

# 徐州地区河岸带绿化结构及植物多样性分析

赵警卫<sup>1,2</sup>, 蔡永立<sup>1</sup>, 罗萍嘉<sup>2</sup>

(1. 华东师范大学 资源与环境学院, 上海 200062; 2. 中国矿业大学 艺术与设计学院, 江苏 徐州 221116)

**摘要:** 在调查的基础上, 将徐州地区河岸带绿化结构分为 5 类, 并计算了河岸带植被的 Shannon—Wiener 多样性指数。研究结果表明, 城市地区与农村地区在河岸带绿化结构上差异明显, 城市的河岸带结构以园林绿化型和高挡墙型为主, 农村以种植型为主; 在河岸带植被多样性方面, 农村与城市的木本植物的多样性相差不大, 但农村河岸带草本植物多样性显著高于城市; 不同类型河岸带绿化结构对于河岸带植被多样性也有一定的影响, 乔木的多样性差别不大, 高挡墙型河岸带的灌木多样性明显高于其它类型, 而在草本植物多样性方面, 种植型河岸带是最高的; 同时, 河岸带宽度对河岸带绿化结构具有重要影响。最后对徐州地区河岸带的改造提出了相关建议。

**关键词:** 河岸带; 绿化结构; 多样性; 徐州地区

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2011)06-0207-06

中图分类号: Q178.2

## Greening Structures and Diversity Analysis on Riparian Zone in Xuzhou Area

ZHAO Jing-wei<sup>1,2</sup>, CAI Yong-li<sup>1</sup>, LUO Ping-jia<sup>2</sup>

(1. School of Resources and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200062, China;

2. School of Art and Design, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu 221008, China)

**Abstract:** Based on investigation, greening structure on riparian zone of Xuzhou area is divided into five categories, and Shannon—Wiener diversity index of the riparian vegetation is quantified. The study shows that there are significant differences between urban area and rural area in the riparian structure. The riparian structures in urban area are dominated by the types of garden and high-grade wall, and plantation is the main type of riparian structure in rural area. The diversity of woody plants in rural area is similar to that in urban area. But in rural area, there is higher herb diversity than the one in urban area. The riparian structure types have remarkable effects on the riparian vegetation diversity. The diversity of trees varies slightly among different structure types. The type of high-grade wall is significantly higher than other types in shrub diversity, and the type of plantation takes highest grass diversity. The riparian width gives a significant impact on riparian structures. At last, some suggestions on the transformation of riparian zone in Xuzhou area were given.

**Keywords:** riparian zone; greening structure; diversity; Xuzhou area

河岸带 (riparian zone) 是一类重要的生态廊道<sup>[1]</sup>。它具有生物多样性保育, 动物迁移通道, 稳定河岸, 截留过滤面源污染, 保护河流生态健康, 美化环境等多种生态功能。但在过去的几十年里, 由于人们对河岸带生态功能的重要性认识不足, 在经济建设过程中, 大量的河岸带被人工构筑物所侵占, 使得河岸带的生态功能大为降低, 甚至完全消失<sup>[2]</sup>。同时由于人类的这种强烈干扰也产生出丰富的河岸带类型。伴随着人们对河岸带生态功能重要性的认识和重视,

河岸带生态功能的修复和重建已逐渐成为人们关注的焦点之一, 而河岸带绿化作为河岸带生态修复的重要手段, 目前受到国内外社会的广泛关注<sup>[3-4]</sup>, 但是由于受到河岸带自身条件, 河岸带经济生产以及河流防洪功能、河流两岸空间等因素的限制, 河岸带绿化远较其它绿化复杂得多。因此产生了类型多样的河岸带绿化结构。探明一个地区河岸带绿化结构和植被状况, 对于推动河岸带绿化, 进而推动河岸带生态功能的恢复具有重要意义。

## 1 研究区概况和研究方法

### 1.1 研究区概况

徐州地区位于江苏省西北部,苏鲁豫皖 4 省交界处,在气候上属暖温带半湿润季风气候区,多年平均降水量 850 mm,但年内分布不均,汛期降水量约占全年降水量的 70%。在历史上,由于受到黄河频繁改道的影响,徐州地区水系历史复杂多变,现在徐州地区以黄河故道为分水岭,形成北部的沂、沭、泗水系和南部的濉、安河水系。境内故黄河斜穿东西,京杭大运河横贯南北,东有沂、沭诸水及骆马湖,西有复兴河、大沙河及微山湖。市区内的河流主要有故黄河和奎河。

