

# 流域生态风险评估方法研究——以太湖流域为例

许妍<sup>1</sup>, 马明辉<sup>1</sup>, 高俊峰<sup>2\*</sup> (1. 国家海洋环境监测中心, 辽宁 大连 116023; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 江苏 南京 210008)

**摘要:** 在分析流域生态风险发生机理的基础上, 根据风险评估框架, 从风险评估三要素风险源-生境-受体出发, 构建了危险度-脆弱度-损失度流域生态风险评估技术体系, 主要包括综合模型的构建、指标体系选取、等级体系划分与评估单元确定等内容, 并以太湖流域为例进行实证分析, 结果表明: 太湖流域生态风险整体以中等风险为主, 呈升高趋势, 与 2000 年相比, 2008 年高、较高生态风险所占面积比分别增加了 0.39% 和 5%。实证分析基本验证了模型及方法的科学性和可操作性。

**关键词:** 生态风险; 评估方法; 太湖流域

中图分类号: X171

文献标识码: A

文章编号: 1000-6923(2012)09-1693-09

**The evaluation method of ecological risk assessment based on watershed scale—Take the Taihu watershed as example.** XU Yan<sup>1</sup>, MA Ming-hui<sup>1</sup>, GAO Jun-feng<sup>2\*</sup> (1. National Marine Environment Monitoring Center, Dalian 116023, China; 2. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China). *China Environmental Science*, 2012, 32(9): 1693~1701

**Abstract:** Reference to the previous research results about ecological risk assessment, the paper firstly considered the interaction mechanism and the relationship among each ecosystem from the watershed ecosystem perspective, and then studied the content and features of ecological risk assessment about typical watershed. Secondly, according to the basic elements (risk sources, habitat and effect) affected on the ecological risk assessment, base on an overall consideration of many risk sources, risk factors, multi-endpoint and ecological receptors coexistence, we had constructed an technology system which includes the hazard indicators of risk sources, the vulnerability indicators of habitats as well as the potential loss of risk receptors. The main parts of system included comprehensive model building, index system selection, level division and assessment unit determination. Finally, using the ArcGIS technology and assessment model, we evaluated the time-spatial evolution character of Taihu Lake watershed and determined the status and trends of ecological risk development based on the assessment results. The results indicated that most ecological risk of Taihu watershed were medium level and increased gradually. As compared with 2000 year, the percentage of high and higher risk region had increased by 0.39% and 5% separately in 2008 years. The empirical analysis verified the scientific and feasibility of the models and methods.

**Key words:** ecological risk; assessment method; Taihu watershed

为了抑制生态环境的恶化,改善人类的生存环境,世界各国已开展了大量有关生态环境的研究,在环境评估方面也不断深化<sup>[1-2]</sup>。特别是随着环境管理目标和观念的转变,生态风险评估(ERA)作为一种重要的生态环境管理手段,逐渐成为国内外学术界研究的热点问题之一<sup>[3-4]</sup>。近年来,国内外学者及研究机构从理论与方法上对生态风险进行了研究,风险源从单一风险源扩展到多风险源,风险受体从单一受体发展到多受体,

评估范围也从种群、生态系统扩展到流域区域水平<sup>[5-9]</sup>。与局地生态风险相比,目前大尺度的生态风险评估研究还处于探讨阶段,流域生态风险评估研究较为薄弱,在理论与方法上还存在

收稿日期: 2012-02-08

基金项目: 我国海洋环境监测评价体系优化与综合服务平台开发(201005014); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07101-014)

\* 责任作者, 研究员, gaojunf@niglas.ac.cn

在很多不足,由于资料、技术和工具的局限以及流域生态系统空间异质性特征,流域生态风险评估至今尚未形成统一的评估体系.同时,针对复合生态系统的评估指标体系亦不够完整,各指标的基准值和参考数据还有待进一步补充<sup>[10]</sup>.本文在分析流域生态风险发生机理基础上,首次从生态风险的影响因素出发,针对不同类型生态系统构建能够定量表征生态风险整体状况的评估指标体系与评估准则,旨在丰富流域尺度生态风险理论与方法研究.

1 流域生态风险发生机理分析

流域生态风险系统是一个复杂的巨系统,由风险源(R)、生境(E)、风险受体(S)复合组成了流域生态风险的结构体系,这一结构体系与以往的研究<sup>[11-12]</sup>有一定的相似性,但不同的是本研究所提出的生态风险结构体系,强调把生境与风险受

体分开,系统内的各要素具有同等重要性,R 是风险产生的充分条件,S 是放大或缩小风险的必要条件,E 是影响 R 和 S 的背景条件,任何一个区域的生态风险都是 R、E、S 综合作用的结果.相应的由风险源危险度(RH)、生态环境脆弱度(EV)及风险受体损失度(SL)共同构成了生态风险的功能体系.系统内生态风险各要素之间相互影响、相互联系、相互制约,是一个不断释放-传递-危害-响应-控制的复合高阶演变过程.流域生态风险发生过程可简化为不同风险源向生境释放各类型的胁迫因子,从而对存在生境中的多种受体造成诸多负面效应的过程(图 1).危险度指数、脆弱度指数及损失度指数是流域生态风险评估的 3 大影响因素,也是生态风险评估的 3 个基本目标,与目标函数(生态风险)呈现正相关关系,即风险源危险度越大,生态环境越脆弱,风险受体损失度越大,生态风险就越大.

