

中国百种杰出学术期刊
中国精品科技期刊
中国科协优秀期刊
中国科学院优秀科技期刊
新中国 60 年有影响力的期刊
国家期刊奖

ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

生态学报

Acta Ecologica Sinica

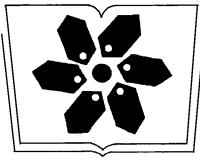
(Shengtai Xuebao)

第 30 卷 第 21 期
Vol.30 No.21
2010



中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 30 卷 第 21 期 2010 年 11 月 (半月刊)

目 次

棉铃虫幼虫对人类呈味物质的取食反应·····	李为争,付国需,王英慧,等 (5709)
西藏拉萨机场周边风沙源空间分布及演变趋势·····	李海东,沈渭寿,邹长新,等 (5716)
新疆沙湾冷泉沉积物的细菌系统发育多样性·····	曾 军,杨红梅,徐建华,等 (5728)
应用鱼类完整性评价体系评价辽河流域健康·····	裴雪姣,牛翠娟,高 欣,等 (5736)
不同海拔天山云杉叶功能性状及其与土壤因子的关系·····	张慧文,马剑英,孙 伟,等 (5747)
滨河湿地不同植被对农业非点源氮污染的控制效果·····	徐华山,赵同谦,贺玉晓,等 (5759)
内蒙古温带荒漠草原能量平衡特征及其驱动因子·····	阳伏林,周广胜 (5769)
南北样带温带区栎属树种功能性状对气象因子的响应·····	冯秋红,史作民,董莉莉,等 (5781)
伏牛山自然保护区物种多样性分布格局·····	卢训令,胡 楠,丁圣彦,等 (5790)
减弱 UV-B 辐射对烟草形态、光合及生理生化特性的影响 ·····	陈宗瑜,钟 楚,王 毅,等 (5799)
川西亚高山针阔混交林乔木层生物量、生产力随海拔梯度的变化 ·····	刘彦春,张远东,刘世荣,等 (5810)
三峡库区消落带水淹初期地上植被与土壤种子库的关系·····	王晓荣,程瑞梅,肖文发,等 (5821)
洞庭湖西岸区防护林土壤和植物营养元素含量特征·····	柏方敏,田大伦,方 晰,等 (5832)
择伐对阔叶红松林主要树种径向与纵向生长的影响·····	蒋子涵,金光泽 (5843)
野鸭湖典型湿地植物光谱特征·····	刘 克,赵文吉,郭逍宇,等 (5853)
三种线性模型在杉木与马尾松地位指数相关关系研究中的比较·····	朱光玉,吕 勇,林 辉,等 (5862)
不同干扰类型下羊草种群的空间格局·····	陈宝瑞,杨桂霞,张宏斌,等 (5868)
基于 SWAT 模型的祁连山区最佳水源涵养植被模式研究——以石羊河上游杂木河流域为例 ·····	王军德,李元红,李赞堂,等 (5875)
2D 与 3D 景观指数测定山区植被景观格局变化对比分析 ·····	张志明,罗亲普,王文礼,等 (5886)
基于投影寻踪的珠江三角洲景观生态安全评价 ·····	高 杨,黄华梅,吴志峰 (5894)
海峡两岸 16 个沿海城市生态系统功能比较 ·····	张小飞,王如松,李 锋,等 (5904)
同安湾围(填)海生态系统服务损害的货币化预测评估 ·····	王 萱,陈伟琪,张璐平,等 (5914)
太阳辐射对玉米农田土壤呼吸作用的影响 ·····	孙敬松,周广胜,韩广轩 (5925)
水分胁迫下 AM 真菌对沙打旺生长和抗旱性的影响·····	郭辉娟,贺学礼 (5933)
宁夏南部旱区坡地不同粮草带比间作种植模式比较·····	路海东,贾志宽,杨宝平,等 (5941)
节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响·····	李 影,陈明林 (5949)
自然植物群落形成过程中铜尾矿废弃地氮素组分的变化 ·····	安宗胜,詹 婧,孙庆业 (5958)
硅介导的水稻对二化螟幼虫钻蛀行为的影响 ·····	韩永强,刘 川,侯茂林 (5967)
饥饿对转基因鲤与野生鲤生长竞争和性腺发育的影响·····	刘春雷,常玉梅,梁利群,等 (5975)
专论与综述	
河流水质的景观组分阈值研究进展 ·····	刘珍环,李 猷,彭 建 (5983)
研究简报	
长期模拟增温对岷江冷杉幼苗生长与生物量分配的影响 ·····	杨 兵,王进闯,张远彬 (5994)
环境因素对长额斗蟋翅型分化的影响 ·····	曾 杨,朱道弘,赵吕权 (6001)

滨河湿地不同植被对农业非点源氮污染的控制效果

徐华山^{1,2}, 赵同谦^{2,*}, 贺玉晓², 徐宗学¹, 马朝红⁴

(1. 北京师范大学水科学研究院; 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875; 2. 河南理工大学资源环境学院, 河南 焦作 454003; 黄河国家湿地保护区孟津管理局, 河南 471100)

