

文章编号: 1674-5566(2013)06-0912-10

盐城海岸带景观格局变化和重金属空间分布相关分析

田 壮¹, 方淑波², 印春生¹, 张饮江², 安树青³, 成 海⁴

(1. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306; 2. 上海海洋大学 水产与生命学院, 上海 201306; 3. 南京大学湿地生态研究所, 江苏 南京 210093; 4. 江苏盐城国家级珍禽自然保护区管理处, 江苏 盐城 224057)

摘 要: 如何通过景观格局的合理调控控制河口海岸区域的重金属生态风险是目前湿地科学研究的热点问题之一。以江苏省盐城市海岸带为研究对象, 将研究区 1975、1991、2000、2006 年的景观格局演变过程与土壤中 Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Zn 6 种重金属的浓度空间分布进行了耦合分析, 研究了景观格局对重金属富集过程的影响。结果表明: 研究区 1975 年的景观类型以芦苇、碱蓬等原生湿地景观和光泥滩为主, 到 2006 年转变为以鱼塘和农田等人工景观为主, 盐城海岸带景观格局的改变是一个较为典型的人类开发利用滩涂的进程。重金属浓度的分析表明, Cr、Cu、Mn、Ni、Zn 5 种重金属的浓度由背景值的 46.71、20.22、375.19、21.68、60.69 mg/kg 变为 2007 年的 54.52、19.14、548.83、26.49、62.59 mg/kg。耦合景观格局的分析与重金属浓度的空间分布分析表明, 人类活动主导的景观格局演变与重金属的浓度具有空间分布的相关性。通过建立景观格局与重金属富集过程的定量耦合模型进而探讨景观格局的调控模式, 从而降低区域重金属生态风险, 是一个需要继续探讨的理论热点和难点问题。

研究亮点: 采用景观格局分析和重金属空间插值分析相结合的方法, 揭示景观格局变化的区域差异及其与重金属空间分布的相关性。研究聚焦人文活动导致的景观格局演变及其生态效应的理论主题, 具有重要的意义, 可为海岸带生态风险评估及海岸带人类活动调控提供理论支撑。
关键词: 景观指数; 空间分异; 海岸带湿地; 重金属; 耦合对比分析

中图分类号: X 508

文献标志码: A

重金属在海陆交错带的富集过程及其生态效应的研究是海岸带可持续性开发的重要主题之一^[1]。目前, 海岸带的重金属污染呈现来源广、局部恶化、区域潜在生态风险加剧的态势^[2]。重金属的持久富集, 会造成土壤生产力下降, 影响生态系统健康; 重金属元素毒理作用的复杂性和持久性, 及其经食物链后富集放大的特点, 使其成为食品安全及生态系统完整性维持的重要课题^[3-4]。

河口海岸带区域的重金属生态风险如何作用于鸟类、底栖类等关键生物种群以及通过食物链的放大作用影响人类的食品健康近年来多有研究^[5-6]。然而如何调控、管理海岸带区域的重

金属生态风险依然面临着一些未决的难题。其中的一个难题就是: 如何通过合理的景观格局调控, 降低海岸带区域重金属的引入通量, 进而降低区域的重金属生态风险^[7]。

本文以盐城海岸带为对象, 尝试通过海岸带景观格局与重金属浓度的空间耦合分析, 研究景观格局变化对海岸带重金属富集过程的影响。

1 材料与方 法

盐城市海岸线长 582 km, 占江苏省的 56%^[8]。海岸类型主要为淤泥海岸。盐城海岸带是全球最大的海岸带滩涂湿地, 地处江苏中部沿海, 分布着盐城国家级珍禽自然保护区和大丰

收稿日期: 2013-03-31 修回日期: 2013-09-17

基金项目: 国家自然科学基金(41101172); 国家重大科研基础科研计划 973 项目(2013CB430405); 上海市教育委员会重点学科项目(550702)

作者简介: 田 壮(1988—), 男, 硕士研究生, 研究方向为景观生态学。E-mail: tien4479@163.com

通信作者: 方淑波, E-mail: bsfang@shou.edu.cn

麋鹿自然保护区,总面积达 $45.33 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 因其在生物多样性的保护上的重要性和具有的资源多样性,被誉为“东方湿地之都”(图 1)^[9]。

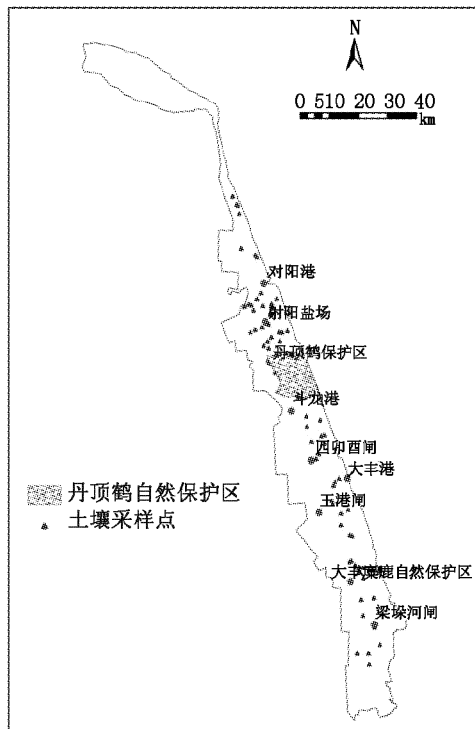


图 1 盐城海滨湿地研究区域图

Fig. 1 Study site at Yancheng coast, Jiangsu

在盐城海岸带,已有研究对其重金属的空间分布^[2]、生态风险^[10]及其管理的优先格局^[11]进行了探讨。但是,研究区域景观格局的变化,是否与重金属的空间分布具有一定的相关关系,进而为景观格局和重金属富集过程的研究提供理论支撑,依然是一个需要进一步研究的主题。本研究即以上述研究为目标,通过景观格局与重金属空间分布的耦合对比研究,为区域景观格局-重金属富集过程的研究提供理论基础。