徐州地区地带性自然植被以落叶阔叶林为主。由于历史上长期战乱和人为破坏,原有森林资源损坏殆尽,只在比较偏远的地域保留部分次生森林群落。现在徐州地区主要的植被类型为侧柏林,主要是 20 世纪 50—60 年代在荒山上营造的人工林,这些侧柏林存在植被多样性低、病虫害严重、预防火灾难度大、生态效益低下等<sup>[5]</sup>问题。徐州地区河岸带的自然植被也基本损失殆尽,现有的植被主要是人工景观林或材料林。

### 1.2 河岸带的识别

在国际上,河岸带研究开始于 20 世纪 70 年代。Thomas 等<sup>[6]</sup>将河岸带定义为与水体发生作用的陆地植被区域;陈吉泉等<sup>[3]</sup>将河岸带定义为水陆交界处两边,到河水影响消失的区域。美国农业部林业局(USDA—FS)将河岸带定义为水生生态系统和与其相邻的直接或间接接受水体影响的部分陆地生态系统,包括小溪、河流、湖泊、海湾和与其连接的海峡;在特殊情况下,还可能包括直接为岸边野生生物提供栖息场所的部分山坡<sup>[7]</sup>。以上国内外学者对河岸带的定义都是描述性的,对于河岸带的范围,即具体的起始边界并没有明确的界定。因此,在对河岸带调查之前,明确河岸带的具体边界范围是保证调查顺利、准确开展的基础性工作。参考上述河岸带定义,本调查采用两种方法确定河岸带的边界。

1.2.1 防洪堤 人工构建的防洪堤的目的就是最大可能地保护堤外用地免受河流的干扰,而防洪堤内侧的土地则是允许河流的频繁影响,与上述定义较为吻合,因此,对于有防洪堤的河流,本研究将防洪堤的中心线作为河岸带的边界。

1.2.2 用地类型的变化 目前徐州地区几乎所有的土地都受到了人为不同程度的开发利用,而由于受河流影响程度的不同,土地对于人类的功用也不同。据

此,本研究将河流两侧与周围用地类型发生明显变化的区域定义为河岸带。

### 1.3 调查方法

本研究以河段为调查单元,河段的选择尽可能反映不同城市化水平对河岸带结构的影响,共调查 32 个河段。调查内容主要包括河流和河岸带的基本情况(河面宽度,河流流速,河流水质,周围用地类型,河岸带宽度等),植被情况(种类,各种类数量,覆盖度)。对于河岸带植被的调查采用样方法,样方面积为 100 m<sup>2</sup>(根据河岸带的宽度来确定样方的长和宽,河岸带宽度大于 10 m 的,用 10 m×10 m 的样方,小于 10 m 的,选取一定的河岸带长度乘以河岸带宽度,保证样方面积为 100 m<sup>2</sup>,同时保证样方靠近河流的一边距离水陆交界线 1 m 以上),分别调查乔、灌木的种类和数量;在 100 m<sup>2</sup> 的样方内沿一对角线设置 3 个 1 m×1 m 的小样方(两个分别在对角线的两端,一个在中间),调查草本植物的种类和每种草本植物的覆盖度。

### 1.4 河岸带植被多样性指数的计算

对于河岸带植被多样性指数的计算采用 Shannon—Wiener 指数,其公式为:

$$H = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \log_2 \frac{N_i}{N}$$

式中:  $H$ ——Shannon—Wiener 多样性指数;  $S$ ——物种数量;  $N_i$ ——某一种植物的个体数量;  $N$ ——所有植物的个体数量之和。

对于草本植物来说,由于计数个体数量较困难,在此用物种的覆盖度来代替<sup>[8]</sup>,即在计算草本植物的多样性时,公式中  $N_i$  为某一种草本植物在样方内的覆盖度,  $N$  为所有物种覆盖度之和。由于在每一个大样方中有 3 个小草本植物样方,每一调查点的草本植物生物多样性指数取 3 个草本植物样方多样性指数的数学平均值。