摘要: 滨河湿地作为连接河流水体和陆地的一个功能过渡界面区, 是河流生态系统与陆地生态系统进行物质、能量、信息交换的一个重要过渡带, 也是保护河流水体的最后一道屏障, 对水质净化和农业非点源污染控制起着非常重要的作用。以黄河湿地国家自然保护区孟津扣马段为研究对象, 采取野外定位观测试验和稳定同位素示踪(人工富集¹⁵N源的同位素稀释法)相结合的方法, 研究了滨河湿地土壤对农业非点源氮的滞留作用、渗漏到地下水中的农业非点源氮和湿地不同植被对滞留在土壤中的农业非点源氮的吸收作用。结果显示: 通过地表径流进入滨河湿地的农业非点源氮在3个实验样方的垂向和侧向都发生了渗漏。滨河湿地土壤对农业非点源氮的滞留作用主要发生在0—10cm, 相当于一个过滤器的功能。3种受试植被土壤表层的滞留量为芦苇(0.045mg/g) > 蘆草(0.036mg/g) > 水烛(0.032 mg/g), 分别占到土壤滞留氮的59.2%、56.3%和56.1%。滞留在土壤中的农业非点源氮污染存在一个相对较长的效应。滨河湿地特殊的氧化还原条件导致强烈的土壤微生物反硝化作用以及滨河湿地植被对氮素的吸收作用, 使得0—10cm土层土壤外源氮变化速度最快, 1个月后, 滞留芦苇、水烛、蘆草样方中¹⁵N下降了77.8%、68.8%和8.3%; 3个月后, 芦苇、蘆草、水烛样方中的¹⁵N下降了93.3%、72.2%和37.5%。滨河湿地复杂的水文过程, 使得滞留在土壤表层的农业非点源氮迁移转化更为复杂多变。监测数据显示, 在实验设计的浓度和强度范围内农业非点源氮没有对地下水造成影响。不同植被和同一植物的不同生长期对滞留在土壤中氮的吸收能力差别较大, 吸收量依次为芦苇嫩芽(9.731 mg/g) > 老芦苇(4.939 mg/g) > 蘆草(0.620 mg/g) > 水烛(0.186 mg/g)。通过对生物量计算得出滨河湿地芦苇、水烛和蘆草对农业非点源氮的吸收能力分别为氮吸收量96.11、3.76、0.32 kg/hm²。可见, 滨河湿地作为连接河流与陆地的缓冲带, 通过截留、过滤、植物吸收等过程能有效的削减农业非点源氮对临近地表水体污染, 对农业非点源氮污染控制起着非常重要的作用。合理的滨河湿地保护与利用模式对河流水环境保护具有重要的意义。

关键词: 滨河湿地; 植被样方; 农业; 非点源污染; 氮污染

Effect of different vegetation types on agricultural non-point nitrogen pollution in riparian wetlands

XU Huashan^{1,2}, ZHAO Tongqian^{2,*}, HE Yuxiao², XU Zongxue¹, MA Chaohong⁴

1 Key Laboratory of Water and Sediment Sciences, Ministry of Education; College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2 Institute of Resources and Environment, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454003, China

3 Mengjin Administration of the Yellow River National Natural Wetland Reserve, Henan 471100, China

Abstract: As a functional transition interface connecting rivers and lands, riparian wetlands are one of the major transition zones for matter, energy, and information transfer between aquatic and terrestrial ecosystems. It is also the last barrier to protect the water quality in rivers, and play an important role in water purification and non-point pollution control. With the combination of field experiments and isotope trace technique (the ¹⁵N-enriched method) in Kouma section of the Yellow River, retention of agricultural non-point nitrogen pollution by the soil in riparian wetland, the proportion of agricultural non-point nitrogen which leaks into the groundwater, and the absorption of agricultural non-point sources nitrogen pollution by different vegetation types in riparian wetlands were investigated. The results showed that the agricultural non-point

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCET-09-0120); 中国科学院城市与区域生态国家重点实验室开放基金(SKLURE2010-2-4); 国家自然科学基金项目(30570276); 河南省教育厅自然科学研究计划项目资助(2010B610006)

