

基于 GIS 的徐州生态敏感性分析

单勇兵, 李志江, 马晓冬

(徐州师范大学 城市与环境学院, 江苏 徐州 221116)

摘 要: 借助 GIS 技术手段, 根据徐州地区的本底环境特征选用了 7 个因子, 采用取最大值法对徐州地区生态敏感性及其空间分布进行了量化分析, 按生态敏感性的高低将研究区划分为 5 级: 极高敏感区、高敏感区、中敏感区、低敏感区和非敏感区, 可为研究区的开发建设和规划提供依据及参考。结果显示: 高敏感区和极高敏感区占研究区面积的 17.29%, 中敏感区占 9.85%, 非敏感区和低敏感区占 72.85%; 表明徐州地区的生态敏感性总体上较低。

关键词: 生态敏感性; GIS; 徐州

中图分类号: X171.1; TP79

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2011)04-0244-04

GIS-Based Ecological Sensitivity Analysis in Xuzhou

SHAN Yong-bing, LI Zhi-jiang, MA Xiao-dong

(College of Urban and Environment Science, Xuzhou Normal University, Xuzhou, Jiangsu 221116, China)

Abstract: In this paper, with GIS technology, using maximum of the factor overlay method, ecological sensitivity and its distribution are thoroughly analyzed by selecting regionally representative factors according to environmental background in Xuzhou. Five classes of ecological sensitivity ranging from extreme to low were generated: extreme sensitivity zone, high sensitivity zone, moderate sensitivity zone, low sensitivity zone and non-sensitivity zone, in order to provide valuable references for the development and planning. The results indicate that: 17.29% of the study area was upper moderate ecological sensitivity zone, 9.85% of the study area was moderate ecological sensitivity zone and under moderate ecological sensitivity zone accounts for 72.85%, which shows that ecological sensitivity in Xuzhou is generally low.

Key words: ecological sensitivity; GIS; Xuzhou

随着社会经济的快速发展, 人类活动对自然环境的影响范围和强度在不断加大, 这对自然生态环境已有的结构和功能必定产生巨大影响。进行区域生态敏感性评价分析, 是合理评价人与自然生态环境和谐发展的综合性指标, 也是区域生态环境规划、保护和管理的基礎。所谓生态敏感性(ecological sensitivity)是指生态系统在遇到人类活动干扰时, 生态环境对外界压力的灵敏程度, 是生态系统的一种重要属性, 说明产生生态失衡与生态环境问题的可能性大小^[1-2]。

目前国内对生态系统敏感性的研究日益重视, 已从单一生态敏感性问题发展到生态敏感性综合评价, 取得了不少成果, 但大部分集中在大尺度范围的研究^[2-5], 对小尺度范围的综合研究相对较少; 生态敏感性评价方法往往采用多因子加权叠加算法^[6-10], 而对

于其他的计算方法较少涉及。本文采用取最大值的方法进行生态敏感性综合评价, 对徐州地区进行生态敏感性分析, 以期为研究区的开发建设和生态环境规划与保护提供参考。

1 研究区概况

徐州隶属江苏省, 位于 $116^{\circ}22' - 118^{\circ}40' E$ 、 $33^{\circ}43' - 34^{\circ}58' N$ 之间, 总面积 $11\,040.9\text{ km}^2$ 。地处黄淮海平原的南部, 长江流域与黄河流域过渡地带。属暖温带湿润性季风气候, 四季分明。境内河流纵横交错, 湖沼、水库星罗棋布, 故黄河斜穿东西, 京杭大运河由西北向东南斜穿而过, 东有沂、沭诸水及骆马湖, 西有夏兴、大沙河及微山湖。地貌以平原为主, 中部和东部存在少数低山丘陵, 既有洪积、冲积平原, 亦有剥蚀平原。