1.1 景观格局分析

使用江苏省盐城市的 1975、1991、2000、2006 年 4 个时期的遥感卫星影像资料。将土地利用分为农田、盐田、河流、鱼塘、光泥滩、碱蓬、芦苇、茅草、米草 9 个类型(图 2)。使用 Fragstats 3.3 计算景观格局指标^[22],选择类型水平上斑块百分比 PLAND、最大斑块指数 LPI、斑块密度 PD 等指标,在景观水平上选取斑块个数 NP、斑块密度 PD、最大斑块指数 LPI、相似邻接比 PLADJ、聚集度 AI、蔓延度 CONTAG 和香农多样性指数等不同

指标进行计算。

1.2 土壤样品的采集

2007 年 9 月 - 10 月间,从海向陆和从南到北,南北间隔 5 km,东西间隔 3 km,采用系统采样法,确定采样单元。每个采样单元内采用蛇形布点法,采样点取 10 cm 内的表层土。共采取样品 106 个,每个样品 5 个重复(图 1)。

1.3 土壤样品的处理与测试

将每个样点的样品混合,在磁盘内进行自然阴干 7 ~ 10 d。放置处应防止酸、碱等气体及灰尘的污染,并经常翻动。然后,对已经阴干的土壤用研钵碾碎,并用 2 mm 孔径的尼龙筛网过筛。最后用四分法取样 300 ~ 500 g,装入塑料袋内密封保存。

采用酸法消解。将待测土样全部过 0.149 mm 孔径的尼龙筛网,用分析天平于 100 mL 聚四氟乙烯坩埚中称量 0.6 ~ 0.8 g 的土样(精确到小数点后四位)。使用氢氟酸、高氯酸和硝酸在电热板上高温消解土壤,将消解所得溶液放置入塑料瓶中低温保存。

使用 ICP(Polarized Zeeman P-4010)对 Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn 的含量进行检测。测量的精密度 RSD% < 2.0,回收率为 95% ~ 104%。

1.4 土壤重金属数据分析

对重金属元素采用 ArcGIS 9.3 的统计分析模块,采用反距离加权插值法,以及空间分析的 reclassify 命令,得到研究区重金属浓度的空间分布图。然后采样栅格计算的方式,计算研究区域自 1991 年以来自然湿地景观转化为人工景观的空间区域分布,并与景观格局的分析进行对比,揭示景观格局演变与重金属空间分布的相关关系。

2 结果与分析

2.1 斑块和类型水平

2.1.1 斑块面积

从 1975 年到 2006 年这 31 年间,盐城海岸带的景观格局变化可以概括为:人工开发景观面积逐渐增加并成为主导,表现为:碱蓬、芦苇等原生的自然湿地大量减少,斑块百分比分别从 1975 年的 26.73%、20.84% 减少到 2006 年的 2.86% 和 3.61%;鱼塘、农田等人工景观类型面积大幅增加;光泥滩、河流、茅草等自然类型景观和盐田等