收稿日期:2010-03-05; 修订日期:2010-09-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhaotq@hpu.edu.cn

sources nitrogen flowing into riparian wetlands through surface runoff infiltrated into the subsurface and dispersed both vertically and horizontally in three experiment plots. Retention of agricultural non-point nitrogen pollution by the soil in riparian wetlands mainly occurred in the soil layer at top 0–10 cm, and the amount of nitrogen retained by surface soil associated with three types of vegetation were 0.045 mg/g for *Phragmites communis Trin* plots, 0.036 mg/g for *Scirpus triqueter* plots, and 0.032 mg/g for *Typha angustifolia* plots, which accounted for 59.2%, 56.3%, and 56.1% of the total nitrogen interception, respectively. The top soil layer (0–10 cm) of riparian wetland acts as a filter. A long period pollution effect exists in agricultural non-point nitrogen that remained in the soil. Strong denitrification function of soil microorganisms in the extraordinary oxidation-reduction condition of riparian wetland and uptake by plant in riparian wetland make agricultural non-point nitrogen in the 0–10 cm soil layer change more quickly than those in other layers. After $K^{15}NO_3$ was added to the surface soil, nitrogen content decreased by 77.8% for *Phragmites communis Trin* plots, 68.8% for *Typha angustifolia* plots, and 8.3% for *Scirpus triqueter* plots within one month, respectively. Three months later, the nitrogen content decreased by 93.3% for *Phragmites communis Trin* plots, 72.2% for *Scirpus triqueter* plots, and 37.5% for *Typha angustifolia* plots, respectively. Due to complex hydrological processes in riparian wetlands, it is more complicated for agricultural non-point sources nitrogen remaining in the surface soil to transfer and transform. Monitoring data indicated that groundwater was not affected by agricultural non-point pollution at this experimental concentration through detention by the soil in riparian wetland. But one month later, ^{15}N atom percentage showed significant difference comparing with other time, and it is probably because of frequent exchange between groundwater and river water in the study area. Effects of agricultural non-point nitrogen pollution were significantly different among different vegetation communities. Effects of agricultural non-point nitrogen pollution were also significantly different among different growth stages of the same plant. The nitrogen uptake amount changed as follows: young shoots of *Phragmites communis Trin* plots (9.731 mg/g) > old *Phragmites communis Trin* plots (4.939 mg/g) > *Scirpus triqueter* plots (0.620 mg/g) > *Typha angustifolia* plots (0.186 mg/g). Harvesting of *Phragmites communis Trin* vegetation at midseason can promote its absorption for agricultural non-point nitrogen pollution. The nitrogen uptake amount of *Phragmites communis Trin* plots, *Typha angustifolia* plots, *Scirpus triqueter* plots were 96.11 kg/hm², 3.76 kg/hm², and 0.32 kg/hm², respectively. This study suggests that riparian wetlands play a key role for the control of agricultural non-point pollution. As the buffer connection between rivers and lands, the riparian wetland can effectively reduce the agricultural non-point nitrogen pollution through interception, filtration, plant uptake and other processes. The scientific protection and utilization of riparian wetland will be helpful to protect water environment in rivers.

Key Words: riparian wetland; vegetation plot; agriculture; non-point source; nitrogen

滨河湿地是指河流两侧的河漫滩和低洼地,被洪水周期性淹没,常年或间歇性积水。滨河湿地是河流生态系统与陆地生态系统进行物质、能量、信息交换的一个重要过渡带^[1-2],是两者相互作用的重要纽带和桥梁,边缘效应显著,生物多样性丰富,生态系统结构、过程和功能独特。健康的滨河湿地生态系统,是国家生态安全体系的重要组成部分和实现经济与社会可持续发展的重要基础^[3]。

天然或人工滨河湿地均能显著降低地下水和地表水污染物进入水生生态系统^[4-5],具有缓冲带或过滤带功能^[6-8],在该区域,氮素发生复杂的迁移转化^[9-13],影响着水、养分和其他外源物质从高地向河流流动以及在河内的运移^[14-19],水边植被带能够在农田退水和暴雨径流进入湖泊和溪流之前,通过固定、吸附、沉淀、铵化、硝化、反硝化和植被同化等作用^[20-23],尤其是植物吸收和反硝化作用有效的去除 $N^{[24]}$,从而可以减少非点源污染、改善下游水环境质量。滨河湿地对农业非点源氮的净化过程受滨河湿地水文过程、土地利用变化、气候等因素影响强烈^[4, 25],所以,滨河湿地对农业非点源污染控制一直是环境科学研究的热点和难点。

稳定同位素示踪技术在农业非点源氮污染方面的研究已经得到研究者的关注^[26]。应用稳定同位素检测

生态系统中氮源、氮运移和氮消亡过程主要有两种方法:一种是应用人工富集 ^{15}N 源的同位素稀释法,另一种则是利用自然条件下氮源和氮汇中 ^{15}N 不同丰度差异的 ^{15}N 自然丰度法^[27]。无论是 ^{15}N 自然丰度法还是 ^{15}N 同位素稀释法,都要求氮源和背景中的 ^{15}N 的原子百分比有显著差异。 ^{15}N 稳定同位素示踪技术具有示踪和区分氮素物质的源与去向的优点,在含氮污染物源的识别及生态系统氮元素的迁移转化研究中得到广泛应用。本文以黄河湿地国家自然保护区孟津扣马段为研究对象,采取野外定位实验和同位素示踪相结合的方法,研究了滨河湿地不同植被对农业非点源氮污染控制作用。有关结论可以为退化滨河湿地生态保育和生态恢复模式提供理论支持,为流域和区域生态系统管理和决策提供依据。