2 研究方法

2.1 评价因子的选取

影响生态敏感性的因子很多, 如地形、植被、土壤、地质、水系等, 但在不同区域影响因子的选择亦有差异。

根据徐州地区的环境本底特征, 选取了自然生态、灾害风险、生态服务作为生态敏感性分析的一级影响因素, 每一级影响因素又包含若干具体的敏感性

因子。自然生态因素包括水体、坡度、土壤与植被 3 个因子, 灾害风险包括塌陷风险、地震风险、滞洪风险 3 个因子, 生态服务主要是自然保护区类别。

2.2 因子敏感性等级的划分

根据研究区生态系统在遇到外界活动干扰时发生生态失衡和生态环境问题的可能性大小, 将每个敏感性因子按影响程度划分为极高敏感、高敏感、中敏感、低敏感和非敏感 5 个等级; 为了运算的方便, 分别赋值 9, 7, 5, 3, 1(表 1)。

表 1 生态因子及其类别与等级体系

类型	生态敏感性因子	类别	生态敏感指数	生态敏感性
自然生态因子	水系	1000 m 核心区	9	极高
		重要湖泊 1000~ 2000 m 缓冲区	7	高
		2000~ 4000 m 影响区	5	中
		一般湖泊 100 m 核心区	5	中
		100~ 200 m 缓冲区	3	低
		200 m 核心区	7	高
		重要河流 200~ 500 m 缓冲区	5	中
		500~ 2000m 影响区	3	低
		一般河流 100 m 核心区	5	中
	坡度/(°)	100~ 200 m 缓冲区	3	低
		> 25	7	高
		15~ 25	5	中
		5~ 15	3	低
		< 5	1	非
	土壤与植被	宜林宜牧类	7	高
		宜林类	5	中
		宜农限制类	3	低
		宜农无限制类	1	非
灾害风险因子	塌陷风险	未稳沉采空区	9	极高
		稳沉采空区	7	高
	地震风险	高风险活动断裂区	3	低
		低风险非活动断裂区	1	非
	滞洪风险	极重灾区	7	高
		腹部重灾区	5	中
		边缘重灾区	3	低
生态服务因子	自然保护区	省级	7	高
		市级	5	中
		县级	3	低

(1) 自然生态各因子敏感性等级的划分。水体对工农业生产和人类生活有着极其重要的影响, 且徐州又属于资源型地域城市, 所以, 使得境内水体因子的生态敏感性等级较高; 徐州境内丘陵岗地大部分由石灰岩组成, 在这些岩石上发育的土壤, 其厚度多在 10 cm 以下, 易于发生水土流失和土壤侵蚀, 利用徐州地区数字高程模型生成坡度图, 以坡度 5°、15°、25°为界限, 相应划分为非敏感区、低生态敏感区、中敏感区及高生态敏感区; 土壤与植被敏感性等级的划分主要是

根据土壤的理化性质、地貌条件等分析其植被生长的限制性因素, 将无限制宜农耕地化为非敏感区, 有限制宜农耕地划分为低敏感区, 将宜林用地划为中敏感区, 宜林宜牧用地划为高敏感区。

(2) 灾害风险各因子敏感性等级的划分。徐州地区塌陷风险主要是煤矿采空塌陷。由于采煤塌陷地会引发不可预知的环境问题, 总体上生态敏感性较高。根据采煤塌陷危害程度, 将未稳沉采空区划为高敏感区, 稳沉采空区划为极高敏感区; 徐州处于多条

断裂带穿越的地震风险区,但由于地震灾害的重现期较长,不确定性较多,故将地震风险的敏感性总体等级划得较低。将有活动断裂带穿越的高风险地震划为低敏感区,将有隐藏断裂带穿越的低风险地震区划为非敏感区。区域内的防洪主要是防御沂沭泗流域可能发生的特大洪水,依徐州市的防洪规划滞洪区分为极重灾区、腹部重灾区和边缘重灾区,将极重灾区划为高敏感区,腹部重灾区划为中敏感区,边缘重灾区划为低敏感区。