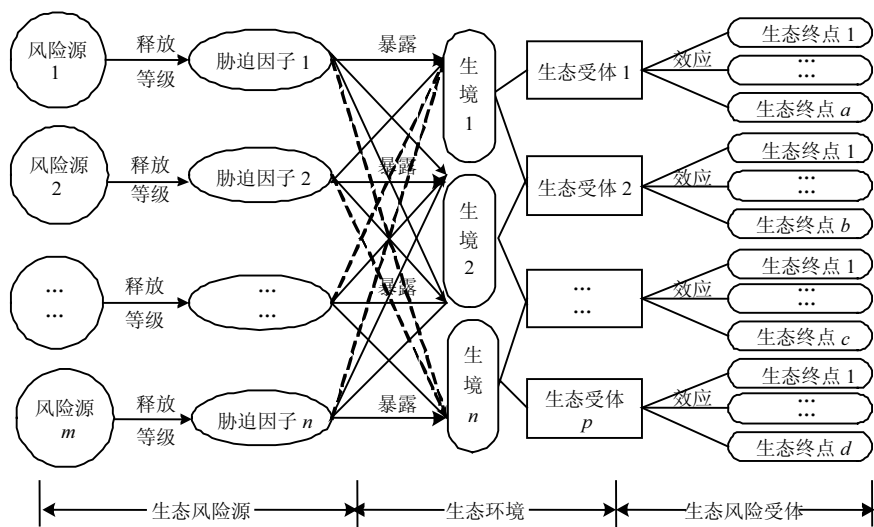


图 1 流域生态风险发生过程示意  
Fig.1 Occurrence process of watershed ecological risk

2 流域生态风险评估流程与方法

2.1 流域生态风险评估流程

依据评估框架,结合流域特征,可将流域生态风险评估分为 3 阶段 7 部分(图 2):问题形成是整个生态风险评估的依托,主要是确定风险发生范围,明确流域内存在的生态问题,并在此基础上建

立风险评估的目标.这一阶段风险的评估者、管理者以及相关的当事人会为了实现管理目标和评估目标协调一致,制定规划以及提供有助于评估工作的可用资源.

第 2 阶段为风险分析与表征阶段,是评估的主体,包括风险综合评估、风险表征与区划 2 部分内容,主要是运用评估技术对流域生态风险进

行综合评估,并依据评估结果表征风险大小、风险空间分布等问题,完成风险评估、风险表征及风险制图。

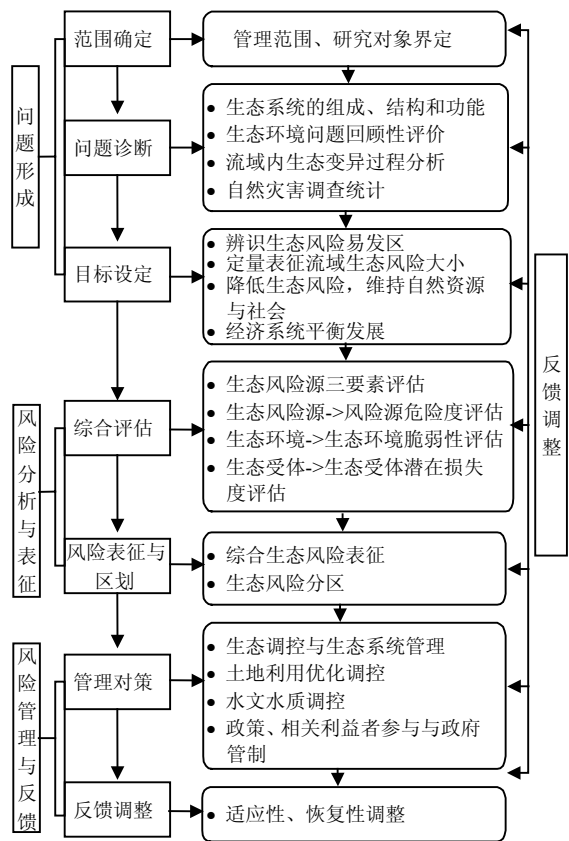


图2 生态风险评估流程

Fig.2 The flow chart of watershed ecological risk assessment

第3阶段为风险管理与反馈,基于风险评估结果,风险管理者会做出相应环境决策,并传递给相关人员,同时对风险评估结果进行反馈,进一步完善调整评估进程,使风险评估预测结果更为准确。

2.2 流域生态风险评估模型构建

目前,风险分析与表征部分尚未形成统一的评估体系.评估方法多为运用概率型数学模型将区域内风险发生概率  $P$  及其风险损失度  $D$  的风险复合表征模型具体化。

