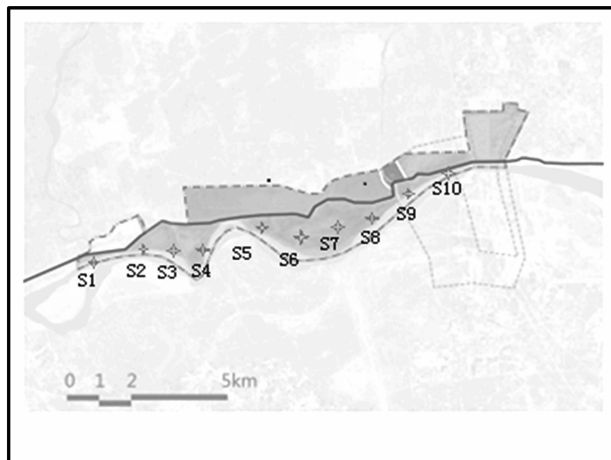


图2 黄河湿地小白河片区区域

收稿日期: 2016-02-26

基金项目: 国家自然科学基金(编号: 41263010); 内蒙古包头黄河湿地生态系统国家定位观测研究站补助(编号: 2015-LYPT-DW-037)。

作者简介: 韩剑宏(1966—), 女, 内蒙古丰镇人, 博士, 教授, 从事土壤修复研究。E-mail: hjhlpm@163.com。

通信作者: 李卫平, 博士, 副教授, 从事湿地生态修复研究。E-mail: sjlwp@163.com。

将土壤自然风干、磨碎、过筛。参照《土壤农化分析》方法^[5]消解土壤, 并采用 ICP-AES 测量 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni、As 这 7 种重金属元素的含量。应用统计分析软件 SPSS 和 Excel 对 Cu、Zn、Pb、Cr、Cd、Ni、As 这 7 种土壤重金属元素含量

进行描述性统计分析;运用地累积指数评价法、潜在生态风险评价法分别定量的描述黄河湿地土壤重金属污染超标的程度和对生物危害程度;利用相关分析和因子分析探讨重金属的来源。

1.2 土壤重金属污染地累积方法和潜在生态风险评价方法

为了更好的描述重金属污染的水平及生态风险,采用 2 种方法进行综合评价,以便相互补充和借鉴,使评价结果更符合实际情况。

1.2.1 地累积指数评价法 地累积指数评价法(geoaccumulation index, I_{geo}),是科学家 Muller 提出的一种研究水环境沉积物中重金属污染的定量指标^[6]。地累积指数法实质是以现在的重金属含量除去相应的天然含量或背景含量,从而得到因人为活动而造成的金属总富集程度^[7]。其公式为:

$$I_{geo} = \log_2 C_n / KB_n; \tag{1}$$

式中: I_{geo} 为地质累积指数; C_n 为某元素 n 在灰尘及土壤中的实测含量值,mg/kg; B_n 为沉积岩中的地球化学背景值,mg/kg; K 为修正指数,一般为 1.5。按受污染程度强弱,将地质累积指数分为 7 个级别(表 1)。

1.2.2 潜在生态危害指数法 生态风险指 1 个种群、生态系统或整个景观的正常功能受到外界胁迫,是其在目前和将来的健康状况、结构、生产力、经济价值和美学价值受到影响的可能性及其程度^[8]。瑞典科学家 Hakanson 提出采用潜在生

表 1 土壤重金属地质累计指数及污染级别

污染程度	I_{geo}	级别
清洁	≤ 0	0
轻度污染	$> 0 \sim 1$	1
偏中度污染	$> 1 \sim 2$	2
中度污染	$> 2 \sim 3$	3
偏重度污染	$> 3 \sim 4$	4
重度污染	$> 4 \sim 5$	5
严重污染	> 5	6

态危害指数法对重金属进行评价(表 2)^[9]。该方法作为国际上土壤(沉积物)中重金属研究的先进方法之一,采用具有可比的、等价属性指数分级法进行评价来划分出重金属潜在危害的程度。其公式为:

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i; \tag{2}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_f^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_r^i \div C_n^i. \tag{3}$$