(3)自然保护区为人类生存提供一定生态服务功能、具有直接或间接生态系统效益的区域,依行政管理级别可分为国家级、省级、市级和县级等,根据保护区的管理级别将省级自然保护区、市级自然保护区、县级自然保护区分别划分为高敏感区、中敏感区和低敏感区。

2.3 评价方法

运用 GIS 技术对地形、水系、土壤与植被、塌陷风险、地震风险、洪水风险和自然保护区各个敏感性因子的矢量图形经过配准形成统一坐标系,同时建立相关属性数据库。运用 GIS 的空间分析功能分别对这些限制性的因素作单因子的评价,由于研究区各因子的生态敏感性存在一定程度上的差异,多个因子进行加权求和的评价方法在一定程度上将导致单因子评价结果之间抵消或放大,同时权重的确定具有主观性,从而影响区域综合生态敏感性的评价结果;所以采用因子加权叠置的方法进行评价不太适合;因此,本文选用影响某地因子的最大值方法,来确定该地区的生态敏感性综合指数^[11],计算公式为: $DES = \max(D_i), i = 1, 2, 3, 4, 5$, 式中: DES ——生态综合敏感性指数; D_i ——第 i 个因子的敏感性指数。

3 评价结果与分析

在 ArcGIS 9.2 软件的支持下,首先对各个生态敏感性单因子矢量图形进行配准,然后运用其空间分析模块逐个将各单因子生态敏感性分级的空间单元相互叠置,将单因子生态敏感性指数的最大值赋予叠置后的空间单元,作为其生态敏感性等级属性,得到基于自然生态因子、灾害风险因子和生态服务 3 个一级影响因素的生态敏感性空间分布特征及其差异。

3.1 自然生态因子生态敏感性

自然生态因子生态敏感性是研究区内水系、坡度和土壤与植被 3 个单因子共同作用的结果。对叠置后的属性数据进行统计分析,可以得出具有极高敏感区面积为 228.3 km²,占区域总面积的 2.07%;高敏感区面积为 1 407.3 km²,占 12.75%;中敏感区面积为 837.8 km²,占 7.59%;低敏感区面积为 3 997.8 km²,占 36.20%;非敏感区面积为 4 571.0 km²,占 41.40%(图 1,表 2)。中敏感区主要分布于沿故黄河和大沙河沿线及徐州市区附近丘陵和贾汪部分丘陵岗地;极高和高敏感区分布在微山湖、骆马湖及京杭大运河沿线。

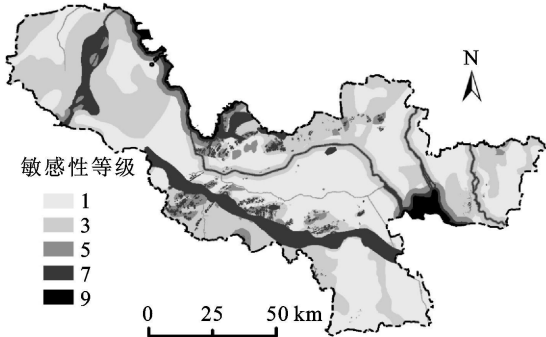


图 1 基于自然生态因子的生态敏感性等级分布

表 2 生态敏感性分析结果及相关指数

类别	非敏感区		低敏感区		中敏感区		高敏感区		极高敏感区	
	面积/ km ²	占区域总 面积/ %	面积/ km ²	占区域总 面积/ %	面积/ km ²	占区域总 面积/ %	面积/ km ²	占区域总 面积/ %	面积/ km ²	占区域总 面积/ %
自然生态因子	4571.0	41.40	3997.8	36.20	837.8	7.59	1407.3	12.75	228.3	2.07
灾害风险因子	9558.3	86.58	1137.0	10.30	99.9	0.91	170.4	1.54	74.0	0.67
生态服务因子			7.6	0.07	517.5	4.69	162.6	1.47		
综合生态敏感性	3748.3	33.94	4296.9	38.91	1088.1	9.85	1608.4	14.56	301.8	2.73