对于生态系统而言,灾害性事件的产生多为外界胁迫因素与系统内部生态结构不稳定性因

素共同作用的结果.外界胁迫作用于生态系统的外在表现即为外界干扰,而生态系统是否稳定,主要表现在抗外界干扰能力上,外界干扰强度越大,生态系统抗干扰能力越弱,发生风险的概率也就越大.本研究根据流域生态风险评估内涵及发生机理<sup>[10]</sup>,综合考虑风险源-生境-影响等生态风险因素之间的相互作用关系,从危险度-脆弱度-损失度3个层次构建流域生态风险评估模型:

流域生态风险(ER)= $f$ 危险度( $H$ ),脆弱度( $V$ ),损失度( $L$ )

该模型从宏观角度综合考虑各种因素对流域复合生态系统的影响,具有较强的灵活性和实用性.具体计算公式为:

$$ER = \sum_{i=1}^n H \cdot V \cdot L \tag{1}$$

式中: $H$ 为风险源危险度; $V$ 为生境脆弱度; $L$ 为受体潜在损失度; $i$ 为评估单元编号; $n$ 为评估单元数量。

2.2.1 生态风险源危险度 生态系统(风险受体)暴露于多重生态风险源之下,它们所受的风险干扰是多重风险源相互叠加的结果.不同类型的风险源对生态系统的潜在危险性存在一定差异,不同风险受体所面临的风险强度、造成的生态损害不尽相同.此外,受复合风险源作用的生态系统,其风险源强度可划分为多个类型、多个等级,同一类型不同等级的风险源对同一受体的危险程度亦不相同.本文针对复合风险源特点,引入相对权重系数来区分风险源危险度差异,采用风险源危险度指数  $H$  来表征风险源的发生概率及强度,公式如下:

$$H = \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot RH_i \quad i=1,2,\dots,n \tag{2}$$

式中: $RH_i$ 为第  $i$  类风险源危险度; $\beta$ 表示第  $i$  类风险源权重; $i$ 为生态风险源类别; $n$ 为风险源类型总数.其中,

$$RH_i = \sum_{j=1}^m \lambda_{ij} \cdot R_{ij} \quad i=1,2,\dots,n; j=1,2,\dots,m \tag{3}$$

式中: $R_{ij}$ 为第  $i$  类第  $j$  级风险源危险度指数; $i$ 为风险源类别; $j$ 为第  $i$  类风险源的等级数; $m$ 为总级别数; $\lambda_{ij}$ 为第  $i$  类第  $j$  级风险源权重。

**2.2.2 生态环境脆弱度** 不同生态环境在维护生物多样性、保护物种、完善生态系统整体结构和功能、促进景观结构自然演替等方面的作用是有差别的<sup>[13]</sup>.因此,生态脆弱度评估是反映相同外界干扰条件下,生态系统产生生态失衡与生态环境问题的可能性<sup>[14-15]</sup>,是联系风险源与风险受体的桥梁,是生态风险评估的关键环节之一.生态环境是由自然条件背景、人类开发利用活动和环境管理共同作用形成的结果,因此,评估时应充分考虑生态环境各个组成部分.在参考已有研究基础上<sup>[16-19]</sup>,从自然、生态、社会等脆弱影响因素出发,构建流域生态环境脆弱度评估指标体系及评估模型,对生境脆弱程度进行量化的表征分析,进而诊断流域生态环境脆弱度的时空分异特征.具体计算公式为:

$$V = W_n \cdot N + W_e \cdot E + W_h \cdot H$$

(4)

其中,

$$N = \sum_{i=1}^m W_i \cdot N_i, E = \sum_{i=1}^m W_i \cdot E_i, H = \sum_{i=1}^m W_i \cdot H_i$$

式中, $V$  表示生境脆弱度指数,其值越大说明生态环境越脆弱,越不健康,潜在危险越大;反之, $V$  值越小说明生态环境脆弱度越小,越健康. $N_i$ 、 $E_i$ 、 $H_i$  分别表示影响生态脆弱的自然因素、生态因素及社会因素中第  $i$  种指标的归一化值; $W$  为指标权重值; $m$  为评估指标的数目. $N$ 、 $E$ 、 $H$  分别为生态环境的自然因素、生态因素及社会因素得分.

**2.2.3 生态风险受体损失度** 流域生态风险评估另一重要组成部分即风险受体损失度评估,即自然灾害事件及人类破坏活动等发生后的作用效果对风险承受者具有的负面影响.这些影响除对社会经济具有直接的扰动和打击外,还可能导致生态系统结构和功能的损伤,如生态系统内物种的病变,植被演替过程的中断或改变,生物多样性的减少等.经济学上的风险常用经济损失来表示风险损失大小,而生态风险不仅应体现社会经济的损失情况,更应表征生态系统自身的结构和功能变化.因此,损失度主要包括自然生态系统和经济社会系统损失情况的估算.由于风险具有不确定性,风险导致的损失也是不确定的,因而生态系统绝对损害程度大小难以量化,一般采用相

对评估法,用生态风险潜在损失度表征生态系统及其组分遭受外界干扰时可能受到的损害程度.