## 2 结果与分析

### 2.1 河岸带绿化结构类型

徐州地区开发历史悠久,人口众多,纯自然的河岸带已不复存在,现有的河岸带绿化由于受到水利设施、护岸工程以及河岸带土地开发利用类型等因素的影响,产生了多种多样的河岸带绿化结构。本研究所指的河岸带绿化结构是河岸带绿化布局、护岸结构、防洪墙形式、人类活动与亲水设施的综合体。

根据 32 个河段河岸带的调查,将徐州地区的河岸带绿化结构分为 2 类,5 型,15 模式(表 1)。其中“型”是最基本的分类单位。

表 1 徐州地区河岸带绿化结构类型

| 类型    | 自然状况   | 模式   |
|-------|--|--|
| 软质河岸带 | 1. 近自然型<br>以植被覆盖为主,水陆生态系统连接度较高,自然性较高,人为干扰弱。                                | 草地<br>森林   |
|       | 2. 种植型<br>以植被覆盖为主,在岸边偶有少许硬化,植被以人工种植为主,以生产为目的。                              | 农田<br>林地<br>林地+防洪堤   |
|       | 3. 园林绿化型<br>河岸带成为城市绿化的一部分,以植被覆盖为主,植被均为人工栽植,以园林手法处理河岸带,具有较强的美化、观赏、游览、休闲的作用。 | 土坡式园林绿地<br>矮挡墙+园林绿地<br>抛石/矮挡墙+步道+绿化带<br>游园式                          |
| 硬质河岸带 | 4. 高挡墙型<br>河岸带具有高大的人工构筑物,植被只作为点缀,构筑物决定了河岸带的基本形态。                           | 高挡墙+绿化带<br>矮挡墙+步道+高挡墙+绿化带<br>高挡墙+步道+绿化带<br>高挡墙+农田<br>矮挡墙+绿化带+高挡墙+绿化带 |
|       | 5. 广场型<br>河岸带具大面积的硬质铺装,能满足大量人群的活动,没有植被或仅有少量植被。                             | 广场式  |

2.2 不同城市化区域对河岸带绿化结构和植被多样性的影响

本次共调查共设置了 32 个点,其中农村地区 17 个,城市地区(包括徐州市区和周围城镇)15 个。

由图 1 可知,农村地区的河岸带绿化结构仅有近自然型和种植型两类,缺乏园林绿化型、高挡墙型和广场型的河岸带,而其中又以种植型的河岸带为主,占总数的 76.5%;城市地区的河岸带绿化结构没有种植型,近自然型和广场型仅各有一个,而园林绿化型和高挡墙型是城市地区河岸带绿化结构的主要类型,分别占 40%和 46.6%。由此可见,农村地区与城市地区的河岸带绿化结构存在很大的区别,河岸带的直接物质生产仍然是当前徐州地区农村河岸带利用的主要形式;而在城市化区域,河岸带逐渐变为城市绿地的一部分,在设计、使用和管理上也已与城市绿地趋同,并且因为防洪和河岸稳定的目的,在城市地区的河岸带往往使用大量的混凝土高墙,对河流的景观和生态功能造成了很大的影响。

由图 2 可知,农村和城市的乔木种类数量几乎相等,而城市的乔木多样性指数却高于农村,其原因在于农村的河岸带主要功能是木材生产,往往种植单一的种类(意大利杨(*Populus euramevicana*)),造成乔木层的单优种,使得均匀性降低。在灌木的种类数量上,城市高于农村,其多样性指数也略高于农村,其中的原因,一是为了增加木材的单产,农村河岸带的人工林密度一般都很高,抑制了其下层灌木的生长发育,二是为了避免灌木同用材林竞争养分,常常人工去除灌木,而同时,城市河岸带为了景观效果往往营造乔、灌、草相结合的复合结构。

