

洞庭湖流域区域生态风险评价

卢宏伟, 曾光明, 谢更新, 张硕辅, 黄国和, 金相灿, 刘鸿亮

(湖南大学环境科学与工程系, 长沙 410082)

摘要:对于生态系统, 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, 因此对流域生态风险进行评价时应充分考虑系统内部的生态结构与外界的胁迫性因素。目前国内外对于外界胁迫性因素的研究多集中在自然灾害(如洪涝灾害)以及外界污染物主要集中在重金属类的排入, 而事实上, 其他类型的污染物, 如氮、磷等也将对生态系统产生一定的危害, 由于这些污染物浓度在个别地区超标程度较高并可能对受体产生巨大的影响, 因此将该类污染物作为一类重要因素纳入生态风险评价体系中是非常必要的, 而由此得出的评价结果也更为系统和全面。

以洞庭湖地区的东、南、西三部分作为研究区域, 根据其特殊的背景, 将工业污染、农业污染及血防污染作为其污染类风险源, 引入由氮毒性污染指数、磷毒性污染指数、重金属类毒性污染指数共同构成的毒性污染指数与自然灾害指数和系统本身的生态指数, 包括生物指数、多样性指数、物种重要性指数以及脆弱性指数完成了对洞庭湖流域的区域生态风险评价。

关键词:生态风险评价; 洞庭湖; 污染

The regional ecological risk assessment of the Dongting Lake watershed

LU Hong-Wei, ZENG Guang-Ming, XIE Geng-Xin, ZHANG Shuo-Fu, HUANG Guo-He, JIN Xiang-Can, LIU Hong-Liang (Department of Science and Environment Engineering, Hu'nan University, Changsha 410082, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2520~2530.

Abstract: In ecosystem, the generation of catastrophic events arises from the cooperative impact of the external stressing factors and the internal unsteady factors existing in an ecological structure, which should be fully taken into account for regional ecological risk assessment. At present, research on external stressing factors is much focused on the natural disasters (such as storm flood disasters) and research on external contaminants is in large part concentrated on discharged heavy metals. But in fact, other contaminants such as nitrogen and phosphorus can also lead to harmfulness to ecosystem. Due to the high level of the concentration of these contaminants in excess of standard and their great effect on receptors, it is necessary to regard them as important factors and to introduce them into ecological risk assessment

基金项目:国家自然科学基金资助项目(70171055、50179011); 国家杰出青年科学基金资助项目(50225926); 高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20020532017); 2000年教育部高等学校优秀青年教师教学科研奖励计划资助项目

收稿日期:2003-02-23; **修订日期:**2003-09-10

作者简介:卢宏伟(1980~), 女, 吉林延边人, 硕士生, 主要从事水域生态学研究。E-mail: hongwei—lu@hotmail.com

Foundation item: the National Natural Science Foundation of China (No. 70171055, 50179011), the Natural Science Foundation of China for Excellent Youth(No. 50225926), the Doctoral Foundation of Ministry of Education of China (No. 20020532017) and the Teaching and Research Award Program for Outstanding Young Teachers in Higher Education Institutes in 2000

Received date: 2003-02-23; **Accepted date:** 2003-09-10

Biography: LU Hong-Wei, Master candidate, main research field: water regional ecology.

system. Such a choice is to ensure the assessment results being more systematic and comprehensive.

Daphnia, as a receptor in this paper, is employed for analysis of the ecological risk of the east, south and west parts of Dongting Lake. Based on the historical information, flood disaster, industrial pollution, agricultural pollution and anti-schistosome infection pollution are selected as risk sources, and exposure assessment as well as hazard assessment has also been conducted. In the process of ecological risk assessment, toxicity pollution indexes (aims at N, P, heavy metals and so on), which characterize effect of toxic contamination on normal life of receptor, are defined by the ratios of normal concentration to Lethal Concentration 50~48 hours (LC_{50-48}). For heavy metals, owing to a lot of research on them, we can get toxicity pollution index values easily. However, it is hard for TN (total Nitrogen), TP (total phosphorus) to get their values due to the lack of research on LC_{50-48} of TN and TP abroad and at home. As a result we propose an extrapolation method to calculate the toxicity coefficient and acquire their values of 1.4 and 27, and thus estimate toxicity pollution index of TN and TP according to the comparison between toxicity coefficient and LC_{50-48} of heavy metals. In view of the uncertainty of risk, the uncertainty coefficient is chosen in the process of our regional ecological risk assessment. Specifically, we consider the natural and sample uncertainty when determining flood disaster index, ecology indexes (including biological index, diversity index, importance index, and so on) and fragility index, and the model uncertainty when determining toxicity pollution index (including TN, TP and heavy metal toxicity pollution index). After the normalized and weighted disposal, the final results of ecological risk assessment in Dongting Lake are obtained.

The results show that biological index and importance index, whose values are 40 and 40.9, respectively, of the west part of Dongting Lake is the highest. These mean that the ecological structure is presently reasonable and the attention to its ecosystem is yet necessary for avoidance of its deterioration. Diversity index of the south part of Dongting Lake is the highest, which means that the species are rich and the protection of them is therefore an urgent affair. Fragility and disaster index of the east part of Dongting Lake, with the values of 3.7 and 12.4, respectively, are comparatively high. So preventing the change of peripheral condition and increasing plant coverage rate are necessary. Toxicity pollution index of the south part of Dongting Lake is higher than that of others, so decreasing the wastewater discharge is necessary. Analyzed from risk resources, the flood disaster is the biggest restrictive factor, and the pollution is the next. It is also concluded from the research that the ecological risk of the west part of Dongting Lake is the highest, that is, facing the same risk, the damage of the west part of Dongting Lake is the most serious. Certainly, the ecological risk of the east and south parts of Dongting Lake is also high. Therefore the effect of the outside change on the ecological system in the two parts should not be ignored.