3.2 灾害风险因子生态敏感性

灾害风险因子生态敏感性是研究区内塌陷、地震和滞洪 3 个单因子共同作用的结果。对叠置后的属性数据进行统计分析,可以得出具有极高敏感区面积为 74.0 km²,占区域总面积的 0.67%;高敏感区面积为 170.4 km²,占 1.54%;中敏感区面积为 99.9 km²,占 0.91%;低敏感区面积为 1 137.0 km²,占

10.30%;非敏感区面积为 9 558.3 km²,占 86.58%。中敏感区主要分布于新沂市大部分地区、邳苍泄洪道一部分及铜山县、贾汪煤矿稳沉塌陷区;极高和高敏感区分布在贾汪和铜山县煤矿未稳沉塌陷区(图 2)。

3.3 生态服务因子生态敏感性

经过对生态服务因子进行空间统计分析,基于生态服务因子的高敏感区面积为 162.6 km²,占区域总面

积的 1.47%; 中敏感区面积为 517.5 km², 占 4.69%; 低敏感区面积为 7.6 km², 占 0.07%。中敏感区主要分布铜山县圣人窝自然保护区, 高敏感区分布在微山湖湿地自然保护区和新沂马陵山自然保护区(图 3)。

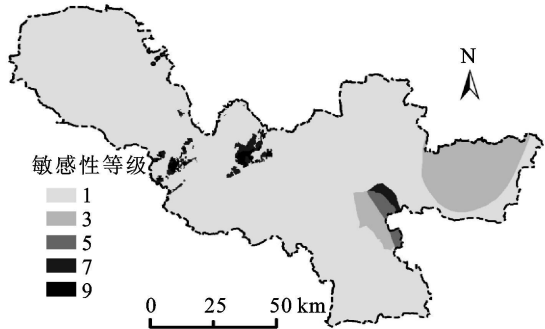


图 2 基于灾害风险因子的生态敏感性等级分布

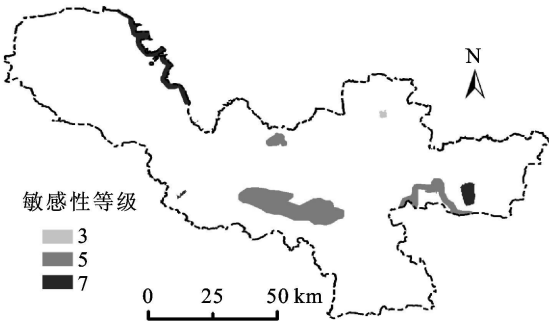


图 3 基于生态服务因子的生态敏感性分析结果

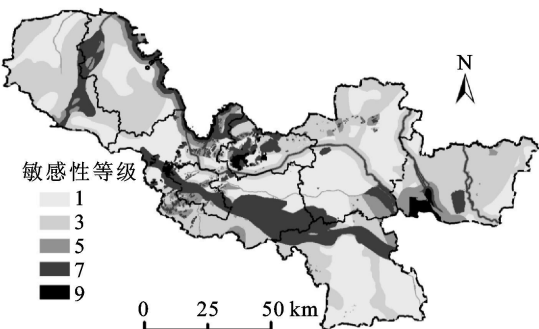


图 4 生态敏感性综合分析结果

3.4 综合生态敏感性

将基于自然生态、灾害风险和生态服务 3 个一级影响因素的生态敏感性空间分布经过叠置再取最大值, 可获得徐州地区综合生态敏感性的空间分异图(图 4)。经过对叠置后的属性数据进行统计分析, 非敏感区 3 748.3 km², 占区域总面积的 33.94%, 主要分布于睢宁、邳州、铜山县东部和北部; 低敏感区面积为 4 296.9 km², 占 38.91%, 主要分布在新沂市、邳州西北部、丰县、沛县; 中敏感区面积为 1 088.1 km², 占 9.85%, 分布于新沂河沿线滞洪区、微山湖湿地缓冲带; 高敏感区面积为 1 608.4 km², 占 14.56%, 主要分布于故黄河、大沙河和京杭大运河沿线、马陵山自然保护区、微山湖湿地自然保护区及区域中部和贾