人工类型景观的斑块面积变化不大(图 3);米草面积大幅增加,其面积从开始的无增加到2006年

的 13 528 hm²,作为一种入侵生物,米草的合理控制已成为一个难题。

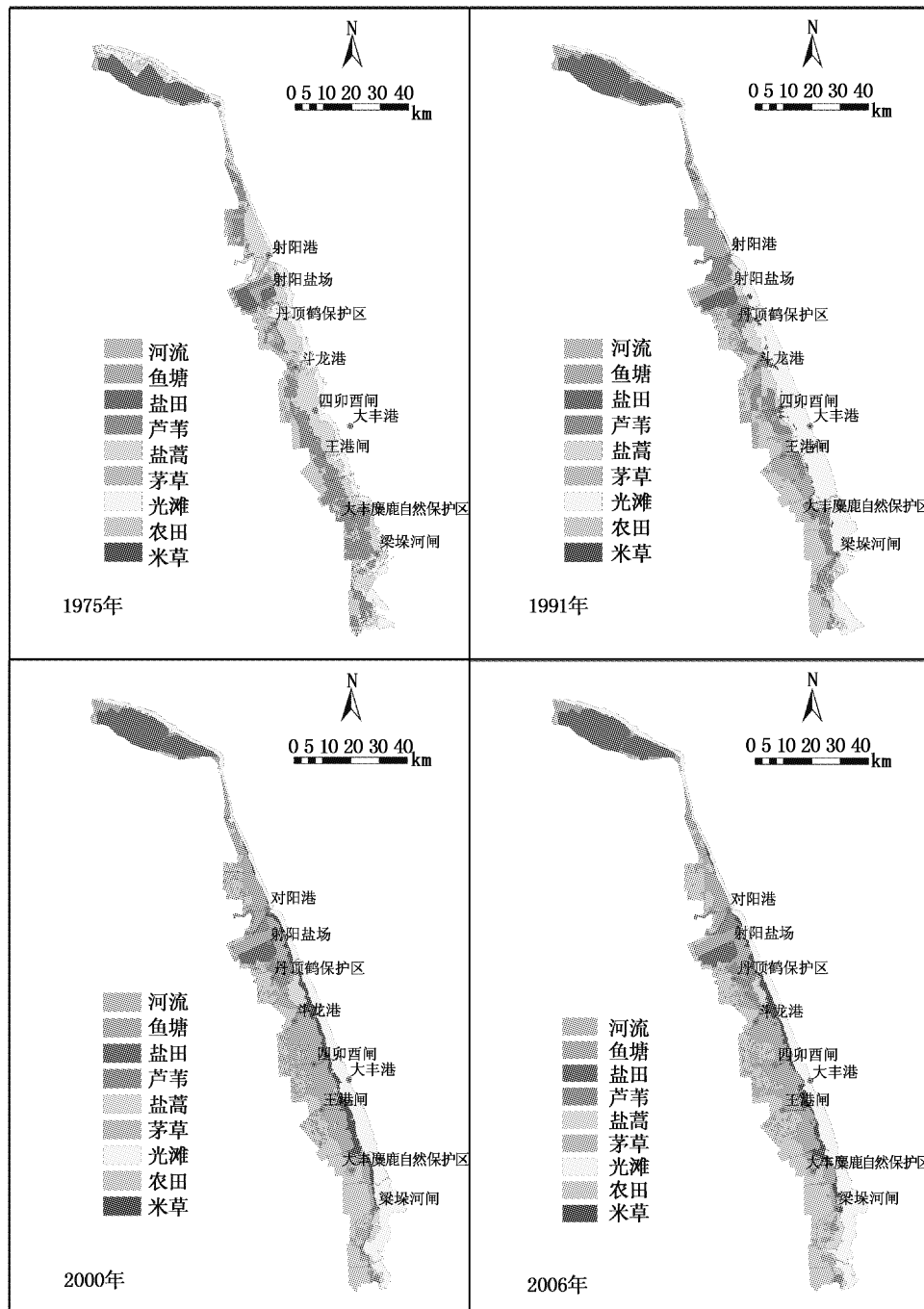


图 2 1975、1991、2000、2006 年盐城市海岸带土地利用图

Fig. 2 Land use map of the Yancheng coastal zone in 1975,1991,2000 and 2006

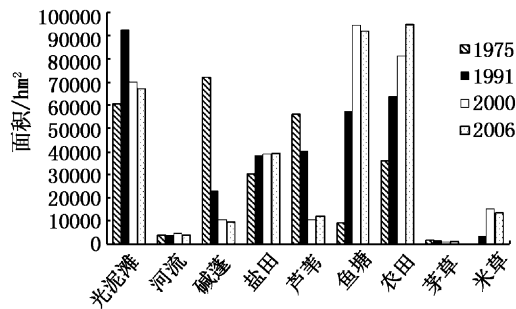


图3 斑块面积的改变

Fig. 3 Changes of total (class) area

2.1.2 斑块百分比

农田、鱼塘等人类开发作为农业用地的面积快速增加(图4),其中鱼塘的斑块百分比从1975年的3%,增加到2006年的28%;而碱蓬和芦苇等原生湿地的斑块百分比则从1975年的48%减少到2006年的7%,说明人类活动是景观格局改变的主要驱动力。

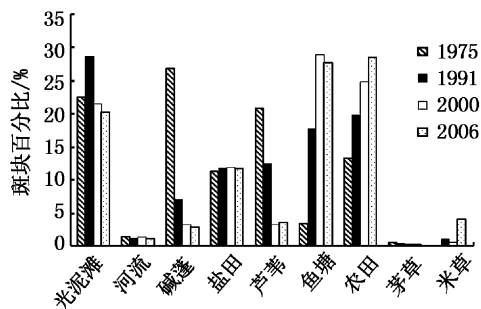


图4 斑块百分比

Fig. 4 Percentage of patches

2.1.3 最大斑块指数

光泥滩的LPI指数一直较高(图5);农田和鱼塘的LPI指数呈现上升趋势,说明人类农副业产业规模的增大趋势;盐田的LPI指数基本趋于稳定;碱蓬和芦苇的LPI指数呈现下降的趋势,说明这两种景观的最大斑块受到人类干扰而迅速减小或者破碎。

2.1.4 斑块密度

斑块密度表征的是景观基质中某种景观类型出现的频度,密度越大,说明其用地较为分散(图6)。河流因为改造的不必要性和困难程度,斑块密度没有太大的波动;鱼塘因为其开发的主体较为多元,养殖的类型也较为多样,表现为斑块密度总体增加的趋势;除此外,其他的斑块密度总体上都呈下降趋势,尤其以碱蓬、芦苇等原

生湿地和农田等人工用地的斑块密度快速减小。斑块密度的这一趋势与海岸带开发过程中用地的逐渐集约化、规模化有关。

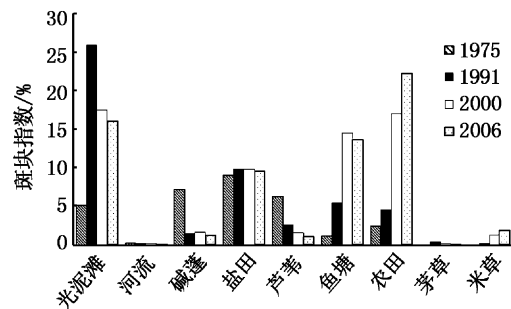


图5 最大斑块指数

Fig. 5 The largest patch index

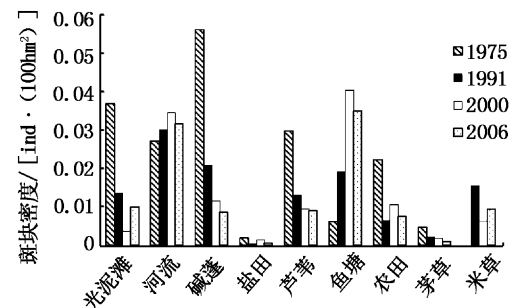


图6 斑块密度(PD)