式中: C_f^i 为重金属的富集系数, $C_f^i = C_r^i \div C_n^i$; C_r^i 为第 i 个采样点土壤单元素含量实测值; C_n^i 为参比值; E_r^i 为重金属的潜在生态危害系数; RI 为潜在生态危害指数; T_r^i 为重金属 i 的毒性系数(经 Hakanson 研究^[9],有关重金属元素毒性系数为 As = 10、Cd = 30、Cr = 2、Cu = 5、Ni = 5、Pb = 5、Zn = 1)。

表 2 土壤重金属潜在生态风险因子及潜在生态风险指数

潜在生态风险因子		潜在生态风险指数	
单一金属的阈值区间	风险因子程度分级	6 种金属的阈值区间	风险指数程度分级
$E_r^i < 40$	I 生态轻微危害	RI < 150	A 低
$40 \leq E_r^i < 80$	II 生态危害中等	$150 \leq RI < 300$	B 中等
$80 \leq E_r^i < 160$	III 生态危害较强		
$160 \leq E_r^i < 320$	IV 生态危害强	$300 \leq RI < 600$	C 高
≥ 320	V 生态危害很强	$RI \geq 600$	D 极高

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量

对黄河湿地小白河片区 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土层的 7 种重金属元素进行监测,结果见表 3。

由表 3 可知,0 ~ 20 cm 的土壤重金属含量高于 20 ~

40 cm 土壤含量,重金属受人为干扰较强^[2]。其中 As 含量高于国家三级标准,Cd 含量、表层 Pb 含量、Zn 含量高于国家一级标准,Cr 含量、表层 Ni 含量、下层 Pb 高于背景值低于国家一级标准值,Cu 含量、下层 Ni 含量低于背景值^[11-12]。7 种重金属含量从大到小的顺序为 Zn > Cr > As > Pb > Ni > Cu > Cd。

表 3 小白河片区土壤重金属含量

元素	土壤重金属含量		河套地区背景值	一级标准	mg/kg	
	0 ~ 20 cm	20 ~ 40 cm			二级(pH 值 > 7.5)	三级
As	48.71 ± 7.74	39.55 ± 5.20	9.68	15	20	30
Cd	0.44 ± 0.04	0.40 ± 0.04	0.12	0.2	1	
Cr	66.66 ± 4.36	63.77 ± 2.58	56.4	90	350	400
Cu	18.15 ± 2.18	15.35 ± 2.61	19.17	35	100	400
Ni	28.59 ± 4.16	23.56 ± 3.51	24.5	40	60	200
Pb	37.05 ± 1.82	34.92 ± 1.95	18.67	35	350	500
Zn	214.46 ± 55.11	181.17 ± 37.21	55.68	100	300	500

注:国家一级至三级标准为 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》^[10]。

2.2 地累积指数评价和潜在生态风险评价

潜在生态风险评价与地累积指数法相互补充和借鉴,以求进一步的完善^[13]。采用双重评价标准^[14]进行生态风险评价,综合分析湿地土壤重金属污染情况。

2.2.1 地累积指数评价 根据污染指数评价公式(1)及河

套地区土壤背景值和我国 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》的一级自然背景值,对黄河湿地小白河片区 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土壤层次重金属含量进行地累积指数评价,结果见表 4。

从研究区域各重金属的 I_{geo} 总平均值看,0 ~ 20 cm 土层

表 4 湿地土壤重金属地累积指数与污染程度

元素	0 ~ 20 cm		20 ~ 40 cm	
	I_{geo}	类别	I_{geo}	类别
As	2.33	中度	2.03	中度
Cd	1.93	偏中度	1.77	偏中度
Cr	0.24	轻微	0.18	轻微
Cu	-0.08	未	-0.32	未
Ni	0.22	轻微	-0.06	未
Pb	0.99	轻微	0.9	轻微
Zn	1.95	偏中度	1.7	偏中度

中重金属元素 Cu 无污染,Cr、Ni、Pb 为轻微污染,Cd、Zn 为偏中度污染,As 为中度污染;在 20 ~ 40 cm 土层,Cu、Ni 属无污染水平,Cr、Pb 属轻污染水平,Cd、Zn 属偏中度污染水平,As 属于中度污染水平。