3 流域生态风险评估指标体系

依据评估模型、指标体系构建原则,基于目标层-类别层-要素层-指标层多层次框架结构,从生态风险源危险度、生态环境脆弱度及风险受体损失度 3 方面考虑构建流域生态风险评估指标体系.

3.1 生态风险源危险度评估指标体系

危险度指数主要包括自然灾害危险度和人类破坏性活动危险度两方面,其中自然灾害危险度主要选取了洪涝、干旱、极端气象(台风、风雹、低温冷冻)及土壤侵蚀等风险源的发生强度、频率、范围等指标;人类破坏性活动主要选取污染排放指标,见表 1.

表 1 生态风险源危险度评估指标体系

Table 1 Index system of hazard assessment of ecological risk source

| 目标层            | 类别层     | 要素层      | 指标层         | 指标类型 |
|----------------|---------|----------|-------------|------|
| 生态风险源危险度评估(RH) | 自然灾害危险度 | 洪涝灾害强度   | 洪涝灾害发生频率    | 正向   |
|                |         |          | 洪涝灾害发生规模    |      |
|                |         | 干旱灾害强度   | 干旱灾害发生频率    | 正向   |
|                |         |          | 干旱灾害发生规模    |      |
|                |         | 极端气象灾害强度 | 台风发生规模、频率   | 正向   |
|                |         |          | 风雹灾害发生规模、频率 |      |
|                |         |          | 低温冷冻发生规模、频率 |      |
|                |         |          |             |      |
| 人类破坏性活动危险度     | 污染排放强度  | 土壤侵蚀强度   | 土壤侵蚀模数与等级   | 正向   |
|                |         |          | 点源污染排放强度    | 正向   |
|                |         |          | 面源污染排放强度    | 正向   |

由于不同风险源发生概率、强度等与具体风险源的形成机理和作用过程有关,不同类型风险源危险度的量化方法亦不相同,因此,在进行风险源危险度评估时应根据具体风险源的特点进行选择.对于点状风险源可以按照点源随距离衰减原理量化其强度值;对于线状风险源可以按照不同距离的缓冲区量化其值;面状风险源的量化较

复杂,可以按照评估单元统计风险源影响范围、发生频率进行量化。

本研究中自然灾害危险度评估主要从风险源发生频率、发生面积及发生强度 3 方面选取指标,根据不同风险源的危害程度进行赋值.其中,洪涝、干旱、极端气象强度等主要根据历史记录、图片等资料记载,统计其发生频率和规模范围;土壤侵蚀指数主要依据土壤侵蚀面积与土壤侵蚀等级,得到评估单元的土壤侵蚀强度.人类破坏性活动危险度主要选择了污染排放强度,包括工业企业以及生活污水等点源污染排放和农田、村镇、养殖等面源污染排放,根据 COD、TN、TP、NH<sub>3</sub>-N 等污染物排放浓度高低进行指标量化.由于不同风险源量化单元不同,为进行统一表征,需要将这些数据“投影”到网格上,最终以网格数据结构为基础,实现各种代数和逻辑运算。

3.2 生态环境脆弱度评估指标体系

生态脆弱度主要体现在生态系统结构和功能的敏感性、易变性,以及抗干扰能力和恢复能力下降等方面,其产生原因与生态系统本身的特性有关,也与生态系统受到的干扰有关.由于生态系统的脆弱性难以预见,加之脆弱系统的复杂性,不同区域反映生态系统脆弱性变化的指标纷繁复杂<sup>[20]</sup>.本研究从生态环境脆弱性内涵出发,通过查阅大量的文献资料,并与相关专家进行讨论基础上,对影响生态环境脆弱度的可能因素进行仔细的辨识和梳理,主要从流域自然因素、生态因素及社会因素 3 方面选取适宜指标,建立生态环境脆弱度评估指标体系(表 2)。

3.2.1 自然因素 自然因素奠定了地理过程发生的基本空间格局,是生态环境不稳定性的自然成因,包括基质、动能两大因素,基质因素主要由地质构造、地貌特征等因子构成,是生态环境构成的物质基础;动能因素主要由气候水文因子构成,是生态系统组成要素的能量基础,其能量特征及传输转化在空间和时间上与其他因素不协调时,便会导致生态退化.地质构造、地貌特征、气象水文等自然因素随时间变化较为缓慢,对生态环境的影响是长期性和基础性的,是脆弱生态环境的内在因素。

3.2.2 生态因素 生态因素主要表征生态系统所处环境的质量与状态,综合反映了流域生态系统结构和功能的完整性和稳定性,用于描述在外界压力或干扰下,系统结构遭受破坏或恶化后,稳定性变差,敏感性加强而显示出来的脆弱性.主要从生态系统的活力、组织结构、恢复力 3 方面选取能够反映生态系统当前状态,资源数量和质量