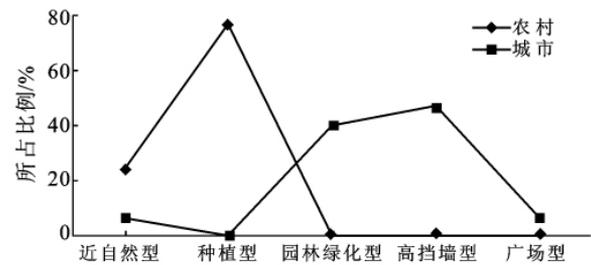


图 1 城市化对河岸带绿化结构的影响

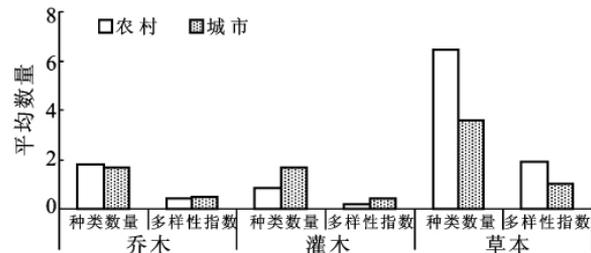


图 2 城市化对河岸带植被植物多样性的影响

从图 2 也可看出,在城市河岸带乔木和灌木在种类数量上几乎是相等的,这说明在城市河岸带中灌木的使用并没受到限制。城市中灌木多样性低于乔木的原因在于,城市中的河岸带园林绿化型所占比例较高(图 1),而园林绿化型的河岸带中有一定数量的景观色块,这些色块都是由灌木而不是乔木来组成的,色块一般是由单一种类灌木形成的,这就降低了城市河岸带灌木植被的均匀性。无论是种类数量还是多样性指数,农村和城市的最大区别出现在草本植物上,在种类数量上,农村高于城市 2.8 种,多样性指数值,农村高于城市近 0.9,这其中的原因是,农村河岸带全为近自然型或种植型,其草本植物基本处于自生自灭的状态,人为干扰较少(偶有放牧的干扰,至于木

材砍伐时的干扰只在十几年才发生一次), 尽管上部有高郁闭度的乔木层, 但一些较耐荫的种类以及可充分利用意大利杨落叶后投射到地面的阳光的草本植物就大量繁生, 而城市河岸带的草本植物多为人工建植的草坪, 种类单一, 并且这些种类还受到经常性的人工清除杂草的“保护”。

### 2.3 不同河岸带绿化结构对河岸带植被多样性的影响

由于广场型河岸带绿化结构没有植被, 因此在图 3 中没有表现。由图 3 可知, 4 种河岸带绿化结构的乔木在种类和多样性指数方面均没有显著区别; 在灌木的种类数量方面, 园林绿化型显著高于近自然型和种植型, 但其多样性指数却基本相同, 其原因还是景观色块的影响, 高挡墙型的河岸带灌木数量和多样性指数远高于其它 3 种, 其原因是高挡墙型的河岸带一般多具有一些藤本植物, 其它 3 种多没有藤本植物存在, 而在现场调查时, 藤本植物是作为灌木来统计的。在草本植物方面, 无论种类数量还是多样性指数, 种植型河岸带都是最高的, 其原因如前所述。一般而言, 近自然型河岸带的植物多样性指数应该高于其它类型河岸带, 然而本次调查结果显示, 在乔、灌、草 3 个方面, 近自然型河岸带都不是最高的, 其原因是, 本次调查所指的近自然型河岸带都是经过人为干扰后自然恢复的, 如撂荒农田、砍伐迹地、河岸带人工整理后的恢复地等, 基本全处在群落演替的初级阶段, 乔、灌木多为遗留下来的, 而草本植物群落在自然恢复过程中单优种现象比较明显, 其它种多呈零星分布, 基于这些原因造成近自然型河岸带植被多样性较低。