1 研究区概况与试验设计

1.1 研究区概况

试验区位于小浪底水利枢纽下游约 40km 处黄河中游河南孟津县东北部的黄河湿地国家级自然保护区内。地理坐标在北纬 $34^{\circ}47'$ — $34^{\circ}53'$,东经 $112^{\circ}29'$ — $112^{\circ}49'$,海拔高度为 120—130m。原黄河滩区自然湿地面积较大,随着小浪底水库的建成,季节性洪水得到有效控制,滩地受到高强度的开发利用,大面积自然湿地转变为人工林、旱田、水田、荷塘、鱼塘等。靠近黄河河道两侧,由于受小浪底水库调水调沙影响季节性淹没,仍保存有一定面积的自然湿地,植被以湿生及湿生-陆生过渡类型草本植物为主,夏秋季节覆盖度高,冬春受火烧、刈割、放牧等人为影响,植被稀疏、沙土裸露。样方调查结果表明,试验区常见植物有 38 种,隶属 21 科 37 属,分布面积较大的优势植物包括水烛 (*Typha angustifolia* Linn.)、藨草 (*Scirpus triqueter* Linn.)、芦苇 (*Phragmites communis* Trin Linn.) 等^[3]。

1.2 试验设计与样方选择

不同的土地利用类型径流产生氮污染差异较大^[28],不同的植被类型影响农业非点源氮控制。在野外实地调查的基础上,根据前期该研究区农业非点源野外径流监测结果,配置相近浓度的人工暴雨径流,结合样方调查结果,兼顾野外实验的可操作性选取地势平坦的芦苇、藨草和水烛为受试植被,将前期加工好的移动径流板组装成 $5\text{m} \times 5\text{m}$ 实验样方(图 1),将配置好的 K^{15}NO_3 溶液装入药品槽,通过转子流量计调节流量,泵前混合注入样方(表 1),间隔一定时间采样分析土壤、植物和地下水样品中的 ^{15}N 的百分含量(表 2),研究滨河湿地对农业非点源氮污染控制功能和控制机制。 K^{15}NO_3 药品中的 ^{15}N 原子百分比为 10.25% (购自上海化工研究院)^[29]。

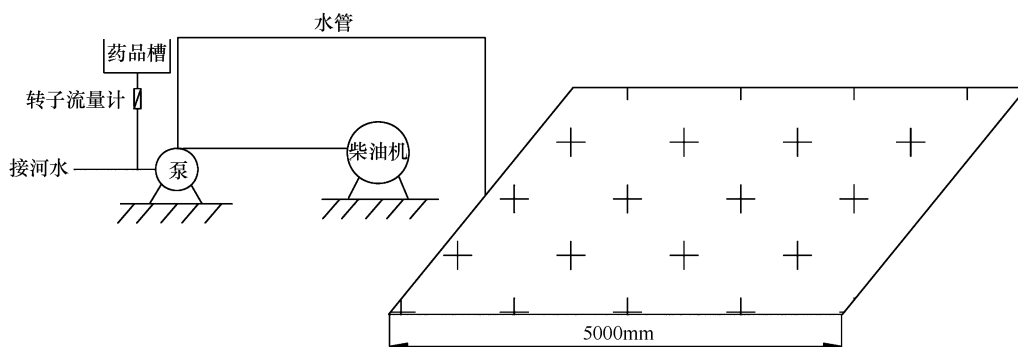


图 1 野外试验装置图

Fig. 1 Field experimental apparatus

土壤和植物对农业非点源氮的吸收通过下式计算^[30-31]:

$$\text{相对氮的吸收} = [(^{15}\text{N}_s - ^{15}\text{N}_c) \times (\text{TotN} / 0.1025)]$$

式中, $^{15}\text{N}_s$ 为样品 ^{15}N 的原子百分比; $^{15}\text{N}_c$ 为对照样品 ^{15}N 的平均原子百分比;Tot N 为总 $^{15}\text{N} + ^{14}\text{N}$ 浓度(mg/g 干重);0.1025 为标记 ^{15}N 的丰度(10.25%)。

表 1 野外实验参数

Table 1 Parameters of field experiments

样方 Plot	水泵出口流量 Pump flow rate /(m ³ /h)	注水持续时间 Duration /h	总注水量 Gross water flow/m ³	K ¹⁵ NO ₃ 投加量 Gross K ¹⁵ NO ₃ /g	K ¹⁵ NO ₃ 浓度 Concentration of K ¹⁵ NO ₃ /(mg/L)	样方积水深度 Seeper depth on plots surface /cm
芦苇 <i>P. communis</i> Trin	0.880	3.5	3.07	30	9.77	10
水烛 <i>T. angustifolia</i>	1.756	2	3.51	30	7.02	20
蔗草 <i>S. Triquetar</i>	1.800	1.5	2.70	30	11.11	15