Key words: ecological risk assessment; Dongting Lake; pollution

文章编号:1000-0933(2003)12-2520-11 中图分类号:X171.4 文献标识码:A

生态风险(Ecological Risk)是指一个种群、生态系统或整个景观的正常功能受外界胁迫,从而在目前和将来减少该系统内部某些要素或其本身的健康、生产力、遗传结构、经济价值和美学价值的可能性^[1]。而区域生态风险评价是在区域尺度上描述和评估环境污染、人为活动或自然灾害对生态系统及其组分产生不利作用的可能性和大小的过程^[2]。由于区域性风险问题多为多个因素交互作用而共同引起,同时其作用所影响的范围也都较大,作用时间及其产生的后果也很难预测,因此对区域风险进行评价至关重要,特别是对复杂的生态系统存在着各种不确定性的风险,他们对生态系统都存在不同程度的危害,如何有效的避免这种危害成为越来越多的国内外专家学者关心的问题。

目前对生态风险评价所选用的风险源多为重金属污染及自然灾害,通过分析选用洪涝灾害、干旱灾害、风暴潮灾害和油田污染事故等作为风险源对辽河三角洲进行了区域生态风险评价,提出了度量生态环境重要性和脆弱性的指标,并运用 GIS 技术对研究区域进行了分区^[8],为生态环境的风险管理和区域可持续发展中的风险决策提供了科学依据。但是,对于受体,特别是对于较敏感的受体,外界污染物的不合理排入也将对其产生致命的危害^[4]。特别是在对受污染物影响较大的区域,如洞庭湖流域进行区域生态风险评价时,污染物对生态环境造成的危害必应作为一个非常重要的风险源计入生态风险评价中。因此,本文针对洞庭湖特殊的背景,在借鉴国内外有关生态风险评价的理论和方法^[5~11]的基础上,定义了毒性污染指数用以量化污染物对风险受体的影响,并将之与生态指数,洪涝灾害指数共同构成风险指数对洞庭湖滨岸带进行了生态风险评价的初步探讨。

1 研究区域的界定和分析

洞庭湖^[12]位于长江中游荆江南岸,跨湘鄂两省的广大冲积平原和湖泊水网地区,地处北纬 $28^{\circ}30' \sim 30^{\circ}21'$,东经 $112^{\circ}40' \sim 113^{\circ}20'$,总面积 18780km^2 ,其中湖南省 15200km^2 ,下文所涉及到的洞庭湖流域均指湖南省境内部分。洞庭湖区行政上跨常德、益阳、岳阳、长沙、湘潭、株洲 6 个地级市和 36 个县(市)和 14 个国营农场,其中滨湖地区 18 个县和 14 个国营农场。因泥沙淤积严重,现已分割为东、南、西三部分(图 1)。

洞庭湖素有“鱼米之乡”的美誉,一直是我国重要的商品粮、淡水鱼、棉、麻生产基地,同时,洞庭湖自然资源丰富,内有君山保护区、万子湖自然保护区等重要生物集散地,其中的西洞庭湖湿地还被国际湿地公约组织列入《国际重要湿地名册》。

2 风险源分析

区域生态风险评价所涉及的风险源可能是自然或人为灾害,也可能是其他社会、经济、政治、文化等因素。对于洞庭湖,可能存在的自然灾害主要包括:洪涝灾害、干旱灾害、血吸虫、鼠疫以及地震灾害等。人为灾害主要包括:沿湖化工企业排污以及农田施肥外流导致的化学污染、血防工程投入湖中的药物污染、过路船舶突发性非突发性泄漏或排放导致的油类污染以及防洪抗旱建筑筑堤、围湖造田等对滨岸带生物种群的影响等。

对比历史资料进行逐一分析:(1)自然生态风险源

由于洞庭湖特殊的地理位置,洪涝灾害一直是洞庭湖区最主要的自然灾害,干旱灾害在洞庭湖流域的发生频率较低,可忽略不计;鼠疫及地震灾害在上个世纪九十年代之前曾有出现,但近十年未有较大规模出现,因此也不作考虑。血吸虫是洞庭湖区对人类危害较大的风险源,但其对其他物种的影响目前尚无定论,因此这里只将用于灭血吸虫所投加入湖的药物(因其多含有较高的铬)作为一种污染源考虑计入人为生态风险源中。(2)人为生态风险源 洞庭湖流域各种化工厂、纺织厂林立,其排出的大量富含 N、P、COD 等污染物的工业废水对周边区域的生态环境造成了极其恶劣的影响。因此工业污染是洞庭湖流域必不可少的人为生态污染源。附近的农药、化肥的过量流入水体也对流域生态环境造成了危害,也将其列入人为风险源。

事实上,原来在洞庭湖滨大力开展的围湖造田也对洞庭湖流域生态系统产生了极其不良的影响,但由于目前“退耕还湖”的开展,因此这里暂不将此列入人为生态风险中。

因此,本文最终选用的风险源为:洪涝灾害、工业污染、农业污染以及血防污染。

3 受体分析

受体即背景数据中可能受到来自风险源的不利作用的组成部分,它应该能够及时准确的对环境因素的改变做出反应,同时受体的选择也应体现出一定的代表性和重要性。水 是一种较为常见的淡水生物