的指标因子<sup>[21]</sup>.本文主要选取净初级生产力、斑块密度、生物多样性指数、综合弹性值等指标。3.2.3 社会因素 自然条件的不利只决定了环境脆弱存在的潜在性,只有当人为活动破坏生态链中某一环境因素后,生态系统逐步失去平衡,自然因素的影响才明显呈现,并加速生态环境恶化.人为因素往往叠加于自然因素、生态因素之上,对生态脆弱恶化起着加速和主导作用,且其影响是多方面的、深远的和不确定的<sup>[22-23]</sup>.土地利用空间模式及社会保障措施、教育水平等社会因素的不断改变直接或间接地改变生态系统的结构和功能<sup>[24-26]</sup>,最终导致生物群落演替等生态过程发生变化。

表 2 生态环境脆弱度评估指标体系  
Table 2 Index system of ecological vulnerability assessment

| 目标层            | 类别层  | 要素层  | 指标层           | 指标类型 |
|----------------|------|------|---------------|------|
| 生态环境脆弱度评估 (EV) | 自然因素 | 地质地貌 | 地面高程          | 正向   |
|                |      |      | 土壤质地          | 正向   |
|                |      |      | 坡度>20°面积比     | 正向   |
|                |      | 气象水文 | 多年平均降雨量       | 正向   |
|                |      |      | 多年平均≥10℃积温    | 分类   |
|                |      | 植被   | 植被覆盖率         | 逆向   |
|                |      | 水系   | 水面率           | 逆向   |
|                |      | 活力   | 净初级生产力 NPP    | 逆向   |
|                | 生态因素 | 组织结构 | 景观类型破碎度       | 正向   |
|                |      |      | 景观类型分维数       | 逆向   |
|                |      |      | 蔓延度           | 逆向   |
|                |      |      | Shannon 多样性指数 | 逆向   |
|                |      | 恢复力  | 综合弹性值         | 逆向   |
|                | 社会因素 | 土地利用 | 土地垦殖指数        | 正向   |
|                |      |      | 土地利用程度        | 正向   |
|                |      | 社会健康 | 社会福利院数量       | 逆向   |
|                |      |      | 每万人拥有学生数      | 逆向   |
|                |      |      | 城乡最低生活保障人数    | 逆向   |

3.3 生态风险受体损失度评估指标体系

流域尺度下的风险受体为生态系统.其中,自然生态系统损失度主要体现在生态系统服务功能价值损失上.当面临相同的风险发生概率,其生态系统服务功能价值越大,风险受体损失度就越大;反之,生态系统服务功能价值越小,风险受体损失度就越小.因此,主要选取生态服务功能价值及生态系统面积比例,运用公式进行定量估算.

表 3 风险受体潜在损失度评估  
Table 3 Index system of ecological receptor potential loss

| 目标层            | 类别层           | 要素层              | 指标层          | 指标类型                   |
|----------------|---------------|------------------|--------------|------------------------|
| 风险受体损失度评估 (SL) | 自然生态系<br>统损失度 | 自然生态系统<br>服务功能价值 | 生态系统调节功能     | 正向                     |
|                |               |                  | 生态系统文化功能     | 正向                     |
|                |               |                  | 生态系统支持功能     | 正向                     |
|                | 社会经济系<br>统损失度 | 社会经济系统<br>发达程度   | 人口密度         | 正向                     |
|                |               |                  | 建设用地比重       | 正向                     |
|                |               |                  | 人均 GDP       | 正向                     |
|                |               |                  | 农作物产量        | 正向                     |
|                |               |                  | 区域应急保障<br>措施 | 工业废水达标率<br>每千人医疗床位数 逆向 |

由于自然灾害及人类破坏性活动发生具有随机性特点,造成损失统计指标值的年际波动较大,因此,社会经济系统的损失不易利用某一时点的灾损数据.一般认为社会经济条件可以定量反映区域内社会经济系统的灾损敏度,即潜在损失度的高低<sup>[27]</sup>.社会经济发达的地区,人口、城镇密集,产业活动频繁,社会经济价值较高.当遭遇同样等级的风险时,该类地区的绝对损失度往往比经济落后的地区大很多.此外,考虑到经济发达地区,社会保障措施较为完善,其承受风险的能力相对较强.因此,本文主要从社会经济系统损失度和应急保障措施 2 方面考虑,选取人均 GDP、人口密度等相关指标,运用综合评估法对社会经济系统潜在损失进行评估(表 3).

4 评估标准与等级划分

4.1 评估标准与阈值研究

评估标准是否合理直接影响评估结果的准确性.目前,关于流域生态风险评估研究尚无统一的标准.综合来看,评估标准可以通过以下方法确定:(1)

历史资料法;(2)实地考察;(3)参照对比法;(4)借鉴国家标准与相关研究成果;(5)公众参与;(6)专家评判.本文中评估标准的确定原则为有国家标准的,实行国家标准,主要包括如国家或国际组织颁布执行的环境质量标准、公共卫生标准、各行业发布的环境安全评估规范和规定等;没有国家标准、有地方标准的,实行地方标准,包括各地方政府颁布的规划区目标、生态容量等;没有国家或地方标准的情况下,采用参考文献中使用的标准;国家或地方标准以及参考文献均没有的情况下,采用往年平均值或相似区域的平均值作为基准值.如河流湖泊水质标准等采用国家标准;生态指标和社会经济指参考类似发达地区的水平标准或采用科学研究已判定的标准;土壤侵蚀等指标参考生态建设标准.