从元素的平均地累积指数来看,0 ~ 20 cm 土层的重金属污染程度为 As > Zn > Cd > Pb > Cr > Ni > Cu,20 ~ 40 cm 土层的重金属污染程度为 As > Cd > Zn > Pb > Cr > Ni > Cu。并且 0 ~ 20 cm 土壤各种重金属元素地累积指数均高于 20 ~ 40 cm 土层中的地累积指数,进一步表明表层土壤中重金属污染程度要高。

2.2.2 潜在生态风险指数评价法 根据污染指数评价公式(2)和(3)及河套地区土壤背景值和我国 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》的一级自然背景值,对黄河湿地小白河片区 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 土壤层次的重金属含量进行潜在生态风险指数评价,结果见表 5。

根据表 5 可知,在 0 ~ 20、20 ~ 40 cm 土壤层次中,重金属 Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的潜在生态风险系数都小于 40,属于轻微生态危害;重金属 As 的潜在生态风险系数均大于 40,属于中等生态危害;重金属 Cd 潜在生态风险系数均大于 80,属于较强的生态危害。由以上对潜在危害

表 5 湿地土壤重金属潜在生态危害系数及潜在生态危害指数

元素	0 ~ 20 cm		20 ~ 40 cm	
	E_r^i	级别	E_r^i	级别
As	50.32	Ⅱ	40.86	Ⅱ
Cd	114.12	Ⅲ	102.64	Ⅲ
Cr	2.36	I	2.26	I
Cu	4.73	I	4	I
Ni	5.83	I	4.81	I
Pb	9.92	I	9.35	I
Zn	3.85	I	3.25	I
RI	191.14	B 中等	167.17	B 中等

系数分析可得,黄河湿地的小白河湿地片区土壤中重金属构成的潜在生态危害影响程度依次为 Cd > As > Pb > Ni > Cu > Zn > Cr。由表 5 可知,重金属元素在 0 ~ 20 cm 土壤层中构成的潜在生态危害程度比在 20 ~ 40 cm 土壤层中稍高,进一步说明表层土壤受到的污染相比而言较为严重。由潜在生态危害指数可知湿地土壤整体呈中等生态危害水平。

3 讨论

3.1 相关分析

当湿地土壤中重金属元素来源相同或者相似时,其中的各个元素具有显著的相关性。通过对重金属元素及其土壤理化性质等参数之间的相关分析,可以判别湿地土壤重金属来源及其重金属元素含量变化的影响因素。相关系数越大,说明各组数据之间的关系越密切,各元素分布或来源越相近,说明可能来源相同或者不同重金属元素的污染程度相似^[15-16]。

本研究分别对黄河湿地小白河片区土壤中 0 ~ 20、20 ~ 40 cm 土层中不同重金属元素(As、Cd、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr)的含量间进行相关分析,结果见表 6。

表 6 湿地土壤重金属间的相关性

土壤层次	元素	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0 ~ 20 cm	As	1.000						
	Cd	0.962 **	1.000					
	Cr	0.254 *	0.192	1.000				
	Cu	0.348 **	0.394 **	0.014	1.000			
	Ni	0.481 **	0.421 **	0.407 **	-0.03.	1.000		
	Pb	0.692 **	0.735 **	0.221	0.123	0.377 **	1.000	
	Zn	0.969 **	0.981 **	0.198	0.378 **	0.380 **	0.653 **	1.000
20 ~ 40 cm	As	1.000						
	Cd	0.991 **	1.000					
	Cr	0.452	0.347	1.000				
	Cu	0.286	0.391	-0.421	1.000			
	Ni	0.469	0.367	0.724	-0.460	1.000		
	Pb	0.941 **	0.898 *	0.657	0.044	0.713	1.000	
	Zn	0.983 **	0.996 *	0.330	0.397	0.302	0.872 *	1.000

注:**表示在 0.01 水平(双侧)上极显著相关;*表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

0 ~ 20 cm 土层中 As 与 Cd、Pb、Zn 具有较好的相关性,说明 As、Cd、Pb、Zn 具有相同的来源;Cd 与 Cu、Ni、Pb、Zn 相关性较好,湿地土壤中 Cd 主要来源于周围生活区垃圾随意倾倒^[17];Cr 与 Ni 具有相关性,有研究表明 Ni、Cr、Cu 来源于母质^[7,18],Cu 与 Zn 相关性较好,Pb、Cu、Zn 的分布与汽车活动数据是相关的^[2],说明此区域受人类活动的影响较大。Ni 与 Pb、Zn 具有较好的相关性,说明 Ni、Pb、Zn 具有相同的来源,