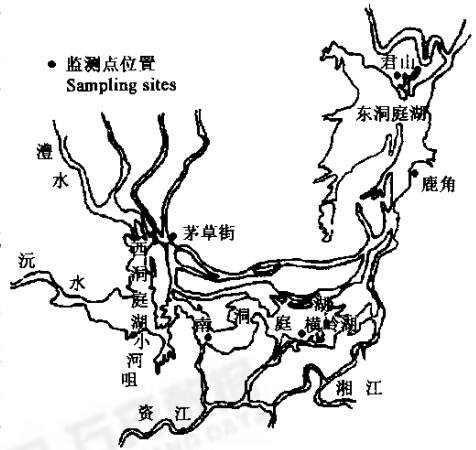


图 1 洞庭湖流域图

Fig. 1 Sampling sites at Dongting Lake watershed

物之一,由于它在水生生物网中处于关键位置,存在与否对水生生态系统物种结构影响较大,且对一系列污染物敏感,因此常被用于水体污染状况研究方面,我国学者在长江、湘江、官厅水库等地均进行过大型生物测试技术研究水中沉积物毒性或用于水质监测^[13]。因此本文选择 类作为本次洞庭湖流域区域生态风险评价中的受体。

4 暴露分析

暴露分析是研究风险源在评价区域中的分布、流动及其与风险受体之间的接触暴露关系^[14~16],下面分别对洞庭湖流域的具体情况作进一步分析。

4.1 风险源在评价区域中的分布

4.1.1 洪涝灾害 如表 1 所示,洪涝灾害一直以来都是洞庭湖区最主要的自然灾害,其对湖区生态系统所造成的影响范围之广,影响时间之长均居湖区众生态风险源之首,表 1 列出了 1471~1999 年间洞庭湖流域洪涝灾害风险发生的概率和强度。

表 1 洞庭湖流域洪涝灾害风险发生概率及强度^[17]

Table 1 Probability and intensity of the occurrence of flood disaster at Dongting Lake watershed

起迄年份 Year	历时 Duration	洪涝总频次 Total times	频率(%) Frequency	特大洪涝 Serious flood disaster	
				频次 Times	频率 Frequency (%)
1471~1999	529	169	31.9	56	10.6

4.1.2 工业污染 据调查统计,洞庭湖区 18 个县、市主要工业污染源共有 1800 多个,其中重点污染源 140 个,主要分布在长沙、岳阳、常德、益阳、公安、石首、松滋等县市,所排放的废水也分别据其厂址就近排入洞庭湖的某一支中,他们虽只占全部污染源的 4%,但其废水排放量却占全部废水排放量的 90%,这些重大污染源在重度污染区有 29 个,占湖区重大污染源的 49%,在中度污染区内有 15 个,占湖区重大污染源的 25%,在轻度污染区内有 8 个,占湖区重大污染源的 14%。对洞庭湖水体污染关系密切,排污量相对突出的主要污染源有 42 个,日排污水总量达 1477025m³。直接排入洞庭湖的污染源有 20 个,日排污水总量达 1287167m³,占湖区日排污水总量的 87.1%;其他 22 个污染源通过河道排入洞庭湖。42 个主要污染源遍布洞庭湖东、西、南洞庭湖及其入湖水系,其中东洞庭湖地区 17 个,日排污水量为 1263597m³,占日排污水总量的 85.55%;南洞庭湖地区 19 个,日排污水量为 179237m³,占日排污水总量的 12.14%;西洞庭湖地区 6 个,日排污水量为 34191m³,仅占日排污水总量的 2.31%。

同时,遍布周边的乡镇企业较多,如造纸厂、纺织厂等,由于其技术水平低,设备差且大多无污水处理设备,使湖区水质遭到严重污染。

4.1.3 血防污染 由于历史原因,洞庭湖区的血吸虫问题一直困扰湖区人民,目前湖区尚有钉螺面积 16.2 万 hm²(洞庭湖区螺情疫情统计情况详见表 2),在灭螺过程所投入湖内的灭螺药物遍布整个湖区使周边生态系统造成了严重的破坏。

表 2 湖南省洞庭湖区螺情、疫情统计表¹⁾

Table 2 Table of oncomelania and epidemic statistic data of Dongting Lake, Hu'nan Province

地区 Area	钉螺总面积 Total oncomelania area (km ²)	江湖洲滩 Marshland (km ²)		沟渠 Ditch bank (km ²)	感染人数 The number of infected people	累计病人数 The accumulated number of patients
		小计 Total	其中:芦滩 Bulrush land area			
岳阳市 Yueyang City	641	636	429	4.9	74725	421665
益阳市 Yiyang City	541	539	359	2.9	73020	260038
常德市 Changde City	442	411	252	31.2	48189	323817

1) 数据来源于水利部长江水利委员会. 洞庭湖区综合治理近期规划报告. 1997

4.1.4 农业污染 农业污染最大的特点就是分布范围广且高度分散,洞庭湖区农业发达,湖区 18 个县(市)10a 农药平均使用量占全省总量的 36.37%,而耕地面积却只占全省的 25.8%,化肥使用量也较大,由于不合理的化肥施用,该地区化肥利用率仅为 30%,其余全部流失。每年随降水冲刷入湖氮的总量为 28.3 万 t,磷为 3.8 万 t,造成了严重的面源污染^[18]。