汪丘陵地带; 极高敏感区面积为 301.8 km², 占 2.73%, 主要分布在微山湖、骆马湖沿线及铜山县和贾汪煤矿塌陷区。非敏感区与低敏感区两者之和占研究区面积的 72.85%, 表明徐州地区的生态敏感性总体上较低。

4 结论

极高与高生态敏感区属于脆弱生态环境区, 系统稳定性极差, 极易受到人为破坏, 而且一旦破坏很难恢复, 此类区域应该重点保护; 中生态敏感区属于较为脆弱的生态环境区, 对外界的干扰活动具有一定的抵抗能力, 较易遭受人为干扰, 造成生态系统的扰动和不稳定, 此类区域可以作为控制发展区或过渡区, 宜于在科学指导下进行适度的开发利用; 低生态敏感区与非生态敏感区, 生态敏感性较低, 系统稳定性较好, 外部的干扰对生态环境的影响不大, 可作为适宜开发区, 进行强度较大的开发利用^[11]。因此, 可作强度较大的开发利用的面积为 8 045.2 km², 占研究区面积的 72.85%; 可在指导下进行适度的开发利用的面积为 1 088.1 km², 占 9.85%; 而作为重点保护的面积为 1 910.2 km², 占 17.29%。

本研究中采用 GIS 技术将多生态敏感性因子通过空间矢量叠置方法取最大值确定区域敏感性, 操作方法简单、运算高效; 避免了栅格叠加操作复杂、运算效率低的缺点。影响生态敏感性的因子很多, 在分析生态敏感性时, 应根据研究区环境特征选择主要的影响因子。本文根据徐州的环境本底特征选择了 3 个一级因子共 7 个单因子对该地区生态敏感性进行分析, 结果可作为该地区的开发建设和环境规划与保护的依据。

参考文献:

[1] 杨志峰, 徐俏, 何孟常, 等. 城市生态敏感性分析[J]. 中国环境科学, 2002, 22(4): 360-364.
[2] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J]. 生态学报, 2000, 20(1): 9-12.
[3] 刘康, 欧阳志云, 王效科, 等. 甘肃省生态环境敏感性评价及其空间分布[J]. 生态学报, 2003, 23(12): 2711-2718.
[4] 谷花云, 安裕伦. 贵州省生态系统对酸沉降的相对敏感性[J]. 贵州师范大学学报: 自然科学版, 2003, 21(4): 88-91.
[5] 贺秋华, 张丹, 陈朝猛, 等. GIS 支持下的黔中地区生态环境敏感性评估[J]. 生态学杂志, 2007, 26(3): 413-417.
[6] Xiong Ying, Zeng Guangming, Chen Guiqiu, et al. Combining AHP with GIS in synthetic evaluation of eco-environment quality: A case study of Hunan Province, China[J]. Ecological Modeling, 2007, 209: 97-109.

(下转第 253 页)

[37] Tokunaga S, Hakuta T. Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil[J]. Chemosphere, 2002, 46(1): 31-38.

[38] Alam M G M, Tokunaga S, Maekawa T. Extraction of arsenic in a synthetic arsenic-contaminated soil using phosphate[J]. Chemosphere, 2001, 43(8): 1035-1041.

[39] 杨居荣. 蚯蚓对土壤重金属的吸收与富集[J]. 农业环境保护, 1984(3): 4-8.

[40] 常学秀, 张汉波, 袁嘉丽. 环境污染微生物[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.

[41] 李素玉. 环境微生物分类与检测技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.