Fig. 6 Patch density

2.2 景观水平上的景观格局变化

在景观水平上,盐城海岸带的斑块个数1975-1991年快速减少105个,且最大斑块指数快速上升了16个百分点,在1991-2006年间具有相同趋势,但斑块的改变速度减缓,最大斑块指数小幅回落。斑块密度缓慢减小,聚集度指数和蔓延度指数缓慢增加,香农多样性指数保持较高,都在1.7以上。说明人类活动对盐城海岸带地区的影响主要是使较小相同景观类型更加聚集形成更大的斑块;生物多样性有一定程度的减少(表1)。

结合表2-表4,可以看出,随着人类活动的影响,景观类型逐年发生不同程度的改变,但大致的方向是由河流、芦苇、碱蓬、光泥滩等向鱼塘、农田等转变,其中米草由最初的尚未引进到2006年发展到137 km²。

1975-1991年,1991-2000年,2000-2006年土地利用类型的转变如下。

表 1 研究区 1975-2006 年的景观格局指数

Tab. 1 Landscape metrics in 1975-2006 of the study area

时间	斑块 个数 NP	斑块 密度 PD	最大斑块 指数 LPI/%	周长-面积 分维数 PAFRAC	聚集度 指数 AL/%	蔓延度 指数 CONTAG/%	香农多样性 指数 SHDI	相似 邻接比 PLADJ/%
1975 年	498	0.185 0	9.046 9	1.401 6	84.132 9	44.241 8	1.735 3	82.90
1991 年	393	0.121 5	25.823 0	1.336 9	89.459 9	48.716 9	1.805 5	88.24
2000 年	393	0.120 1	17.458 0	1.382 2	88.593 5	50.050 7	1.732 1	87.41
2006 年	374	0.112 5	22.210 0	1.356 0	89.369 9	51.130 3	1.706 8	88.19

表 2 1975-1991 年土地利用类型变化

Tab. 2 Change of land use in 1975-1991

km²

1975 1991	河流	鱼塘	盐田	芦苇	碱蓬	茅草	光泥滩	农田	总计
河流	21.03	0.31	0.10	0.87	1.86	0.01	4.33	0.70	29.21
鱼塘	1.15	68.77	19.43	154.70	188.63	6.57	43.95	88.01	571.21
盐田	0.10	9.14	284.55	12.74	41.45	0	35.02	0.20	383.2
芦苇	10.66	0.40	0.64	114.71	170.48	0	104.30	0.82	402.01
碱蓬	0.11	0.07	0.03	4.06	166.66	0	54.40	0	225.33
茅草	0.14	0	0	11.97	1.13	0.01	0.37	0.65	14.27
光泥滩	3.18	0.03	0.17	1.49	95.38	0.00	299.69	1.70	401.64
农田	2.10	13.71	0.10	260.89	51.61	8.29	32.26	265.59	634.55
米草	0.01	0	0	0.02	4.14	0	25.89	0	30.06
总计	38.48	92.43	305.02	561.45	721.34	14.88	600.21	357.67	2691.48

表 3 1991-2000 年土地利用类型变化

Tab. 3 Change of land use in 1991-2000

km²

1991 2000	河流	鱼塘	盐田	芦苇	碱蓬	茅草	光泥滩	农田	米草	总计
河流	28.52	0.79	0	0.71	0.16	0.01	12.69	3.01	0.10	45.99
鱼塘	0.31	408.57	0.50	229.06	120.22	0.91	97.96	73.02	17.07	947.62
盐田	0	0.86	383.31	4.34	0	0	0.27	1.33	0	390.11
芦苇	0.20	0	0	80.32	12.26	0.19	8.11	3.07	0.43	104.58
碱蓬	0	0	0	4.02	51.51	0	37.86	0.62	7.55	101.56
茅草	0	0	0	2.14	2.15	5.78	0.28	0.07	0	10.42
光泥滩	6.72	0	0	2.96	33.64	0	578.09	0.13	1.09	622.63
农田	0.82	161.59	0.00	77.82	5.43	7.34	4.90	555.13	0	813.03
米草	1.75	0.37	0	4.01	1.29	0.02	139.20	0.15	6.50	153.29
总计	38.32	572.18	383.81	405.38	226.66	14.25	879.36	636.53	32.74	3189.23

表 4 2000-2006 年土地利用类型变化

Tab. 4 Change of land use in 2000-2006

km²

2000 2006	河流	鱼塘	盐田	芦苇	碱蓬	茅草	光泥滩	农田	米草	总计
河流	33.44	0	0	0.16	0	0	3.52	0.04	0.01	37.17
鱼塘	0.06	746.02	1.59	18.44	10.95	0.56	12.52	55.85	70.88	916.87
盐田	0	2.53	388.13	0	0	0	0.24	0.09	0	390.99
芦苇	0.33	18.67	0	67.93	26.23	0	0.40	2.22	3.51	119.29
碱蓬	0.05	0.23	0	1.05	51.73	0	39.19	0	2.75	95
茅草	0	0.07	0	0	0	8.12	0	0.45	0	8.64
光泥滩	10.47	8.71	0.14	0.02	3.80	0	595.63	0.12	1.52	620.41
农田	0.98	170.09	0.25	13.78	5.53	1.74	0.72	754.26	0.29	947.64
米草	0.66	1.29	0	3.21	7.78	0.01	49.77	0	74.33	137.05
总计	45.99	947.61	390.11	104.59	106.02	10.43	701.99	813.03	153.29	3273.06