4.2 风险源与风险受体之间的接触暴露关系

根据污染风险源对受体的作用流程(见图 2),可对洞庭湖流域分析其风险源与风险受体之间的接触暴露关系。

根据美国鱼类野生动物管理局方案,洞庭湖区可分为 3 种类型湿地:(1)内环为敞水带(open fresh waters),即水深不超过 2m 的浅水域,包括湖泊、河流、塘堰和渠沟等,面积为 38.11 万 hm²;占总面积的 44.37%;(2)中环为季节性淹没带(seasonal flooded basins and flats),以洪水期被淹没,枯水季节出露的河湖洲滩为主,面积为 11.57 万 hm²,占总面积的 13.50%,包括湖州、河滩,以湖州为主,面积为 10.86 万 hm²,少量的河滩主要分布在荆州南岸;(3)外环为渍水低地(shallow fresh marshes),由于地下水位过高引起植物根系层过湿,旱作物不能正常生长,却适于湿地植物发育繁衍,此类总面积为 36.10 hm²,以渍害低位田为主,包括少量沼泽地及草甸地^[19]。下面仅以南洞庭湖为例说明分析过程(图 3)。

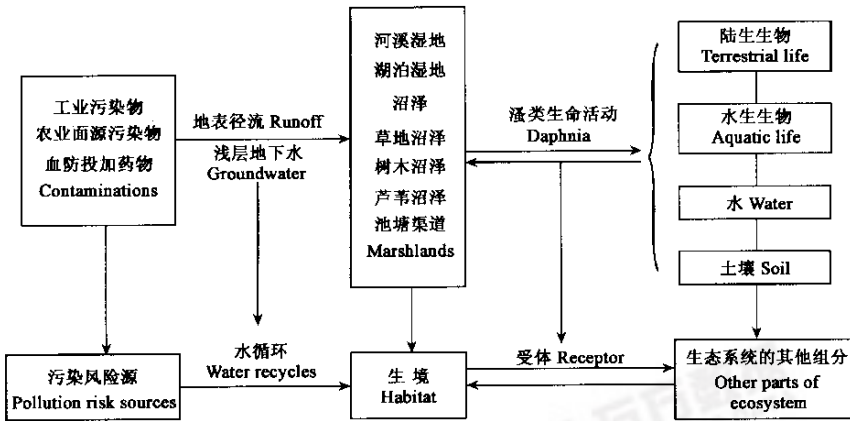


图 2 污染风险源对受体的作用流程图

Fig. 2 Flow figure of impact of pollution risk sources on receptors

由图 3 可知,南洞庭湖区最主要生境类型应为湿地与沼泽,湿地与沼泽均属水-陆交错地带,由于其特殊的地形结构使其成为多数水陆两栖动物栖息的场所,本文所选用的风险受体——类即有大部分集中于此,因此此地的风险将对受体产生最重要的影响。对全湖设立的万子湖、横岭湖等监测点取其污染物监测值,根据风险指数进行分析^[20]。

5 危害分析

由于工业污染与农业污染中的化肥过量施用所造成的主要风险即是水体及其周边区域 TN、TP 浓度的提高,农药的污染主要考虑其中的含磷有机物对流域生物的危害作用,血防工程主要考虑投入的铬渣,因此下文仅分别对洪涝灾害、TN 与 TP,以及重金属作危害

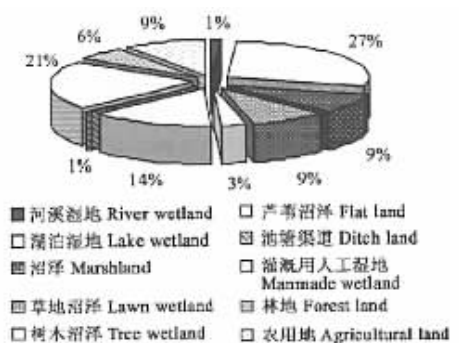


图 3 南洞庭区生境统计图

Fig. 3 Statistics of habitat at the south parts of Dongting Lake

性分析。

5.1 洪涝灾害分析

洪涝灾害对受体及周边生态系统的灾难性影响是多方面的,洪涝灾害淹没或卷走的低处的浮水、挺水植物是 类的栖息地,因此洪涝灾害不仅将水域表层大部分 类卷走,其他未被卷走的 类也将面临缺乏栖息地的危险。 类是很多软体动物、浮游生物以及鱼类的食物来源, 类的数量骤减对整个生态系统的平衡也会有一定的影响。同时,洪水带来上游高处的各种毒性污染物在 类体内形成富集并随食物链进入其他动物体内从而污染整个生态系统。

5.2 TN、TP 危害性分析

本文所选的受体 类可大量吞食藻类,而氮磷是藻类大量繁殖的基础。氮磷的过剩可导致藻类的大量繁殖,而藻类的大量繁殖又可促进 类的增殖从而降低藻类生物量进一步造成氮磷浓度的下降,因此可近似认为氮磷对 类没有明显的危害作用,在进行危害性分析时主要分析氮磷对周边生态系统的危害性影响即可。

氮、磷为植物生长的必备元素,但其过高浓度仍会对湖区产生不良的生态影响,由于水草的大量疯长,不仅导致洞庭湖水体富营养化的形成,周边的生物圈及各种生物行为也会因缺氧而受到影响。特别是氮循环中产生的硝酸盐和亚硝酸盐与仲胺作用产生的亚硝胺是已被证实的致癌物质,据常德地区历年统计显示,粮食与化肥及农药的年增长比例为 1:4.7:14.6,即粮食每增加 1 倍,使用的化肥要增加 4.7 倍,农药增加 14.6 倍,照此趋势发展下去对生态环境所带来的恶果是不堪设想的。