4.2 等级体系划分

本文在定量指标标准时借鉴有关历史资料、相关研究成果与国家适用标准及通过多区域对比分析确定,各具体指标评在公众参与基础上由专家评判完成.根据评估结果,运用 ArcGIS 聚类分析功能,从高到低依次划分为“Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级、Ⅳ级、Ⅴ级”5 个级别,用于分析各评估要素的空间分布差异,度量研究范围内危险度、脆弱度及损失度相对大小及程度.不同要素表达含义不尽相同,详见表 4.

4.3 评估单元选取

本文根据行政单元与网格单元各自的优缺点,采用二者相结合的划分方法,使指标因子数据载体与分析评估单元分开,即用网格单元作为指标因子的数据载体和基本评估分析单元,用行政单元作为综合评估分析单元或数据载体(社会经济数据),二者之间用模型予以关联,这样既能更好的表达流域内生态风险空间分布的规律性及差异性,又便于各行政单元内的生态保护与风险管理.

通过 ArcGIS 软件中多边形空间叠置分析法将行政区、自然分区的指标要素转化到网格单元,并以面积比重作为分值,跨越不同等级但同种要素的网格,该要素分值等于该网格内不同等级要素占网格面积比重与等级加权之和,转换公式如下<sup>[28-29]</sup>:

$$P = \sum_{i=1}^n S_i D_i$$

(5)

式中, $S_i$  为第  $i$  个行政单元在网格中的面积, $D_i$  为第  $i$  个行政单元单位面积上指标值, $n$  为网格中包含行政单元的个数.运用 ArcGIS 等地理信息软件,建立拓扑关系,通过 Union 等操作,完成叠加、赋值等工作,最终实现将行政单元数据向网格单元转化.

表 4 生态风险及组成要素等级划分  
Table 4 Grade division of ecological risk and component elements

| 生态风险等级 | 风险源(危险度)    | 生境(脆弱度)                        | 风险受体(损失度) | 生态风险(程度) |
|--------|-------------|--------------------------------|-----------|----------|
| I 级    | 发生频率低、灾害强度小 | 生态系统稳定性高、抗外界干扰能力强、恢复能力强        | 小         | 低生态风险    |
| II 级   | 发生频率较低、强度较小 | 生态系统稳定性较高、有较强的抗外界干扰能力、自然恢复能力较强 | 较小        | 较低生态风险   |
| III 级  | 发生频率中等,强度一般 | 生态系统尚稳定,生态系统敏感性增强,生态系统仍可维持     | 一般        | 中等生态风险   |
| IV 级   | 发生频率较高,强度较大 | 生态系统稳定性较低、生态系统出现异常、甚至开始退化      | 较大        | 较高生态风险   |
| V 级    | 发生频率很高、强度很大 | 生态系统稳定性极低、对外界干扰敏感性高、生态环境恢复力差   | 很大        | 高生态风险    |

5 实例分析

5.1 研究区域

太湖流域地处长江三角洲核心区域,人口密集、工业集中、城市化水平高,是我国经济最发达地区之一,也是灾害频发的区域.近年来,随着城镇的急剧扩张和经济的快速增长,流域内生态环境遭到极大冲击和破坏,致使生态系统出现资源退化、环境恶化与灾害加剧的趋势,高水平的生态风险与日俱增,从而危及生态系统及其内部组分健康,影响区域生态环境安全,进而制约整个区域的可持续发展<sup>[30]</sup>.

5.2 数据来源

本文所需数据众多,来源较为广泛.风险源数据主要通过查阅历史灾害记录,统计各站位历年监测数据获得;土壤侵蚀数据来自全国土壤侵蚀数据库;污染排放数据来自流域污染普查数据及查阅各县市环境统计公报、环境质量报告书等资料.水面率、森林覆盖率等来自于 Landsat 遥感影像解译数据;坡度>20°面积比、景观格局指数则通过 DEM、FRAGSTATS 软件间接获得.人口密度、每千人医疗床位数等指标主要通过城市统计年鉴、县(市)社会经济统计年鉴及中国民政统计年鉴查阅获得.