1975年,盐城海岸带以芦苇和碱蓬(盐蒿类)等原生湿地景观为主,盐田仅在北部海岸带及射阳盐场有分布,海滩为光泥滩所覆盖,最贴近内陆的地带一小部分已开发为农田,茅草散布在芦苇和农田之间的区域,米草尚未引进(图2)。

至1991年,北部盐田的面积进一步扩大,原生芦苇和蒿类景观面积大幅减少,河流和鱼塘面积区域性快速增加,在光泥滩和原生蒿草之间的地带出现米草。

至2000年,从土地利用图可以看出(图2),

相通景观之间具有很好的连接性和聚集度,不同土地利用之间也出现明显的界线。盐田位于北部海岸及射阳盐场。由海向陆,4种主要的景观类型分别是光泥滩、米草、鱼塘与河流、农田。除光泥滩外,均与农田、水产养殖等典型人类活动的发展有很大的关联,而且破碎度较小,连接度和聚集度较高,分布规则,表现出很强的规划性。2006年,这种特点表现得更为明显。

2.3 海岸带重金属含量

几种重金属元素的统计信息如表5所示。

表5 重金属元素的统计信息

Tab. 5 The statistical information of the 6 heavy metals

金属元素	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
平均值/(mg/kg)	54.52	19.14	25 875.78	548.83	26.49	62.59
标准差	8.02	8.77	4158.42	132.54	4.93	16.55
变异系数/%	14.71	45.82	16.07	24.15	18.61	26.29
峰值	-0.39	3.4	-0.14	0.71	-0.06	13.95
偏度	0.64	1.22	0.85	1.19	0.87	3.06

空间插值分析的结果表明(图7),盐城海岸带的重金属的分布具有较强的异质性。北部、人类活动较强的区域及河口区域是重金属元素分布的峰值区。对比海岸带区域景观格局转化为农田、鱼塘和盐田等人工类型景观的空间区域分布图(图8),重金属与景观格局的变化过程有空间区域的相关性。这说明景观格局的变化与重金属的源汇过程有空间的关联性。

通过对相关文献调研,得到江苏海岸带地区Cu、Cr、Mn、Ni、Pb、Zn等重金属在2004年临近区域的检测含量,对比采样数据、文献数据和背景值(表6),各元素在近年总体呈小幅增加的趋势,Cu、Zn的值表现为下降,这与采样的方式及研究范围有一定的关系。但是,Cu、Zn的分布空间异质性较强(图7),局部区域的浓度较高。

3 讨论

在我国其他典型海岸带区域,重金属的浓度近年也呈逐渐增加的趋势。珠江三角洲重金属As、Cr、Cu、Zn、Pb从1990年土壤背景值11.2、

61.0、17.6、74.2、24.0 mg/kg增加到2008年的平均23.4、79.2、55.9、102.3、55.8 mg/kg^[13],长江口重金属Cu、Pb、Zn、Cr含量由背景值17、20、49、28 mg/kg增加到2000年的43.4、30.8、155、25 mg/kg^[14]。胶州湾东部重金属As、Cd、Cr、Cu、Pb、Zn的含量由2002年的8.44、0.15、65.47、27.27、30.87、72.56 mg/kg增加到2009年的10.07、0.84、76.40、34.86、65.21、164.58 mg/kg^[15]。

在珠江三角洲,引起重金属污染的人类活动主要是金属冶炼及电镀^[13]、金属矿的开发、汽车尾气排放^[16];在长江口区域,引起重金属富集的主要人类活动有污水排放^[17]及工业活动^[18];在胶州湾,引起重金属污染的主要人类活动有工农业废水及生活污水排放^[15, 19];在盐城海岸带区域,引起重金属富集的人类活动主要是农业种植及水产养殖、晒盐、造纸业发展及港口开发等^[2, 7, 12]。与其他区域相比,盐城海岸带重金属的污染主要与其海岸带开发的历史有关^[8, 11, 20-21]。