有机磷农药是我国目前使用最广泛的农药,各品种的毒性不同,多数属剧毒和高毒类,少数为低毒类。某些品种混合使用时有增毒作用,某些品种可经转化而增毒。有机磷的毒性作用主要是导致平滑肌收缩增强和腺体分泌增多,引起细胞缺氧,并对呼吸道、消化道的黏膜有刺激性、腐蚀性,对人类及生态系统其他组分的危害都是巨大的。

5.3 重金属危害性分析

水体中的 Hg 经微生物的作用,能够转化成毒性更大的甲基汞,会使藻类植物改变颜色、鱼类大量死亡。不仅仅是 Hg,其他大部分重金属如 Pb、Cr 等也和 Hg 一样会危害生物的正常生命活动。进入大气、水体和土壤等各种环境的重金属,均可通过呼吸道、消化道和皮肤等各种途径被动物吸收。当这些重金属在动物体内积累到一定程度时,即会直接影响动物的生长发育、生理生化机能,直至引起动物的死亡。重金属侵入动物机体达到一定剂量时,对动物的各个发育阶段都会产生影响,尤其对幼体阶段更为明显。重金属在 类体内富集倍数是水质的 35~1200 倍,其他生物体内的重金属富集倍数也较高,如此惊人的富集量对生物体造成的危害是巨大的。

6 综合评价

在生态系统中,每一种生态风险均有其不确定性来源,生态系统本身存在的固有随机性和对风险评估的受体、端点、暴露等进行分析过程中的复杂性构成了生态系统风险评价中的误差。对具有大量数据的优先权方法常采用“安全系数法”对样本进行校正处理^[21]。对上述情况分别给出了校正系数,即分别对固有随机性(Natural Variation)和样本不确定性(Sampling Uncertainty)给出其安全系数均为 1.05,而对模型不确定性(Model Uncertainty)的安全系数则根据所采用模型的具体情况自行考虑^[23]。

6.1 生态指数

对于生态风险评价中的生态指数,主要应考虑物种重要性、生物多样性等方面,本文主要选用了生物指数、多样性指数和物种重要性指数^[24]。

生物指数和多样性指数分别选用特伦特生物指数(Trent Index)和申农-威纳指数(Shannon-Weiner Index),物种重要性指数在文中以各生境内珍稀动物种数占整个区域珍稀动物种数的比值来表示:

$$E_i = \sum_{i=1}^n C_i / C_0 \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (1)$$

式中, E_i 为物种重要性指数; C 为某生境中的珍稀动物种数; C_0 为流域内珍稀动物种数; n 为生境类型数。

6.2 灾害指数

某一灾害指数可定义为其概率与权值之积,即:

$$D = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n D_{ij} = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n P_{ij} \cdot W_{ij} \quad (i = 1, 2, \dots, n)(j = 1, 2, \dots, m) \quad (2)$$

式中, D 为灾害指数, m 为灾害类型个数, n 为某种灾害的级数 ($n=1, 2, 3$), P 为第 j 种灾害第 n 级发生风险发生的概率, W 为第 j 种灾害第 n 级发生风险的权值, 它描述了洪涝灾害的大小以及其损失程度。

由于在本文中只考虑了洪涝灾害(即 $m=1$), 因此上式可表示为:

$$D = \sum_{i=1}^n D_i = \sum_{i=1}^n P_i \cdot W_i \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

根据洪涝灾害对社会、经济、生态系统等的综合分析确定的洞庭湖区洪涝灾综合灾度划分标准^[17], 将洪涝灾害划分为五级, 即巨洪涝灾、大洪涝灾、中洪涝灾、小洪涝灾和微洪涝灾, 根据 AHP(层次分析法)结合专家评价以洪涝灾害对生态系统的制约程度为限制条件初步拟定各级洪涝灾害的权值:

$$W = [0.4, 0.3, 0.15, 0.1, 0.05]$$

6.3 毒性污染指数

在对毒性污染指数的研究中, 分两种情况分别进行考虑, 即重金属类毒性污染指数以及氮、磷毒性污染指数。

6.3.1 重金属类毒性污染指数 重金属类的毒性研究目前成果较多, 本文选用的参比浓度为各种重金属对类的 48h 半致死浓度 (LC_{50-48})。综合借鉴各研究成果^[25, 26]可得各种重金属对类的 LC_{50-48} :

$$[Hg, Cu^{2+}, Cr^{6+}, Pb^{2+}, Zn^{2+}, Cd^{2+}] = [0.059, 0.150, 0.853, 0.051, 1.669, 0.043]$$

所以, 重金属类的毒性污染指数可定义为:

$$P_{HM} = \sum_{i=1}^n C_i / LC_{50i} \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (4)$$