5.3 结果分析

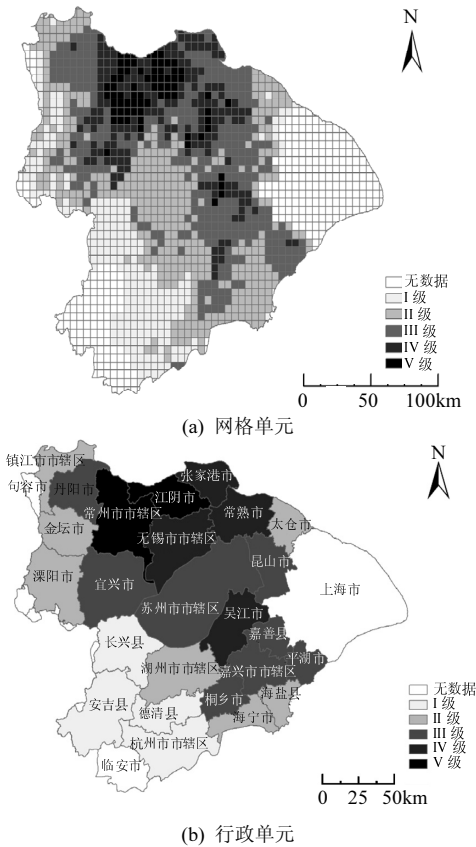


图 3 2008 年流域生态风险时空分布  
Fig.3 The spatial distribution of ecological risk in 2008year

根据危险度、脆弱度及损失度的分析结果计算得到太湖流域生态风险的时空分布情况.从空间分布可见(图3),研究区内生态风险空间差异显著,具有明显的空间集聚特征.高、较高生态风险区域主要位于北部常州市区、江阴市大部分地区以及无锡市区、苏州市区北部区域,约占流域的24.47%.中等生态风险区约占 32.11%,包括湖西平原的丹阳市、金坛市等农业灌溉区及东南部的杭嘉湖平原;流域南部的苕溪流域属于低和较低生态风险区,约占流域的 43.42%.

对 2000 年、2008 年各评估单元生态风险等级及其所占面积进行统计(表 5)得到,较低生态风险区的范围缩小,中等风险和较高风险区的分布范围扩大.2000 年太湖流域内以较低生态风险为主,面积为 9825.46km<sup>2</sup>,约占总面积的

31.25%.至 2008 年,较低生态风险面积缩减至 9101.81km<sup>2</sup>,所占比例降低至 28.95%;中等生态风险面积不断扩大,其所占比例也由之前的 26.97%上升至 32.11%,成为流域内主要生态风险等级.高、较高生态风险所占面积逐渐扩大,已由 2000 年的 5.66%、13.42%增加至 2008 年的 6.05%、18.42%,增加面积共计 1696.13km<sup>2</sup>.从结果分析可知,实证分析基本验证了模型及方法的科学性和可操作性,由于流域生态风险的影响因子众多,生态风险评估指标体系的建立涉及众多学科且需要对评估系统有足够的认识,不同生态系统、不同尺度的生态风险分析应具有不同的指标要素,评估指标的建立十分复杂,因此,所建指标体系尚需在更多区域、多方面进行验证和探索.

表 5 流域内不同等级生态风险分布情况  
Table 5 The distribution of ecological risk at different level

| 全流域    | 统计项目                 | 低生态风险   | 较低生态风险  | 中等生态风险   | 较高生态风险  | 高生态风险   |
|--------|----------------------|---------|---------|----------|---------|---------|
| 2000 年 | 单元个数                 | 321     | 421     | 356      | 176     | 76      |
|        | 面积(km <sup>2</sup> ) | 7138.39 | 9825.46 | 8482.23  | 4218.89 | 1779.97 |
|        | 占总面积比(%)             | 22.70   | 31.25   | 26.97    | 13.42   | 5.66    |
| 2008 年 | 单元个数                 | 207     | 401     | 418      | 244     | 80      |
|        | 面积(km <sup>2</sup> ) | 4550.18 | 9101.81 | 10097.96 | 5792.09 | 1902.9  |
|        | 占总面积比(%)             | 14.47   | 28.95   | 32.11    | 18.42   | 6.05    |

6 结语

本文从流域生态风险发生机理入手,分析流域内各生态风险影响要素之间的相互影响与作用机制,并从风险源危险度、生境脆弱度及风险受体损失度 3 方面构建了流域生态风险评估技术体系,综合考虑了多风险源、风险因子、风险受体共存情况下的生态风险空间分布,并以太湖流域为例,分析判断了流域生态风险发展状态与趋势,结果表明太湖流域生态风险整体呈升高趋势,与 2000 年相比,2008 年高、较高生态风险所占地面积比分别增加了 0.39%、5%.

参考文献:

[1] 郑炳辉,鄧永宽,郑凡东,等.滇池流域生态环境动态变化研究[J]. 环境科学研究, 2002,15(2):16-18.

[2] 谢花林.基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析——以江西兴国县为例 [J]. 中国环境科学, 2011,31(4):688-695.

[3] Glenn W, Suter G W II. Endpoints for regional ecological risk assessment [J]. Environmental Management, 1990,14(1):9-23.

[4] 沈英娃,曹洪法.生态风险评估方法简述 [J]. 中国环境科学, 1991,11(6):464-468.

[5] Victor B. Applying ecological risk principles to watershed assessment and management [J]. Environmental Management, 2002,29(2):145-154.

[6] Hayes E H, Landis W G. Regional risk assessment of a near shore marine environment: Cherry Point, W A [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2004,10(2):299-325.