1.3 样品采集与预处理

为了数据统计分析需要,每个样品样本数为 3 个,取样时间、样品类型和数量如表 2 所示。

表 2 样品采取时间、类型和数量

Table 2 Time, type, and number of samples

采样时间 Sampling date	样品类型 Sample type	样品个数 Number of samples	备注 Notes
2007-07	植物	9	
	土壤	27	样品 ¹⁵ N 本底值,植物处于生长季
	地下水	3	
2007-07	土壤	9	1d 后土壤和地下水 ¹⁵ N 丰度值
	地下水	3	
2007-08	植物	9	1 个月后土壤、植物、地下水 ¹⁵ N 丰度值。
	土壤	27	植物处于生长季,嫩芽指刈割的芦苇萌发的新芽经
	地下水	3	1 个月生长后的植株
2007-10	植物	9	3 个月后土壤、植物 ¹⁵ N 丰度值;植物处于收获季,
	土壤	27	嫩芽指刈割的芦苇萌发的新芽经 3 个月生长后的植株

1.3.1 植物样品

在样方内随机选择 3 处植株(芦苇分芦苇嫩芽和正常生长植株分别采集),连根采集、洗净,带回实验室处理成 1cm 左右小段,自然条件下晾干后放入 70℃ 烘箱连续烘制 24h,取出粉碎,过 50 μ m 筛子,取筛下物装袋备用,消煮时称取 0.2g,测定¹⁵N 原子百分比含量。样品¹⁵N 含量测定在中国科学院南京土壤研究所采用 MAT-251 同位素质谱仪完成^[32]。

1.3.2 土壤样品

在样方中随机选取 3 处,用土钻分 0—10、>10—20、>20cm 层以下采集土壤样品,每个层次采样 1kg 左右,装入袋中密封并做好标记,全氮分析前充分混匀,消煮时称取混匀的新鲜土样 1.5g 左右,测定¹⁵N 丰度。

1.3.3 地下水样品

地下水样品采样方法参照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)进行^[33]。将样品装入洗涤干净的 500mL 聚乙烯样品瓶中,每个样品采集 1000mL,采用硫酸酸化后放入放有冰袋的保温箱中低温保存运回实验室,测定总氮。水体全氮中¹⁵N 测定采用同位素质谱法,其预处理采用半微量开氏法^[32]。

1.4 数据处理

本文采用 Kolmogorov-Smirnov 方法检验各变量的正态分布,如不服从正态分布,通过自然对数转换使之标准化;采用方差分析检验正态分布或标准化后变量之间的差异性,如对数转换无法实现标准化,则用非参数方法(Mann-Whitney U 和 Kruskal-Wallis Post Hoc test)比较变量的差异。分别采用 Pearson 和 Spearman 方法检验正态分布的变量之间和非正态分布环境变量之间的相关性,除特殊说明,所有分析数据的置信度均为 95%。对所有残差进行独立性、一致性和正态性检验。误差统一采用标准偏差表示。所有分析采用 SPSS