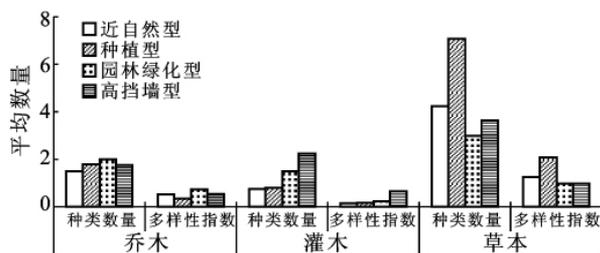


图 3 河岸带绿化结构对植物多样性的影响

### 2.4 河岸带宽度对河岸带绿化类型和植被多样性的影响

河岸带宽度是影响河岸带功能的重要因素之一<sup>[9]</sup>。从调查结果可以看出, 河岸带宽度对河岸带绿

化类型具有重要影响(图 4)(由于广场型河岸带绿化只有一个调查点, 在图 4 中没有表现), 在 4 种河岸带绿化类型中, 从高挡墙型、种植型、近自然型到园林绿化型其河岸带宽度平均数依次增加, 并且差异显著, 最宽的园林绿化型是最窄的高挡墙型的 5 倍多, 而园林绿化型和种植型又是城市地区河岸带绿化结构的主要形式。

由此可见, 在城市地区河岸带宽度的变化幅度是很大的; 而主要分布在农村地区的种植型和近自然型的河岸带宽度差异较小。

除高挡墙型外, 其它 3 种河岸带类型的河岸带宽度都达到或超过了 Schultz 等<sup>[10]</sup>推荐的发挥河岸带各生态功能所需的河岸带适合宽度, 然而种植型和园林绿化型河岸带人为干扰严重, 而 Schultz 等推荐的河岸带的适合宽度是基于自然河岸带提出的, 此两种河岸带类型能否象自然河岸带那样发挥河岸带的各项功能, 还有待进一步研究。

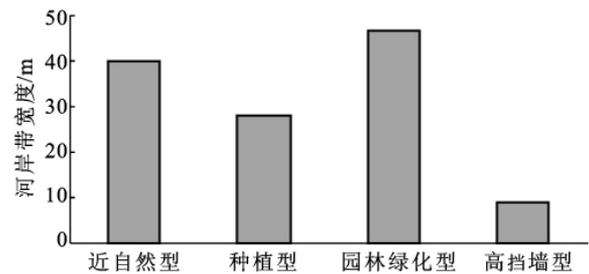


图 4 河岸带宽度对河岸带绿化结构的影响

关于河岸带内部距离河流不同距离位置的生态功能的研究鲜见报道, 不过, 一般认为, 距离水陆交界线越近, 河岸带的功能特征就越明显<sup>[11]</sup>, 由此可以推定河岸带越窄, 单位面积河岸带上可以支持更多的物种存在。

由表 2 可知, 河岸带宽度与乔灌木种类数量以及乔灌木多样性指数皆呈负相关, 与此推定是一致的; 然而, 河岸带宽度与草本植物种类数量以及草本植物多样性指数又呈正相关, 与此推定相反。调查结果说明, 河岸带支持生物多样性的功能因不同的植物群落而异, 不过河岸带宽度与河岸带植被多样性的相关性都不显著, 这说明河岸带宽度对植被多样性的影响是有限的。

表 2 河岸带宽度与河岸带植被多样性的相关性 (Pearson 相关系数)

| 项目    | 乔木种类数量 | 乔木多样性指数 | 灌木种类数量 | 灌木多样性指数 | 草本种类数量 | 草本多样性指数 |
|-------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
| 河岸带宽度 | -0.159 | -0.098  | -0.289 | -0.241  | 0.181  | 0.110   |

### 3 建议

#### 3.1 城市河岸带绿化结构改造建议

(1) 对于防洪要求较高的高挡墙河岸带,如果空间允许,可改造成阶梯状的河岸带形式,在低处应配置一些可耐受短期水淹的植物,以改善其亲水性和景观效果,或结合下沉式广场的建设改造成广场型河岸带;若空间不够,则应发展垂直绿化,也可结合文化墙、雕塑、涂鸦等艺术形式,丰富城市景观。

(2) 对于园林绿化型的河岸带,应结合河岸带的特殊生境条件,增加植物种类,营造别具特色的城市带状空间,同时考虑河岸带植被对各种污染物的截流和缓冲作用,保护水质<sup>[12-13]</sup>。

(3) 对于近自然型河岸带,应突出生态功能,兼顾景观功能,营造城市内的河岸湿地和生态保育地。

#### 3.2 农村河岸带绿化结构改造建议

农村河岸带的物质生产功能对于增加农民收入还起着一定的作用,要对其进行大规模改造,困难重重,就目前而言,可从几方面着手。

(1) 在紧邻河流的宽度约为 4.5 m 的河岸带内应废除生产功能,改为种植乡土植物,尽量增加植物种类的丰富度,并且不得砍伐,使之自然演替成为成熟森林<sup>[14]</sup>,因为越接近河流边缘,河岸带的对 N 和 P 的过滤效果越明显<sup>[11]</sup>。