[7] 许学工,林辉平,付在毅,等.黄河三角洲湿地区域生态风险评价 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2001,37(1):111-120.

[8] Domene X, Ramirez W, Mattana S, et al. Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery [J]. Environmental Pollution, 2008,155(2):227-236.

- [9] 李景刚,何春阳,李晓兵.快速城市化地区自然/半自然景观空间生态风险评价研究——以北京为例 [J]. 自然资源学报, 2008,23(1):33-47.
- [10] 许 妍,高俊峰,赵家虎,等.流域生态风险评估研究进展 [J]. 生态学报, 2012,32(1):284-292.
- [11] Mileti D S. Natural Hazards and Disasters—Disaster by Design [M]. Washington D C: Joseph Henry Press, 1999.
- [12] Okada Norio. Conference Roadmap, 3rd International Symposium on Integrated Disaster Risk Management (IDRM-2003) [M]. Kyoto International Conference Hall, Kyoto, Japan, 3-5 July, 2003.
- [13] 谢花林.基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析 [J]. 生态学报, 2008,28(10):5020-5026.
- [14] 李 鹤,张平宇,程叶青.脆弱性的概念及其评价方法 [J]. 地理科学进展. 2008,27(2):18-25.
- [15] 张笑楠.桂西北喀斯特区域生态环境脆弱性 [J]. 生态学报, 2009,29(2):749-757.
- [16] 周丙娟,蔡海生,陈美球.鄱阳湖区生态环境脆弱性评价及对策分析 [J]. 生态经济, 2009(4):37-41,54.
- [17] William S E, Leibowitz S G, Hyman J B, et al. Synoptic assessment of wetland function: a planning tool for protection of wetland species biodiversity [J]. Biodiversity and Conservation, 2002,11(3):379-406.
- [18] Metzger M J. Towards a spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of environmental change in Europe [J]. Region Environment Change, 2006,6(4):201-216.
- [19] Turner B LII, Kasperson R E, Matson P A, et al. A framework for vulnerability analysis in sustainability science [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003,100(14):8074-8079.
- [20] 徐广才,康慕谊,贺丽娜,等.生态脆弱性及其研究进展 [J]. 生态学报, 2009,29(5):2578-2588.
- [21] 许 妍,高俊峰,高永年,等.太湖流域生态系统健康的空间分异及其动态转移 [J]. 资源科学, 2011,33(2):201-209.
- [22] 黄 方,刘湘南,张养贞.GIS 支持下的吉林省西部生态环境脆弱态势评价研究 [J]. 地理科学, 2003,23(1):95-100.
- [23] 田亚平,刘沛林,郑文武.南方丘陵区生态脆弱度评估——以衡阳盆地为例 [J]. 地理研究, 2005,24(6):843-852.
- [24] 荆玉平,张树文,李 颖.基于景观结构的城乡交错带生态风险分析 [J]. 生态学杂志, 2008,27(2):229-234.
- [25] 肖笃宁,布仁仓,李秀珍.生态空间理论与景观异质性 [J]. 生态学报, 1997,17(5):453-461.
- [26] 陈佑启,杨 鹏.国际上土地利用/土地覆盖变化研究的新进展 [J]. 经济地理, 2001,21(1):95-100.
- [27] 李谢辉.渭河下游河流沿线区域生态风险评估及管理研究 [D]. 兰州:兰州大学, 2008.
- [28] 左 伟,张桂兰,万必文,等.中尺度生态评价研究中格网空间尺度的选择与确定 [J]. 测绘学报, 2003,32(3):267-271.
- [29] 范一大,史培军,辜智慧,等.行政单元数据向网格单元转化的技术方法 [J]. 地理科学, 2004,24(1):105-108.
- [30] 刘 永,郭怀成,黄 凯,等.湖泊-流域生态系统管理的内容与方法 [J]. 生态学报, 2007,27(12):5352-5360.

作者简介：许 妍(1981-),女,辽宁营口人,助理研究员,博士,主要研究方向为风险评估与生态区划.发表论文 10 余篇。

## 人类活动致非洲企鹅数锐减：数量只有 80 年前的 2.5%

南非水利与环境事务部发布的最新报告显示,由于受人类活动干扰,非洲企鹅数量正急剧下降,国际自然保护联盟已将非洲企鹅列为濒危物种.非洲企鹅又名南非斑点环企鹅,主要居住在非洲西南海域的岛屿上.

报告说,20 世纪 20 年代,生活在非洲各国的非洲企鹅共有 100 多万对,其中多数在南非,但到了 20 世纪 50 年代,这一数字下降到 14.7 万对,到 2009 年,已锐减至 2.5 万对.也就是说,目前的数量只有 80 年前的 2.5%,而这一下降状况还在持续中.

报告还说,造成非洲企鹅数量锐减的原因主要包括人类大量掠取企鹅产下的蛋,对企鹅栖息环境的破坏以及海水污染等.

报告提出,有关当局如果不采取强有力的保护措施,非洲企鹅或许会在不久的将来彻底消失.