13.0 完成。

2 结果与分析

2.1 土壤对农业非点源氮的滞留作用

实验前后不同时期 4 批土壤样品 ^{15}N 原子百分比含量变化情况如图 2 所示。

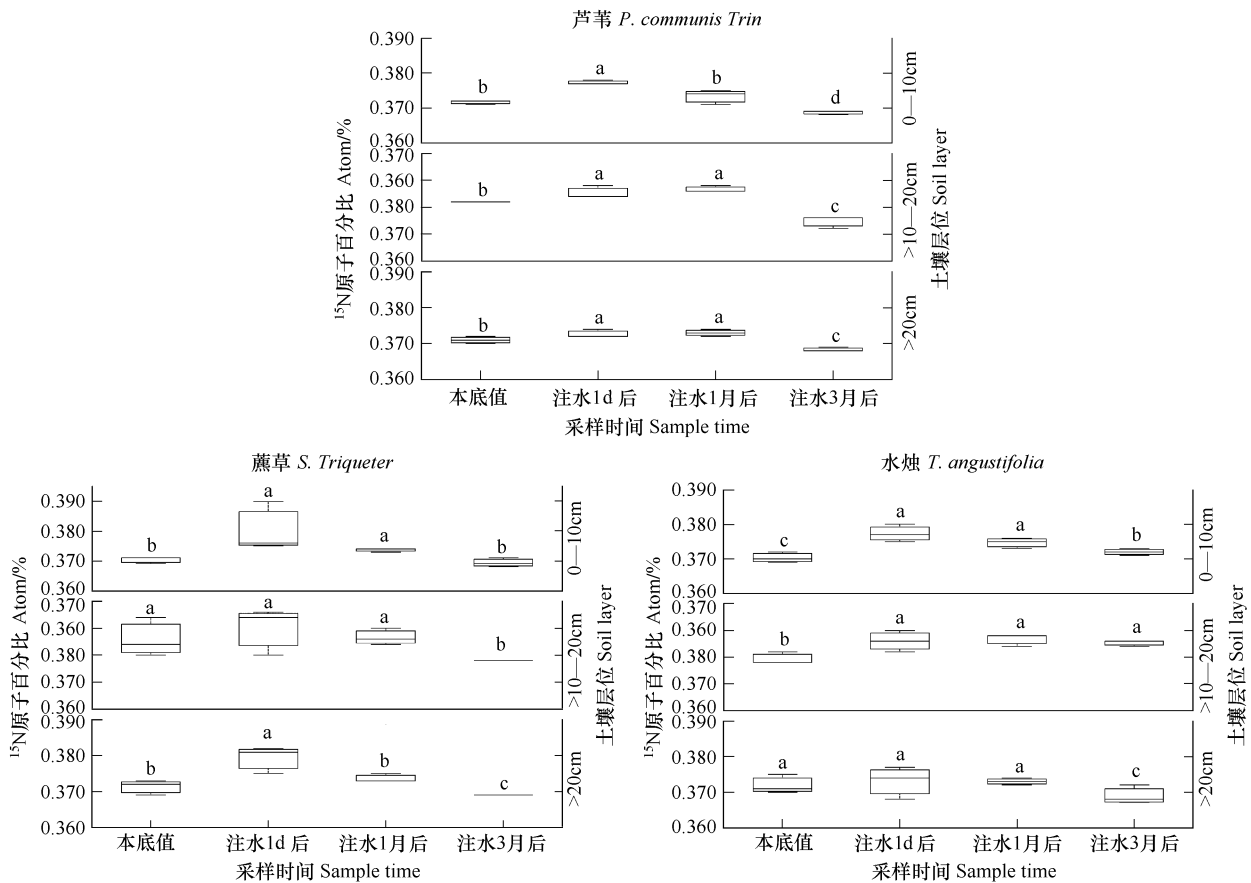


图 2 不同时期土壤样品 ^{15}N 原子百分比含量变化

Fig. 2 Variation of soil ^{15}N content at different times

具有相同字母表示差异不显著 ($P < 0.05$)

SPSS 的 LSD 比较结果显示, 3 种植被样方 0—10cm 层 ^{15}N 原子百分比在试验期间存在显著性差异, >10—20cm 及 20cm 以下层位则没有 0—10cm 层变化显著。受试植被在注水 1d 后, ^{15}N 原子百分比显著高于注水前, 说明滨河湿地土壤对农业非点源氮污染的滞留作用主要发生在这一层, 该层在对农业非点源氮污染的控制上相当于一个过滤器的作用, 其滞留能力大小分别为芦苇 (0.045mg/g) > 蘆草 (0.036mg/g) > 水烛 (0.032 mg/g), 占到土壤滞留氮的 59.2%、56.3% 和 56.1%。外源氮变化速度最快的是 0—10cm, 不同样方对滞留在土壤中的外源氮的净化能力不同, 1 个月后, 芦苇 (77.8%) > 水烛 (68.8%) > 蘆草 (8.3%); 3 个月后, 芦苇 (93.3%) > 蘆草 (72.2%) > 水烛 (37.5%), 土壤对农业非点源氮的滞留能力如表 3 所示。

2.2 农业非点源氮污染对地下水的影响

通过对注水前、注水后 1d 及注水后 1 个月地下水中 ^{15}N 原子百分比差异性比较可知 (图 3), 试验前后差异性不明显, 说明农业非点源污染在本次试验浓度内通过湿地土壤滞留未对地下水造成影响。但注水 1 个月后, ^{15}N 跟其它时期差异显著, 这可能与研究区地下水与河水交换频繁有关, 同时也间接反应了滨河湿地水文过程的复杂性。

表 3 不同植被样方不同土壤层位不同时期氮滞留能力

Table 3 Nitrogen interception from different soil layers by different vegetation communities at different times

样方 Plot	土壤层位 Soil layer/cm	氮吸收量 Nitrogen interception/(mg/g)		
		注水 1d	注水 1 个月	注水 3 个月
		One day after infusion	One month after infusion	Three months after infusion
水烛 <i>T. angustifolia</i>	0—10	0.032 ± 0.011	0.010 ± 0.002	0.020 ± 0.002
	>10—20	0.012 ± 0.002	0.013 ± 0.001	0.025 ± 0.003
	>20	0.013 ± 0.003	0.011 ± 0.001	0.017 ± 0.003
蘆草 <i>S. Triquetar</i>	0—10	0.036 ± 0.008	0.033 ± 0.007	0.010 ± 0.001
	>10—20	0.023 ± 0.003	0.023 ± 0.005	0.018 ± 0.001
	>20	0.005 ± 0.001	0.006 ± 0.001	0.014 ± 0.002
芦葦 <i>P. communis</i> Trin	0—10	0.045 ± 0.004	0.010 ± 0.001	0.003 ± 0.001
	>10—20	0.007 ± 0.000	0.001 ± 0.000	0.011 ± 0.003
	>20	0.024 ± 0.001	0.005 ± 0.002	0.003 ± 0.001