式中, P_{HM} 为重金属类毒性污染指数, C_i 为重金属污染物浓度, LC_{50i} 为该类重金属对类的平均 48h 半致死浓度, n 为重金属种类。

6.3.2 氮、磷毒性污染指数 由研究表明, 类可被作为净化水质、缓解富营养化趋势的水生生物物种, 因此用类对氮、磷的反应来衡量氮、磷的毒性是不合适的, 因此应该从其他途径研究氮、磷的毒性污染指数。目前对于氮、磷毒性的研究主要集中在对其衍生物的研究, 对总氮、总磷危害研究较少, 而在对重金属类的毒性研究中常以其毒性系数的大小来衡量该污染物对受体的毒性, 因此本文也参考这种思路, 利用外推的方法确定氮、磷对相应受体的毒性系数从而得出对该受体毒性污染指数。氮、磷毒性污染指数可由下式获得:

$$P_{NP} = KC / C_0 f_{NP} \quad (5)$$

式中, P_{NP} 为氮、磷的毒性污染指数, C 为污染物的实测浓度, C_0 为污染物的标准浓度(该污染物的国家地面水环境质量标准二类标准), f_{NP} 为氮磷对受体的 LC_{50-48} 与标准浓度的比值, 可参考重金属类的比值获得(计算值为 32.3), K 为该污染物的毒性系数。

重金属类的毒性系数前人已有一定的研究^[27, 28], 美国国家环保局就曾经公布过部分重金属的毒性系数(表 3)。

参考目前国内外对该类问题的处理方法^[29, 30], 危害系数的值是根据其毒性大小来制定的, 其毒性又可根据水质标准来判定。一般来说, 危害系数越大, 其毒性越大, 而水环境质量标准浓度越小。在外推中考 一个不确定性系数^[31], 因此可得下式:

表 3 美国国家环保局公布的重金属毒性系数(部分)

Table 3 Toxicity coefficients of heavy metals published by Environment Protection Agency (EPA) of U. S. A.

重金属元素 Elements name	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr
毒性危害系数 Toxicity coefficients	30	30	22	12	20	30

$$K_j = \frac{\left(\sum_{i=1}^n K_i \times C_{0i} \right) / n}{\text{万药数据}} \times SF \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (6)$$

式中, K_j 为外推得到的某污染物的毒性系数, C_0 为该污染物的地面水环境质量标准, K_i 为已知的重金属类污染物毒性系数, C_i 为重金属类污染物的地面水环境质量标准, SF 为该模型的不确定性系数(安全系数), 文中取 1.5, n 为所选重金属的种数。

由此即可确定氮、磷的毒性系数分别为 1.4 和 27。再将其代入式(5)即可求得氮、磷毒性污染指数。

6.4 脆弱性指数

将各区域各类生境所占比率与该类生境的脆弱性指数之积作为该生境的脆弱性指数^[32,33]:

$$F = \sum_{i=1}^n F_i S_i / S \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (7)$$

式中, F_i 各种生境的脆弱性系数, S 为面积, n 为生境类型数。

根据分析, 分别对自然湿地与沼泽、池塘渠道、人工湿地、农用地及林地确定系数值:

$$F = [4, 2.5, 2, 0.5]$$

6.5 风险源的综合权重

根据所选择的生态风险评价指数(见图 4), 结合 AHP 法对其进行加权^[34], 可得权值(从左至右)分别为: 0.095, 0.108, 0.166, 0.173, 0.162, 0.039, 0.121, 0.136。

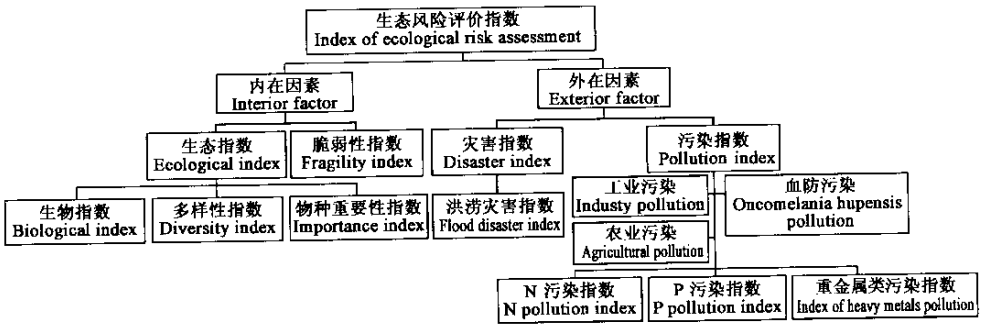


图 4 洞庭湖流域生态风险评价指数图

Fig. 4 Indices of ecological risk assessment of Dongting Lake watershed

6.6 生态风险评价

将各生境的各项生态风险指数按权值进行加权^[35]可得出最终的洞庭湖流域区域生态风险评价表, 表 4 列出了东、南、西洞庭湖及整个洞庭湖区(取 3 部分平均值)的各项生态风险评价指数。

由表 4 可知, 东、南、西三部分中以西洞庭湖的生物指数、物种重要性指数为最高, 说明其目前的生态结构较为合理, 其内的物种也较为珍稀, 因此应注重对西洞庭湖区的保护以防止其生态环境的恶化。南洞庭湖区的多样性指数较高, 说明南洞庭湖区物种较为丰富, 应特别注意对生活在其中的珍稀及濒危物种进行保护。东洞庭湖区脆弱性较大, 容易受到外界条件的干扰, 因此更应避免东洞庭湖区及附近外界条件的改变以降低对其生态系统的影响, 同时东洞庭湖区的灾害指数也较大, 说明该区域经常受到洪涝灾害的影响, 因此应在较低程度破坏其原有生境的基础上增加水利工程并加大地表覆盖率以降低洪涝灾害对生态系统的损害。南洞庭湖的毒性污染指数偏高, 这主要是由于南洞庭湖的主要供水体为资江和湘江(湖南省最大的纳污水系), 且由于附近各种化工厂、造纸厂等林立, 排入的污染物量也不容忽视。从各风险源来看, 洞庭湖流域生态系统的最大制约因素仍为洪涝灾害, 紧随其后的即是污染物特别是磷的排入, 具体说来, 洞庭湖流域的氮污染并不十分严重, 重金属类的毒性污染也非特别高, 磷污染才是洞庭湖流域周边生态系统受损的最大污染源, 加之磷毒性较高, 因此其对生态系统的危害是不容忽视的。虽然这中间可能会存在一部分因选用外推法造成的指数偏高现象, 但从纵向对比来看仍说明了整个洞庭湖区的磷污染较为严重, 应予以重视。