(2) 废除农业生产,只允许林业生产和适量的畜牧业生产,因为农业生产不但造成大量 N、P 和农药的使用,从而造成向河流输入污染物的增加,而且农业耕作使得河岸带极易造成水土流失,危害河岸安全。

(3) 不允许在林业生产中施用无机肥以及改定期皆伐为间伐,使用无机肥必然增加向河流的 N 和 P 输入,皆伐则造成河岸带生态功能的突然丧失。

(4) 在河流穿越村镇的河段,可采用园林绿化型的河岸带绿化结构,为农民提供休闲和亲水的空间。

(5) 对于近自然型河岸带应加强保育,保护自然群落的演替过程,逐渐增加群落的多样性,避免改为其它类型的河岸带。

### 4 结论

从本调查结果可以看出,徐州地区目前的河岸带绿化结构是非常丰富的。城市河岸带绿化结构不但与农村的有着巨大差别。而且在建成区内部,由于建设年代的不同,河岸带绿化结构也有较大差异:老城

区的河岸带多为高挡墙型,并且多以简单的高挡墙+绿化带的形式出现,主要满足的是防洪功能和护岸功能,由于徐州地区降雨的年内变化大,造成一年中大部分时间水位较低,亲水性和景观性都很差;而在新建城区,其河岸带多数为园林绿化型,形式也多种多样,在考虑防洪功能的同时,重视景观功能的显现。广场型河岸带在城市内有少量的应用,其优点是可以为大量人群在河旁的聚集提供方便,一般夜晚的利用率较高;近自然型河岸带在城市中也可偶见,主要分布在可达性较低的小河流上,或还没来得及被“治理”的新建城区河段。

突出的物质生产功能是农村河岸带绿化结构的显著特点,少量的近自然型河岸带主要是由于偶然因素的影响被暂时抛荒的河段。为了经济利益的最大化,农村河岸带基本全为单种乔木(意大利杨),少数河段在乔木下面还有农田存在。对于种植型河岸带的管理,一般是每年早春对树木施无机肥一次,冬季把清扫的落叶作为有机肥施于树木。树木的砍伐周期约为 15 a,采用皆伐的方式,伐后随即补栽小苗。

在河岸带植被多样性指数上,除农村河岸带草本多样性指数较高外,其它多样性指数都很低。单从平均数值来看,除高挡墙型河岸带较狭窄外,其它类型河岸带的宽度基本能满足发挥河岸带功能的宽度要求,但强烈的人为干扰以及同一种类型河岸带内部不同调查点河岸带宽度的巨大变化是徐州地区河岸带的特点,能否象自然河岸带那样发挥作用,目前还不清楚。

河岸带生态系统与其它生态系统相比具有自身的特点,河岸带不但具有防洪功能、生产功能和景观功能,还具有重要的生态功能,一些研究者<sup>[15]</sup>认为河岸带具过滤面源污染物、过滤大气、减少大型水生植物的生长量、改善小气候环境、生物迁徙廊道等生态功能。欧美等发达国家对河岸带的功能和重要性已形成较为系统的认识,而我国对河岸带的研究还处于起步阶段,基础研究工作缺乏,导致对河岸带重要性的认识不足,许多地区的河岸带遭受严重破坏,急需对其进行结构上的改进与功能上的提升。

立足我国目前的现状,本研究认为在我国城市化地区加强融合景观功能、生态功能和休闲功能,农村地区加强融合生态功能、生产功能、景观功能的河岸带构建理论和方法的研究是我国河岸带研究未来的发展方向。而对当前我国河岸带的现状进行调查摸底和分类是对河岸带绿化结构改进和优化的基础性

工作,而这样的工作在国内又鲜见报道。本研究仅对徐州地区的河岸带绿化结构作了初步的调查和分析,并且存在着调查点偏少,覆盖不够广泛,研究不够深入的缺点,但仍可作为其它城市开展相关工作的参考和比较。