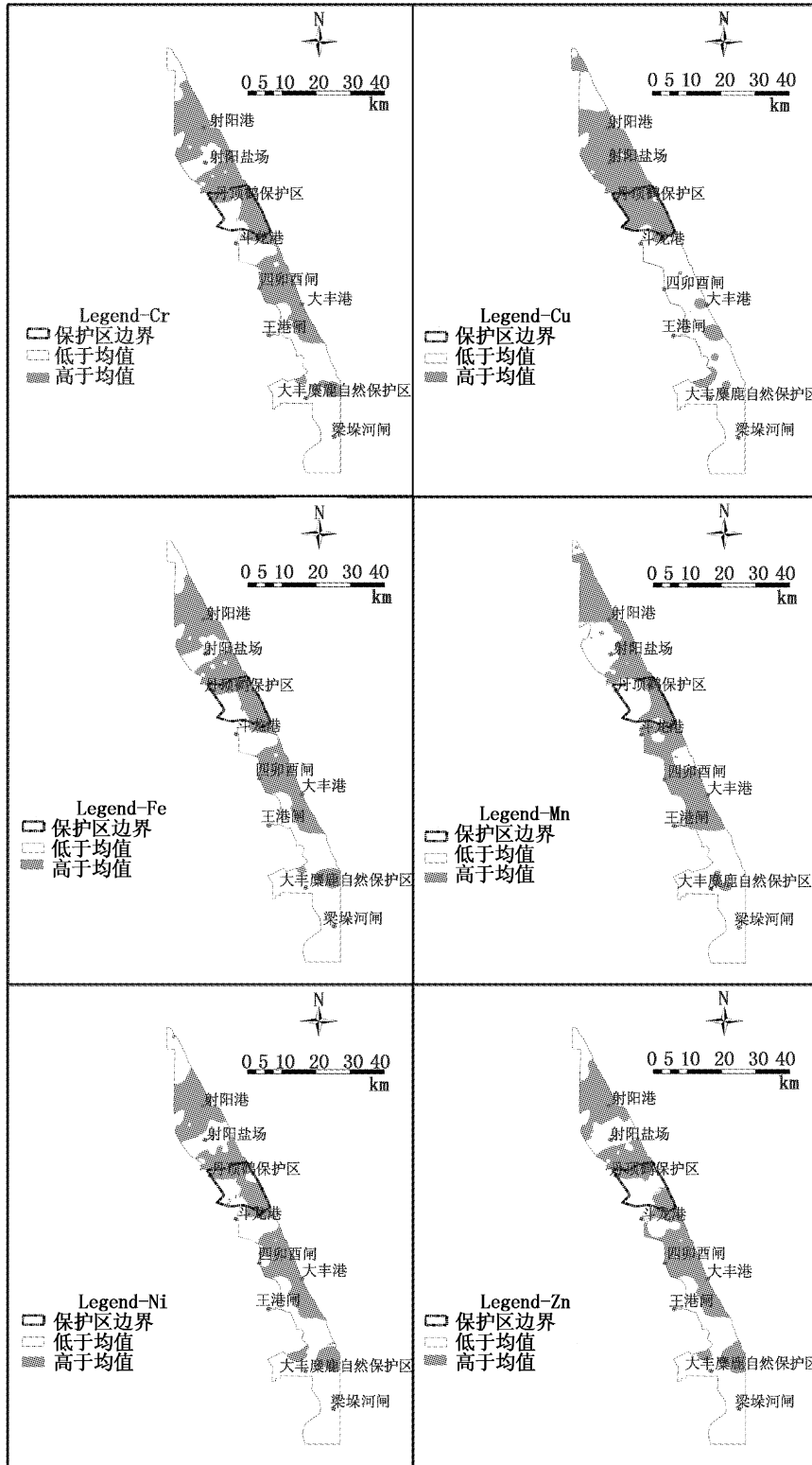


图7 重金属浓度高于平均值浓度的区域

Fig. 7 Area with heavy metal values higher than average value

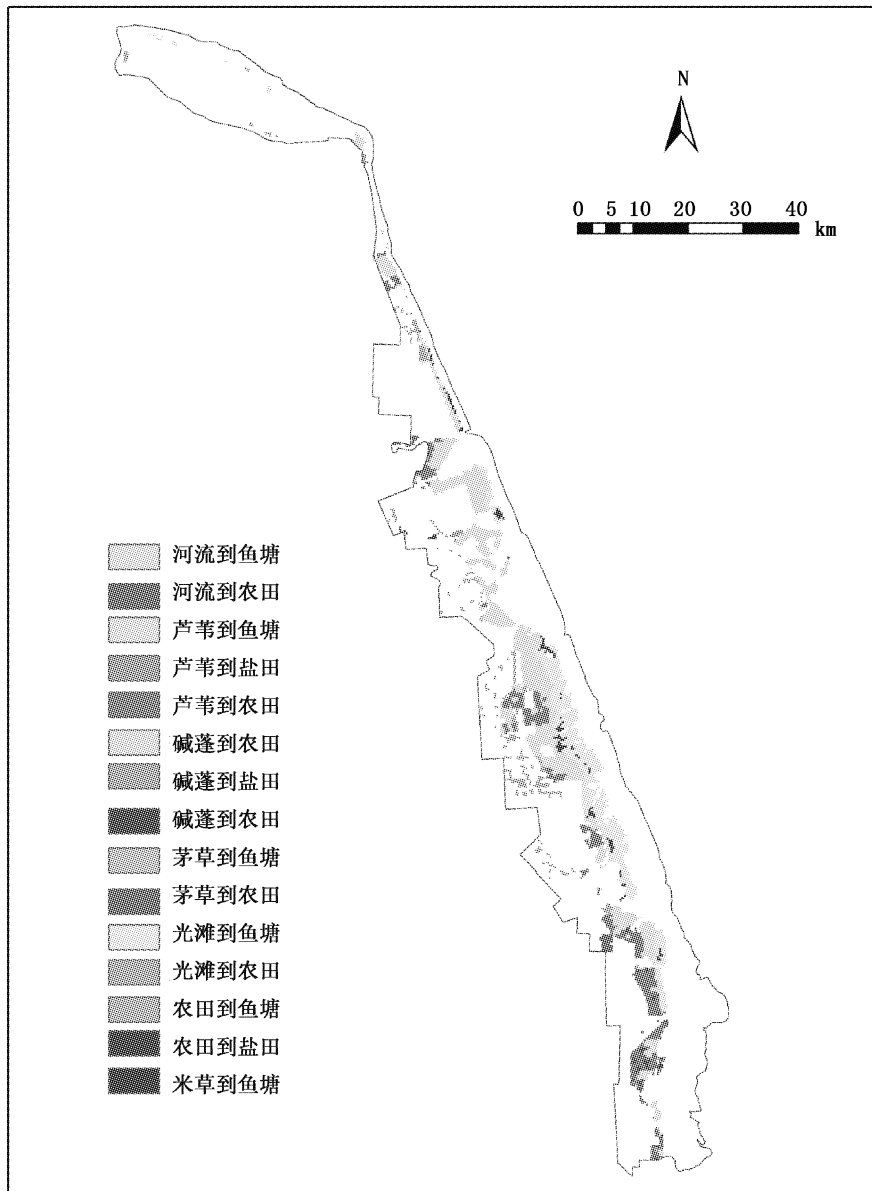


图 8 盐城海岸带 1991—2006 年间自然景观转化为人类景观的空间区域分布图

Fig. 8 The changing patterns of the coastal landuse from the natural wetlands to the human dominated landscapes from 1991 to 2006

表 6 海岸带重金属含量变化对比

Tab. 6 Comparison of heavy metals contents in coastal zone

金属元素	Cr	Cu	Fe/%	Mn	Ni	Zn
背景值	46.71	20.22	3.42	375.19	21.68	60.69
2004 年检测平均值	51.03	22.28	2.05	448.2	21.81	69.44
2007 年检测平均值	54.52	19.14	2.59	548.83	26.49	62.59

注:2004 年检测均值采用王计平在王港的研究^[12],与本研究 2007 年的均值计算范围差别较大。

现实景观中,景观格局与生态过程是不可分割的客观存在。任何生态过程都以一定的景观空间为依托^[22-23]。景观格局是生态过程的载

体,格局变化会引起相关的生态过程改变;而生态过程中包含众多塑造格局的动因和驱动力,其改变也会使格局产生一系列的响应^[23]。景观格

局与生态过程两者相互作用,驱动着景观的整体动态。因此,研究中必须考虑景观格局与生态过程的相互关系与耦合机制,而这正是景观生态学的核心科学问题,理解格局与过程之间的关系是进一步深化景观生态学研究的关键^[24-26]。目前的研究要么就格局论格局,忽视格局的生态学意义,或者简单地将两者的关系归为因果关系^[22, 26]。如何利用现有的景观格局指数来揭示生态过程,如何通过生态过程的精确解析,提出具有生态学意义的景观格局指数,如何将景观格局指数与具体的生态过程有意义的耦合,是目前学科发展的困境和亟待解决的热点和难点问题^[22]。