综合来看, 西洞庭湖的生态风险指数是最高的, 说明该区域较易受到外界的干扰, 且对其影响较大, 因

此在对西洞庭湖进行各项人为活动时应充分考虑其对风险的敏感性,尽可能降低对其生态系统的破坏;而对于其他两个区域,其生态风险指数虽然较小,但外界条件的变化对其的影响也不可忽视。

表 4 洞庭湖流域区域生态风险评价表

Table 4 Table of ecological risk assessment of Dongting Lake watershed

		东洞庭湖 East part of Dongting Lake	南洞庭湖 South part of Dongting Lake	西洞庭湖 West part of Dongting Lake	洞庭湖 Dongting Lake
生态指数	生物指数 Biological index	29	22	40	30.3
Ecological index	多样性指数 Diversity index	2.54	3.67	3.24	3.15
	物种重要性指数 Importance index	19.1	19.4	40.9	26.5
脆弱性指数	Fragility index	3.7	3.04	2.88	3.21
灾害指数	Disaster index	12.4	7.29	7.31	8.96
污染指数 Pollution index	氮毒性污染指数 N pollution index	0.04	0.08	0.06	0.06
	磷毒性污染指数 P pollution index	2.80	3.39	1.94	2.71
	重金属类毒性污染指数 Heavy metal pollution index	0.37	0.34	0.47	0.39
	小计 Total	3.21	3.81	2.47	3.16
归一加权	Normalized and weighted values	0.333	0.311	0.356	—

7 结语

生态风险评价将风险的思想引入到生态系统影响评价中,更强调了生态系统中由于存在各种不确定因素而对生态系统造成的影响,因而由此得到的评价结果更接近于真实情况。

本文根据目前国内外较为认可的生态风险评价过程,即:风险源分析、受体分析、暴露分析、危害分析及风险评价,对洞庭湖流域的区域生态风险评价进行了初步的探讨,第一次提出了用毒性污染指数量化由于外界人为污染对流域内生态系统造成的危害的方法,结合生态指数、脆弱性指数及灾害指数对流域生态风险进行评价,从而使生态风险评价指标更为系统和完善。

由于在对毒性污染指数中的氮、磷毒性系数的确定中限于目前对于氮、磷毒性系数的研究主要集中在对其衍生物的研究,缺少必要的总氮、总磷危害系数,因而采用了外推法。这样估算的结果可能与实际情况有一定的差别,若需要得出更准确的结果,则应加强对 TN、TP 的毒性及其毒性系数的研究,而不应只局限于对重金属的毒性研究。

通过系统的分析和评价,得出洞庭湖流域内的西洞庭湖生态风险较大,即对于同等的风险源,西洞庭湖生态系统将受到更大的伤害,但东洞庭湖和南洞庭湖的生态风险也较高,外界风险源对其内生态系统的影响仍不容忽视。

References:

- [1] Kelly J R, Levin S A. A comparison of aquatic and terrestrial nutrient cycling and production processes in natural ecosystems, with reference to ecological concepts of relevance to some waste disposal issues. In: Kullenb erg G, ed. *The Role of the Oceans as a Waste Disposal Option*. Hingham: Reidel Publish Company, MA, 1986. 165~203.
- [2] Rubenstein M ed. *Patterns in Problem Solving*. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1975.
- [3] Fu Z Y, Xu X G, Lin H P, et al. Regional ecological risk assessment of in the Liaohe River Delta wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(3):365~373.
- [4] Jin L, ed. *Environmental Ecology*. Beijing: Higher Education Press, 1997.
- [5] Angela M Obery, Wayne G landis. A Regional Multiple Stressor Risk Assessment of the Codorus Creek Watershed using the Relative Risk Model. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2002, **8**(2): 405~428.
- [6] Hanson Mark L, Solomon Keith R. New technique for estimating thresholds of toxicity in ecological risk