[42] 格鲁德夫. 重金属和砷污染土壤的微生物净化[J]. 国外金属矿选矿, 1999(10): 40-42.

[43] Ma L Q, Komar K M, Tu C, et al. A fern that hyperaccumulates arsenic: a hardy, versatile, fast-growing plant helps to remove arsenic contaminated soil[J]. Nature, 2001, 409: 579.

[44] Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation[J]. Chinese Science Bulletin, 2002, 47(11): 902-905.

[45] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 455-462.

[46] Tu C, Ma L Q. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator ladder brake[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31(2): 641-647.

[47] Tu C, Ma L Q, Zhang W, et al. Arsenic species and leachability in the fronds of the hyperaccumulator Chinese brake (*Pteris vittata* L.)[J]. Environmental Pollution, 2003, 124(2): 223-230.

[48] Francesconi K, Visoottiviset P, Skidokchan W, et al. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 284: 27-35.

[49] Ampiah Bonney R J, Tyson J F, Lanza G R. Phytoextraction of arsenic from soil by *Leersia Oryzoides*[J]. International Journal of Phytoremediation, 2007, 9(1): 31-40.

[50] Kertulis-Tartar G M, Ma L Q, Tu C, et al. Phytoremediation of an arsenic-contaminated site using *Pteris vittata* L.: a two-years study[J]. International Journal of Phytoremediation, 2006, 8(4): 311-322.

[51] 蔡保松. 蜈蚣草富集能力的基因型差异及其对环境因子的反应[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.

[52] Leung H M, Ye Z H, Wong M H. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) in As-contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 2006, 139(1): 1-8.

[53] Liu Y, Zhu Y G, Chen B D, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. [J]. Mycorrhiza, 2005, 15: 187-192.

[54] Bagga D K, Peterson S. Phytoremediation of arsenic-contaminated soil as affected by the chelating agent CD-TA and different levels of soil pH [J]. Remediation, 2001, 12(1): 77-85.

[55] Pickering I J, Prince R C, George M J, et al. Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard[J]. Plant Physiology, 2000, 122(4): 1117-1177.

(上接第 243 页)

[16] 张厚轩. 中国种植制度对全球气候变化响应的有关问题: I . 气候变化对我国种植制度的影响[J]. 中国农业气象, 2000, 21(1): 9-13.

[17] 张厚轩. 中国种植制度对全球气候变化响应的有关问题: II . 我国种植制度对气候变化响应的主要问题[J]. 中国农业气象, 2000, 21(2): 10-13.

[18] 沈学年, 刘翼浩. 多熟种植[M]. 北京: 农业出版社, 1983.

[19] 杜涛, 叶琰, 李洪伟, 等. 基于灰色系统理论的几种需水量预测方法分析[J]. 长江科学院院报, 2010, 27(7): 12-16.

[20] 张沁文, 王学萌, 聂宏声, 等. 农村经济灰色系统分析、模型、方法、应用[M]. 北京: 学术期刊出版社, 1981.

(上接第 247 页)

[7] 闵婕. 基于 GIS 技术与 AHP 研究生态环境敏感度分区[J]. 重庆师范大学学报: 自然科学版, 2006, 23(4): 76-80.

[8] 赵晓慧, 严力蛟. 生态敏感性的灰色关联投影评价模型及其应用[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2006, 32(3): 341-345.

[9] Zhang Mingwu, Jin Haijiang, Cai Desuo, et al. The comparative study on the ecological sensitivity analysis in Huixian karst wetland, China[J]. Procedia Environmental Sciences, 2010, 2: 386-398.

[10] 韩贵锋, 赵珂, 袁兴中, 等. 基于空间分析的山地生态敏感性评价: 以四川省万源市为例[J]. 山地学报, 2008, 26(5): 531-537.

[11] 尹海伟, 徐建刚, 陈昌勇, 等. 基于 GIS 的吴江东部地区生态敏感性分析[J]. 地理科学, 2006, 26(1): 64-68.