本研究将景观格局的变化过程与重金属的空间分布进行了耦合的对比分析,景观格局的变化过程主要是人类活动景观逐渐取代自然湿地景观的过程。重金属的空间分布,基本与研究区域人类活动开发的历史及强度紧密相关。由于研究区域是滨海沉积平原,地形的变化较小,因此,影响重金属空间分布的主要因素是本底值以及人类活动的影响^[11]。如何通过合理的景观格局的调控,划清管理重金属生态风险的热点空间区域,是一个值得探讨的话题。FANG 等提出了一个海岸带区域应对重金属生态风险的优先格局筛选方法,其研究主要耦合了遥感分析、距离压力源的欧氏距离分析、土地利用分析以及重金属生态风险的定量分析,这是一个应对重金属生态风险的有益尝试^[7]。然而,由于无法将景观格局的变化与重金属迁移转化的具体过程进行耦合,还是无法判定调控哪些人类活动,在什么地方调控,如何调控等基本的问题,这是下一步需要研究的方向。

4 结论

4.1 盐城海岸带的景观格局分析

斑块面积(CA)、斑块百分比(Pland)、最大斑块指数(LPI)、斑块密度(PD)等斑块水平的景观格局分析表明:盐城海岸带的碱蓬、芦苇等原生湿地景观快速消失,农田、鱼塘等人类活动主导景观快速发展并成为区域景观类型的主导。盐城海岸带景观格局变化的主要驱动力是围填海发展农业、水产养殖等活动。景观水平的景观格局分析表明,碱蓬、茅草、芦苇等原生湿地大量地

转化为农田、鱼塘等景观类型。

4.2 研究区域重金属的空间分异

研究区域重金属的空间分异分析表明,开发历史悠久的北部区域、人类活动较强的港口及工业区域和河口区域是重金属元素分布的高值区。

耦合景观格局分析和重金属空间分异的分析,表明通过合理的人类活动景观格局调控,具有控制重金属引入通量的内在合理性。珠江三角洲、胶州湾、长江口等其他国内典型河口海岸带区域的重金属文献综述表明,人类活动是河口海岸区域重金属引入通量的主要来源。如何通过重金属迁移过程的精确解析,提出与重金属迁移过程相结合的景观格局分析方法,是重金属合理调控的未来研究重点之一。

参考文献:

- [1] RAMESH R, PURVAJA R, LAKSHMI A, et al. South Asia basins: LOICZ global change assessment and synthesis of river catchment-coastal sea interaction and human dimensions [R]. LOICZ research & Studies No. 32. GKSS Research Center, Geesthacht, 2009.
- [2] 方淑波,贾晓波,王玉,等. 盐城海岸带表层土壤重金属的空间分布及其影响因素研究[J]. 海洋科学, 2010, 35(5): 82-88.
- [3] BURGER J. Food chain differences affect heavy metals in bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey [J]. Environment Research, 2002, 90: 33-39.
- [4] SINGH R, GAUTAM N, MISHRA A, et al. Heavy metals and living systems: an overview [J]. Indian Journal of Pharmacology, 2011, 43(3): 246-254.
- [5] GORISSEN L, SNOEIJES T, DUYSE E V. Heavy metal pollution affects dawn singing behaviour in a small passerine bird [J]. Oecologia, 2005, 145: 504-509.
- [6] STANKOVIC S, JOVIC J. Health risks of heavy metals in the mediterranean mussels as seafood [J]. Environmental Chemical Letter, 2012, 10: 119-130.
- [7] FANG S B, JIA X B, YANG X Y, et al. A method of identifying priority spatial patterns for the management of potential ecological risks posed by heavy metals [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 237/238: 290-298.
- [8] 江苏省海洋与渔业局. 江苏省大比例尺海洋功能区划报告[M]. 北京: 海洋出版社, 2002: 1-5.
- [9] 左平. 江苏盐城海滨湿地生态系统景观格局与景观要素变异研究[D]. 南京: 南京大学, 2005.
- [10] 方淑波,叶属峰,贾晓波,等. 盐城海岸带表层土壤重金属潜在生态风险分析[J]. 上海海洋大学学报, 2012, 21(1): 86-91.
- [11] 方淑波,贾晓波,安树青,等. 盐城海岸带土壤重金属潜在

- 生态风险控制优先格局[J]. 地理学报, 2012, 67(1): 27-35.
- [12] 王计平. 盐城市海岸带环境评价及预警研究[D]. 南京: 南京大学, 2005.
- [13] 鲁言波, 冯茜丹. 珠江三角洲土壤中重金属污染特征分析[J]. 广东农业科学, 2012(14): 169-171.
- [14] 毕春娟. 长江口滨岸潮滩重金属环境生物地球化学研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2004.
- [15] 郭军辉, 殷月芬, 陈发荣, 等. 胶州湾表层沉积物重金属污染分布特征及其生态风险评价[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(3): 13-21.
- [16] 朱永官, 陈保冬, 林爱军, 等. 珠江三角洲地区土壤重金属污染控制与恢复研究的若干思考[J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1575-1579.
- [17] 毕春娟, 陈振楼, 许世远, 等. 长江口滨岸潮滩重金属源汇通量估算[J]. 地球化学, 2006, 35(2): 187-193.
- [18] AN Q, WU Y Q, WANG J H, et al. Assessment of dissolved heavy metal in the Yangtze River estuary and its adjacent sea, China [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2010, 164: 173-187.
- [19] 李学刚, 袁华茂, 许思思, 等. 胶州湾滨海湿地盐渍土壤中重金属的聚集与分散特性研究[J]. 海洋科学, 2011, 35(7): 88-95.
- [20] 江苏省海岸带和海涂资源综合考察队. 江苏省海岸带和海涂资源综合调查报告[R]. 北京: 海洋出版社, 1985: 141-163.
- [21] 江苏省农业资源开发局. 江苏沿海垦区[G]. 北京: 海洋出版社, 1999.
- [22] 苏常红, 傅伯杰. 景观格局与生态过程的关系及其对生态系统服务的影响[J]. 自然杂志, 2012, 34(5): 277-283.
- [23] 徐延达, 傅伯杰, 吕一河. 基于模型的景观格局与生态过程研究[J]. 生态学报, 2010, 30(1): 212-220.
- [24] LI H, WU J. Use and misuse of landscape indices [J]. Landscape Ecology, 2004, 19: 389-399.
- [25] GUSTAFSON E J. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art [J]. Ecosystems, 1998, 1(2): 143-156.
- [26] WU J, HOBBS R. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis [J]. Landscape Ecology, 2002, 17(4): 355-365.

Evaluation of spatial correlation between landscape pattern changes and heavy metals spatial interpolation analysis along Yancheng coast

TIAN Zhuang¹, FANG Shu-bo², YIN Chun-sheng¹, ZHANG Yin-jiang², AN Shu-qing³, CHENG Hai⁴

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Institute of Wetland Ecology, School of Life Science, Nanjing University, Nanjing 210093, Jiangsu, China; 4. Administrative Agency for Jiangsu Yancheng National Natural Reserve, Yancheng 224057, Jiangsu, China)

Abstract: How to control the potential ecological risks posed by heavy metals (HM) through the landscape regulation in coastal and estuary areas is a hot issue in wetland science. Taking the Yancheng coastal zone as a case, the landscape pattern changing process in 1975, 1991, 2000 and 2006, and their associated effects on HM accumulating were analyzed, integrating the spatial interpolation analysis of 6 HM of Cr, Cu, Fe, Mn, Ni and Zn. The result showed that the landscape changed dramatically from natural wetlands and barren lands in 1975 to fish ponds and farm lands in 2006. Artificial landscapes kept expanding while natural landscapes continued reducing. The landscape changing process reflected the development modes of the coastal areas. The HM analysis showed that the concentration of Cr, Cu, Mn, Ni, Zn had varied from the background values of 46.71, 20.22, 375.19, 21.68, and 60.69, to the values of 54.52, 19.14, 548.83, 26.49, and 62.59 (mg/kg) in 2007. It revealed a high correlation by the coupling analysis of landscape changing patterns and HM spatial concentration. How to establish quantitative coupling models of landscape pattern and process of HM accumulation to help regulating the landscape to reduce the regional ecological risks posed by HM is still a hot and hard question to be further studied.

Key words: landscape metrics; spatial heterogeneity; coastal wetland; heavy metal; coupling analysis