#### [ 参 考 文 献 ]

- [1] 岳隽,王仰麟,彭建. 城市河流的景观生态学研究:概念框架[J]. 生态学报,2005,6(25):1422-1429.
- [2] Naiman R J, Decamps H, Pollock M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity [J]. Ecological Applications,1993,3(2):209-212.
- [3] 陈吉泉. 河岸植被特征及其在生态系统和景观中的作用[J]. 应用生态学报,1996,7(4):439-448.
- [4] Gobster P H. Perception and use of a metropolitan greenway system for recreation[J]. Landscape and Urban Planning, 1995,33: 401-413.
- [5] 王玉松,卢芳. 浅谈徐州市侧柏纯林林相改造的途径[J]. 江苏林业科技,2003,30(6):53-54.
- [6] Thomas J W, Maser C, Rodiek J E. Riparian zones [C]//Thomas J W. Wild Life Habitats in Managed Forests: The Blue Mountains of Oregon and Washington. Washington: USDA Forest Service Agricultural Handbook, 1979:41-47.
- [7] 杨胜天,王雪蕾,刘昌明,等. 岸边带生态系统研究进展[J]. 环境科学学报,2007,27(6):894-905.
- [8] 陈廷贵,张金屯. 山西关帝山神尾沟植物群落物种多样性与环境关系的研究 I: 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J]. 应用与环境生物学报,2000,6(5):406-411.
- [9] Davies P E, Nelson M. Relationships between riparian buffer widths and the effect of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance[J]. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 1994, 45(5):1289-1305.
- [10] Schultz R C, Colletti J P, Isenhardt T M, et al. Riparian forest buffer practices [M]. North American Agroforestry: An Integrated Science and Practice. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, 2000:189-281.
- [11] 韩壮行. 不同宽度森林河岸带对土壤氮素截留转化效率影响[D]. 黑龙江 哈尔滨:东北林业大学,2007:20-22.
- [12] Borin, M, Bigon, E. Abatement of NO<sub>3</sub>-N concentration in agricultural water by arrow buffer strips[J]. Environmental Pollution, 2002,117:165-168.
- [13] Lane R R, Mashriqui H S, Kemp G. P, et al. Potential nitrate removal from a river diversion into a Mississippi delta forested wetland[J]. Ecological Engineering, 2003, 20(3):237-249.
- [14] David L C. Principles of planning and establishment of buffer zones[J]. Ecological Engineering, 2005,24(5):433-439.
- [15] Lowrance R, Altier L S, Newbold J D, et al. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds [J]. Environmental Management,1997,21(5):687-712.

(上接第 198 页)

- [31] 曾静静,杨苏才,徐文青,等. 兰州市不同功能区表层土壤 Cu、Zn、Pb 污染特征分析[J]. 兰州大学学报,2007,43(1):24-27.
- [32] 王学松,陈文宾,王欢,等. 连云港市城市表层土壤 Pb 污染评价与赋存形态[J]. 淮海工学院学报,2004,13(3):51-53.
- [33] 滕彦国,倪师军,张成江,等. 攀枝花地区不同工业区表层土壤中重金属分布的特征[J]. 物探化探计算技术,2002,24(3):254-256.
- [34] 姚德,孙梅,杨富贵,等. 青岛城区土壤重金属环境地球化学研究[J]. 中国地质,2008,35(3):539-540.
- [35] 王学松,秦勇. 徐州城市表层土壤中重金属元素的富积特征与来源识别[J]. 中国矿业大学学报,2006,35(1):84-88.
- [36] 刘春华,岑况. 北京市街道灰尘的化学成分及其可能来源[J]. 环境科学学报,2007,27(7):1181-1188.
- [37] 张江华,赵阿宁,王仲复,等. 内梅罗指数和地质累积指数在土壤重金属评价中的差异探讨:以小秦岭金矿带为例[J]. 黄金,2010,31(8):43-46.
- [38] 姚志刚,鲍征宇,高璞,等. 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.
- [39] 姬亚芹,朱坦,冯银厂,等. 应用地质累积指数分析城市颗粒物源解析土壤风沙尘的污染[J]. 农业环境科学学报,2006,25(4):949-953.