2.3 植物对农业非点源氮的吸收作用

受试植被在不同生长期¹⁵N 原子百分比都经历先上升后下降的过程(图 4)。SPSS 的 LSD 比较结果显示,受试植被不同时期¹⁵N 原子百分比差异性显著。

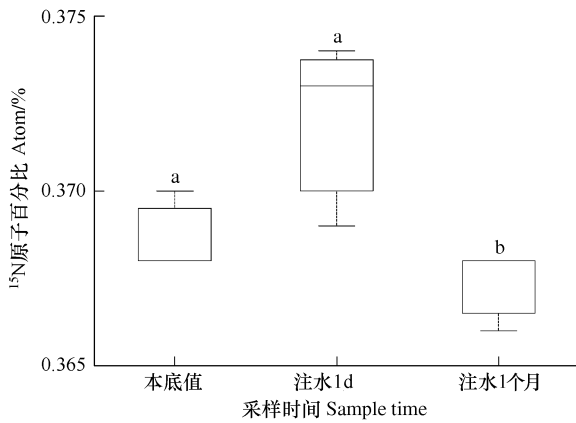


图 3 不同时期地下水样品¹⁵N 原子百分比含量变化
Fig. 3 Groundwater ¹⁵N content at different times
具有相同字母表示差异不显著(P < 0.05)

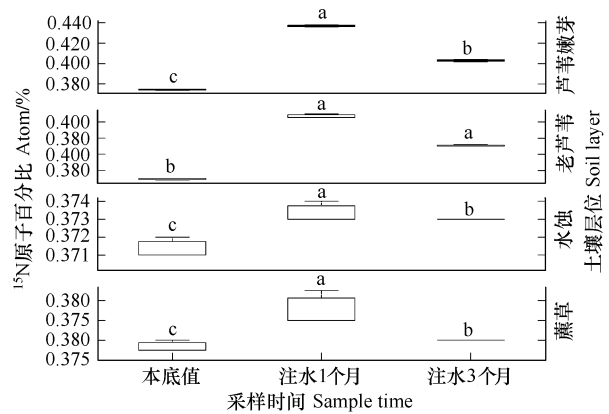


图 4 不同时期植物样品¹⁵N 原子百分比含量变化
Fig. 4 ¹⁵N content of plant samples at different times
具有相同字母表示差异不显著(P < 0.05)

不同植被样方对农业非点源的净化能力差别较大,处于生长旺季的芦葦嫩芽对氮的吸收能力最强(9.731mg/g),其次是老芦葦(4.939mg/g),再次为蘆草(0.620mg/g),水烛对农业非点源氮的吸收能力最弱(0.186mg/g)。在植物的生长后期(10 月份),随着植物生物量的增加,植物体中¹⁵N 的原子百分比含量变化较大,依次为蘆草(90.5%) > 嫩芦葦(62.5%) > 老芦葦(58.8%) > 水烛(19.4%)。植物对农业非点源氮污染的净化能力如表 4 所示。

表 4 植物对外源氮吸收能力

Table 4 Nitrogen absorption of different plants

植被类型 Community type	氮吸收量 Nitrogen uptake/(mg/g)	
	注水 1 个月 One month after water infusion	注水 3 个月 Three months after water infusion
嫩芦葦 Young <i>P. communis</i> Trin	9.731 ± 0.299	3.647 ± 0.113
老芦葦 Old <i>P. communis</i> Trin	4.939 ± 0.722	2.033 ± 0.028
水烛 <i>T. angustifolia</i>	0.186 ± 0.007	0.150 ± 0.004
蘆草 <i>S. Triquetar</i>	0.620 ± 0.069	0.059 ± 0.001

10月初,当植物生物量达到最大时,对实验样方中的生物量进行了测定,芦苇、水烛和蘆草生物量分别为4.73、2.50、0.54 kg/m²(地上和地下部分之和)。滨河湿地芦苇、水烛和蘆草对农业非点源氮的吸收能力分别为96.11、3.76、0.32 kg/hm²。

3 讨论

滨河湿地通过有效截留地表径流中的营养元素从而具有净化水质的功能。农田与水体间50m宽的滨河湿地植被带能有效减少进入地表水的氮^[34]。滨河湿地对外源氮净化主要包括土壤持留、植物吸收、硝化作用、反硝化作用与微生物固化作用^[20]。反硝化作用,将NO₃⁻转化成N₂,被视为滨河湿地去除硝酸盐氮的重要机理。滨河湿地对农业非点源氮的净化能力大小受到湿地覆盖植被类型、土地利用类型、水文过程、土壤类型、土壤/沉积物氧化还原电位、土壤/沉积物的物理性质和营养状态、土壤温度等因素^[4, 35]影响。