而旅游活动是土壤中 Ni、Zn 的重要来源^[7],并有研究表明扎龙湿地东部土壤中 Pb 含量较高与其生态旅游开发密不可分^[19]。20 ~ 40 cm 土层中 As 与 Cd、Pb、Zn 具有极显著相关性,与表层土壤中重金属来源相似。

3.2 因子分析

因子分析是基于变量之间的相关性,通过 1 种降维的方法进行简单化得到综合指标(综合指标是原来多个变量的线

性相关组合)。这种综合指标也可用来反映原来的观察指标信息^[20-22]。因子分析可判别重金属来源,并采用正交旋转来突出影响重金属来源的主要因子。本研究分别对 0~20 cm

和 20~40 cm 土层的重金属进行因子分析,其特征值和因子载荷,见表 7、表 8。

表 7 土壤重金属含量因子特征值

土层	因子	初始特征值			旋转平方和载入			提取平方和载入		
		合计	方差 (%)	累积 (%)	合计	方差 (%)	累积 (%)	合计	方差 (%)	累积 (%)
0~20 cm	1	3.981	56.874	56.874	3.981	56.874	56.874	3.678	52.543	52.543
	2	1.253	17.905	74.779	1.253	17.905	74.779	1.557	22.236	74.779
20~40 cm	1	4.468	63.831	63.831	4.468	63.831	63.831	4.123	58.894	58.894
	2	1.983	28.325	92.155	1.983	28.325	92.155	2.328	33.261	92.155

表 8 土壤重金属含量因子载荷

成分	0~20 cm				20~40 cm			
	旋转前		旋转后		旋转前		旋转后	
	因子 1	因子 2	因子 1	因子 2	因子 1	因子 2	因子 1	因子 2
As	0.969	-0.074	0.938	0.253	0.977	0.190	0.978	0.188
Cd	0.971	-0.159	0.969	0.173	0.945	0.313	0.994	0.062
Cr	0.344	0.673	0.100	0.749	0.610	-0.654	0.322	0.834
Cu	0.390	-0.607	0.570	-0.442	0.149	0.911	0.478	-0.790
Ni	0.557	0.604	0.324	0.755	0.624	-0.678	0.326	0.862
Pb	0.784	0.078	0.714	0.335	0.989	-0.115	0.874	0.476
Zn	0.950	-0.174	0.954	0.152	0.927	0.344	0.988	0.027

对黄河湿地小白河片区 0~20 cm 土壤样品中 7 个指标进行因子分析,提取的 2 个因子解释了总方差的 74.779%。由表 8 可知,As、Cd、Pb、Zn 在因子 1 中占了较大的因子载荷;并由表 3 可知,Cd、Pb、Zn 高于国家一级标准,As 高于国家三级标准,并且 As、Cd、Zn 具有中度或偏中度的污染,而 As、Cd 分别具有中等和较强的生态危害。Pb 常被作为机动车污染源的标志元素^[23],Zn 作为 1 种添加剂被广泛的应用于汽车轮胎中^[24],所以因子 1 为人为污染源。Cr、Cu、Ni 在因子 2 中占主要因子载荷,属于自然因子^[7,18]。

同样对 20~40 cm 土层的 7 个指标进行因子分析,提取的 2 个因子解释了总方差的 92.115%。结果与表层土壤结果类似,因子 1 为人为污染源,因子 2 受地球化学成因影响。

综上分析,黄河湿地小白河片区土壤重金属既受自然因子限制,也受人为因素的干扰,且以人为因素占主要部分,尤其是金属 As 为中度污染,中等生态危害。Cd 为偏中度污染,具有较强的生态危害。因此,湿地部门应加强对金属元素 As 和 Cd 的防治和治理。