- assessment. *Environmental Science & Technology*, 2002, **36**(15): 3257~3264.
- [7] Power M, McCarthy L S. Fallacies in ecological risk assessment practices. *Environmental Science & Technology*, 1997, **31**(8): 370~375.
- [8] Brauer Michael, Eitzer Brian. View on eco-risk. *Environmental Science & Technology*, 1998, **32**(5): 147.
- [9] Liu W X, Luan Z K, Tang H X. Environmental assessment on heavy metal pollution in the sediment of Le An river with potential ecological risk index. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, **19**(3):206~211.
- [10] McCarty Lynn S, Mackay Donald. Enhancing eco-toxicological modeling and assessment. *Environmental Science & Technology*, 1993, **27**(9): 1719~1728.
- [11] Taub Frieda B. Estimating ecological risks. *Ecology*, 1993, **74**(4): 1290~1292.
- [12] Jin X C, ed. *Lake in China*. Beijing: Ocean Press, 1995.
- [13] <http://www.tjdlfb.com/test/doc/xianshi.asp?wzid=303&flid=44&zflid=9>
- [14] Versar, Inc. *Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST)*. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics, Exposure assessment branch, 1999.
- [15] Fu Z Y, Xu X G. Regional ecological risk assessment. *Advance in Earth Sciences*, 2001, **16**(2):267~271.
- [16] Lioy, Paul J. Measurement methods for human exposure analysis. *Environmental Health Perspectives Supplements*, 1995, **103**(3): 35~43.
- [17] Mao D H, Li J B, Gong C H. *Research of flood disaster in Hu'nan Province*. Changsha: Hu'nan Normal University Press, 2000.
- [18] Tu J W. Hydrogeological present situation of regional environment in Dongting Lake District. *Hu'nan Geology*, 2001, **20**(3):203~206.
- [19] Wang K L. Ecological deterioration of wetland and construction of ecosystem for reducing disasters in Dongting Lake region. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1999, **8**(2):191~197.
- [20] Zhou G H, Dan X Q, Huang N C. Analysis of wetland resources and its characteristics in South Dongting Lake. *Central South Forest Inventory and Planning*, 1999, **18**(2):36~40.
- [21] Suter G W. *Predictive risk assessment of chemicals*. Lewis Publishers, 1993, **3**:49~90.
- [22] USEPA. *Review of ecological risk assessment methods*. USEPA, 1988.
- [23] Margaret Mc Vey, Kimberly Hall, Peter Trenham ed. *Wild exposure factors handbook*. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1993.
- [24] Hewitt G. River quality investigations, part 1: some diversity and biotic indices. *Journal of Biological Education*, 1991, **25**(1): 44~52.
- [25] Zhuang D H. Study of the toxicity of heavy metals to Ceriodaphnia Quadrangula. *Chongqing Environmental Science*, 1996, **18**(1): 47~50.
- [26] Jing T S, Xu J B. The toxicity of Phenols, Benzene Series and heavy metal ions to Daphnia pulex. *Songliao Journal (Natural Science Edition)*, 2000, (3):18~22.
- [27] Wang J, He D K, Wang Y Q eds. *Data Handbook of Environmental Assessment*. Beijing: Chemical Engineering Press, 1988.
- [28] Gan J L, Jia X P, Lin Q. A primary study on ecological risk caused by the heavy metals in coastal sediments. *Journal of fisheries of China*, 2000, **24**(6):533~538.
- [29] Hanson Mark L, Solomon Keith R. New Technique for Estimating Thresholds of Toxicity in Ecological Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, 2002, **36**(15): 3257~3254.
- [30] Muir W M, Howard R D, Otto Sarah P. Fitness Components and Ecological Risk of Transgenic Release: A Model Using Japanese Medaka. *American Naturalist*, 2001, **158**(1): 1~16.
- [31] <http://www.epa.gov>.
- [32] David A Boughton, Elizabeth R Smith, Robert V O'Neill. Regional Vulnerability: A Conceptual Framework. *Ecosystems*, 1999, **5**(4): 312~322.
- [33] Harvey Nick, Harvey N, Clouston Elizabeth. Improving Coastal Vulnerability Assessment Methodologies for

Integrated Coastal Zone Management: an Approach from South Australia. *Australian Geographical Studies*, 1999, **37**(1): 50~70.

- [34] Swanson, Stella. Risk assessment. *Engineering & Mining Journal*, 1998, **198**(4): 30~32.
- [35] Hu Er B ed. *Technology and method of environmental risk assessment*. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 2000.

参考文献:

- [3] 付在毅,许学工,林辉平,等. 辽河三角洲湿地区域生态风险评价. *生态学报*, 2001, **21**(3):365~373.
- [4] 金岚主编. *环境生态学*. 北京:高等教育出版社,1997.
- [9] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄. 乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价. *生态学报*, 1999, **19**(2):206~211.
- [12] 金相灿等. *中国湖泊环境(第二册)*. 北京:海洋出版社,1995.
- [15] 付在毅,许学工. 区域生态风险评价. *地球科学进展*, 2001, **16**(2):267~271.
- [17] 毛德华,李景保,龚重惠,等. *湖南省洪涝灾害研究*. 长沙:湖南师范大学出版社,2000.
- [18] 涂继武. 洞庭湖区的区域环境水文地质现状. *湖南地质*, 2001, **20**(3):203~206.
- [19] 王克林. 洞庭湖区湿地生态功能退化与避洪、耐涝高效农业建设. *长江流域资源与环境*, 1999, **8**(2):191~197.
- [20] 周光辉,但新球,黄能超,等. 南洞庭湖的湿地资源及特点分析. *中南林业调查规范*, 1999, **18**(2):36~40.
- [25] 庄德辉. 重金属对方形网纹 的毒性研究. *重庆环境科学*, 1996, **18**(1): 47~50.
- [26] 景体淞,徐镜波. 酚、苯、重金属离子对 类的毒性作用. *松辽学刊*, 2000, (3): 18~22.
- [27] 汪晶,和德科,汪尧衢编译. *环境评价数据手册——有毒物质鉴定值*. 北京:化学工业出版社,1988.
- [28] 甘居利,贾小平,林钦,等. 近岸海域底质重金属生态风险评价初步研究. *水产学报*, 2000, **24**(6):533~538.
- [35] 胡二邦主编. *环境风险评价实用技术和方法*. 北京:中国环境科学出版社,2000.