4 结论

(1)黄河湿地小白河片区土壤中重金属含量为 Zn>Cr>As>Pb>Ni>Cu>Cd,其中 As 超过国家三级标准,0~20 cm 土层重金属元素的含量高于 20~40 cm 土层;(2)土壤中 As 为中度污染且中等生态危害,Cd 为偏中度污染且具有较强的生态危害,Zn 为偏中度污染具有轻微生态危害,其余 5 种金属元素污染及危害程度较低;(3)土壤重金属间具有较好的相关性,说明来源基本一致,有人为污染源和自然因子,其中以人为污染因子占主要部分。

参考文献:

[1]Su L, Liu J, Christensen P. Spatial distribution and ecological risk

assessment of metals in sediments of Baiyangdian wetland ecosystem [J]. Ecotoxicology,2011,20(5): 1107-1116.
[2]王 宏. 东洞庭湖湿地土壤重金属的分布特征及风险评价[D]. 长沙:湖南师范大学,2012:42-51.
[3]杨 龙,陈克龙,曹生奎,等. 青海湖典型湿地土壤重金属分布特征[J]. 湿地科学与管理,2012,8(1):30-33.
[4]邵学新,吴 明,蒋科毅. 西溪湿地土壤重金属分布特征及其生态风险评价[J]. 湿地科学,2007,5(3):253-259.
[5]鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社,2000.
[6]Fostner U, Wittmann G W. Metal pollution in the aquatic environment [M]. Heidelberg: Springer-Verlag,1979: 1-486.
[7]姚志刚,鲍征宇,高 璞. 洞庭湖沉积物重金属环境地球化学[J]. 地球化学,2006,35(6):629-638.
[8]钟政林,曾光明,杨春平. 环境风险评价研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备,1996,4(6):17-21.
[9]Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
[10]土壤环境质量标准:GB 15618—1995[S]. 北京:中国标准出版社,2006.
[11]高红霞,王喜宽,张 青,等. 内蒙古河套地区土壤背景值特征[J]. 地质与资源,2007,16(3):209-212.
[12]王喜宽,黄增芳,苏美霞,等. 河套地区土壤基准值及背景值特征[J]. 岩矿测试,2007,26(4):287-292.
[13]方风满,蒋炳言,王海东,等. 芜湖市市区地表灰尘中重金属粒后效应及其健康风险评价[J]. 地理研究,2010,29(7):1193-1202.
[14]Ponnamperuma F N. 淹水土壤的化学[M]. 刘志光,译. 土壤农化,1977,(3):1-60.
[15]李淑媛,苗丰民,刘国贤,等. 渤海底质重金属环境背景值初步研究[J]. 海洋学报,1995,17(2):78-85.
[16]孟 伟,翟圣佳,秦延文,等. 渤海湾潮间带(大沽口)柱状沉积物中的重金属来源判别[J]. 海洋通报,2006,25(1):62-69.

周 勇,宋默然. 皖江示范区产业转移和土地集约利用耦合协调性评价[J]. 江苏农业科学,2017,45(7):243-247.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.07.064

皖江示范区产业转移和土地集约利用耦合协调性评价

周 勇, 宋默然

(西安建筑科技大学管理学院,陕西西安 710055)

摘要:区域产业转移与土地集约利用相互影响、相互作用,两者具有内在的协调需求。以皖江示范区为例,通过构建耦合协调模型对示范区 9 个地级市在 2008 年、2011 年、2014 年 3 个评价时点上的耦合协调度进行测算和分析,结果表明:示范区产业转移和土地集约利用耦合协调水平整体处于勉强协调阶段,但耦合协调程度不断增强,二者均朝着有序的方向发展;耦合协调度分布存在明显的地域差异,呈现出以合肥市为中心向周边地区递减的空间分布特征。

关键词:区域产业转移;土地集约利用;耦合协调;皖江示范区

中图分类号:F127;F301.2;F224 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2017)07-0243-05

产业转移作为优化产业空间布局、形成合理产业分工体系的有效途径,对促进地区产业结构调整、经济发展方式转变具有积极作用^[1]。随着东部沿海地区产业结构加速调整,我国中西部立足当地资源优势积极承接产业转移,地区经济得到快速发展。而在产业承接过程中,土地作为承接产业转移的空间载体,一直面临着粗放利用、供需矛盾尖锐等问题^[2]。如何协调地区土地利用和产业转移之间的关系,是目前产业承接地区亟须解决的问题。

从系统角度看,区域产业转移系统和土地集约利用系统之间彼此作用(图 1):土地作为产业发展的重要载体,它的利用结构在很大程度上决定了产业的结构与布局,土地资源的利用程度制约着产业转移的规模和程度^[3]。通过土地资源的集约利用可以优化资源的合理配置,提高产业转移效益;同时,土地利用系统也在产业转移和经济发展的需求下不断演化,具体表现为土地利用结构和功能的调整和土地利用程度的不断加大。由此可见,产业转移和土地集约利用具有内在的协调需求,促进两者的协调发展,对推进产业承接地区大规模地承接产业转移及地区的可持续发展具有重要意义。

目前国内的研究主要集中在土地的集约利用上,包括土

地集约利用内涵、评价方法、时空演变等方面^[4-6],对产业转移和土地集约利用的关系研究较少。因此,本研究以皖江示范区为例,采用耦合分析方法测度示范区 2008 年、2011 年、2014 年区域产业转移发展与土地集约之间的耦合协调度,旨在揭示地区产业转移与土地集约利用系统所处的耦合协调阶段和发展规律,为各地区制定科学合理的产业转移政策和土地利用政策提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

皖江城市带为首个国家级产业转移示范区,规划范围为安徽省长江流域,包括合肥市、芜湖市、马鞍山市、铜陵市、安庆市、池州市、滁州市、宣城市 and 六安市(金安区、舒城县)共 9 个市 59 个县(市、区)^[7]。整个区域总面积 7.6 万 km²,2014 年年末人口为 3 096.5 万人,GDP 占全省的 67.28%,是实施促进中部地区崛起战略的重点开发区域,在中西部承接产业转移中具有重要的战略地位。本研究的对象为合肥市、芜湖市、马鞍山市、铜陵市、安庆市、池州市、滁州市、宣城市 and 六安市共 9 个地级市(注:以 2014 年的行政区划为准,整个六安市作为一个研究单元列入研究范围)。

1.2 数据来源

数据主要来源于 2009—2015 年《安徽统计年鉴》《中国城市统计年鉴》以及皖江示范区各地市统计年鉴,部分数据根据年鉴整理得到。

1.3 指标体系与研究方法

为评价 2 个系统耦合协调水平,本研究首先需要构建产业转移和土地集约利用水平评价指标体系,从而获得产业转

究[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学,2012.

[21] 赵锁志. 内蒙古乌梁素海湖水及底泥营养元素和重金属污染及其环境效应研究[D]. 北京:中国地质大学,2013.

[22] 徐明璐,方凤满,林跃胜. 湿地土壤重金属污染特征、来源及风险评估研究进展[J]. 土壤通报,2015,46(3):762-768.

[23] 戴树桂. 环境化学[M]. 北京:高等教育出版社,2001:1-358.

[24] 刘廷良,高松武次郎,左瀚裕之. 日本城市土壤的重金属污染研究[J]. 环境科学研究,1996,9(2):47-51.

收稿日期:2016-07-07

基金项目:国家软科学研究项目(编号:2013GXS4D152);教育部人文社科项目(编号:14YJA790090)。

作者简介:周 勇(1969—),女,陕西西安人,博士,教授,博士生导师,主要从事区域及产业经济研究。E-mail: xazhy@aliyun.com。
通信作者:宋默然,硕士研究生,研究方向为城市建设及房地产经济与管理。E-mail: al450502751b@163.com。

[17] 杨艳芳,邵 婷,吕梦宇,等. 龙窝湖湿地不同土地利用方式土壤养分和重金属污染特征[J]. 生态学杂志,2014,33(5):1312-1318.

[18] 彭 景,李泽琴,侯家渝. 地积累指数法及生态危害指数评价法在土壤重金属污染中的应用及探讨[J]. 广东微量元素科学,2007,14(8):13-17.

[19] 于家宝,董红芳,王慧彬,等. 黄河三角洲新生湿地土壤金属元素空间分布特征[J]. 湿地科学,2011,9(4):297-304.

[20] 李卫平. 高原典型湖泊营养元素地球化学循环与重金属污染研