试验发现,通过地表径流进入滨河湿地的氮元素3个实验样方的垂向和侧向都发生了渗漏,这一点在其他的研究报告中也有相似结论^[36-37]。如果进入滨河湿地的水流超过了土壤的渗透能力,超出的流量就会限制富营养径流水和滨河湿地土壤之间的相互作用^[36]。径流垂直渗入地下进入有机湿地土壤中为径流、微生物群落和湿地中的根系之间建立了联系。垂向运动的¹⁵N被限制在滨河湿地土壤的表层剖面上。滨河湿地土壤0—10cm层¹⁵N含量显著高于>10—20cm和20cm以下层位,占到总滞留量的一半以上。0—10cm的表层土壤¹⁵N原子百分比含量的变化说明表层土壤截留了农业非点源的氮,相当于一个过滤器的功能。土壤中¹⁵N原子百分比从表层(0—10cm)到深层(>10—20cm和>20cm)均有一个持续增加的过程,意味着非点源氮污染可能存在一个相对较长的效应。地表径流中的氮素主要通过沉积和渗透等实现截留。当地表径流发生时,吸附在颗粒物表面上的氮随径流发生迁移。颗粒吸附态氮随地表径流进入滨河湿地后,湿地植被使径流阻力增加,水流速度降低,径流中的颗粒物发生沉淀;同时滨河湿地茂盛的灌木丛和草本植物通过对地表径流的过滤作用,使径流中一部分含氮颗粒物滞留在滨河湿地^[4]。溶解态氮随水渗透到更深层的土壤,降低地表径流对可溶性氮的转移能力,为植物吸收、土壤吸附和反硝化作用创造了条件^[4]。

滞留在土壤中的氮元素扩散到植物根区时,植物根系吸收氮,将其同化为自身的组织,但大部分氮素会随着植物组织的衰老和凋落回归土壤,虽然如此,植物吸收依然被认为是滨河湿地截留转化氮的重要机制,对滞留在土壤中的氮元素起着关键的去除作用。研究发现,3种不同湿地植被植物组织内¹⁵N原子百分比含量的增加说明滨河湿地植物吸收了外加的氮,同时同位素数据显示,实验期间N的摄取量为0.186—9.731 mg/g和0.059—3.647 mg/g。不同植物对滞留在土壤中的氮吸收能力差异较大,反映了不同植被对农业非点源氮的净化能力不同,除去植物种类的差异外,不同植物生长可能有不同的氮源^[30-31, 38-39],NO₃⁻的同化依赖于O₂,而NH₄⁺同化则较少受到O₂缺失的影响,这也反映NH₄⁺同化较NO₃⁻还原需要较少的能量。在植物中优先吸收NH₄⁺也是一种比较普遍的现象。同时,不同的植被其根系分布在不同的土壤层位,影响其对土壤中滞留的¹⁵N的吸收。对于维管植物不同的根系分布为植物吸收不同土壤层的营养元素提供了可能。芦苇的细根系主要分布在10cm以上的表层土壤,而蘆草和水烛其根系分布则比较分散,且没有芦苇絮状细根分布。从滨河湿地土壤对氮的滞留能力看出,在模拟暴雨事件到样方无积水时,由农业非点源污染引发的外源氮主要滞留于0—10cm,这是芦苇组织中¹⁵N含量显著变化的原因之一,同时也是蘆草和水烛组织¹⁵N含量较芦苇偏低的原因。

植物不同的生长阶段对滞留在土壤中的氮元素吸收能力也不一样,研究发现处于生长旺季的芦苇嫩芽对氮的吸收能力最强,水烛最弱。老芦苇组织中¹⁵N的含量为0.969—1.008 mg N/g,而在嫩芦苇组织中¹⁵N含量显著高于老芦苇组织,达到1.310—1.600 mg N/g。究其原因可能有两个,一是随着植物生长,其生物量不断增大,造成吸收的氮含量相对下降;另外一种可能的原因是老芦苇可能存在其他的氮源,如自身的固氮作用或者以NH₄⁺作为其生长的氮源。对芦苇植被在其生长旺季进行收割,促使重新萌发新芽,有利于芦苇对农业非点源氮吸收。

滞留在土壤中的氮另一个重要过程是反硝化作用,需要滨河湿地土壤有很高的有机质含量和持续不断的

饱和状态。该研究区土壤的反硝化作用有待进一步试验研究。

从地下水样品监测的结果初步判断,在模拟暴雨事件中的¹⁵N没有进入地下水,这些数据也就证实模拟暴雨事件中NO₃⁻没有对地下水造成污染。这些观测值还证实滨河湿地在暴雨事件中接收了输入暴雨径流的氮污染物,而且没有让它们继续向地下水中转移。但是模拟暴雨结束1个月后,¹⁵N跟其它时期差异显著,这可能与研究区地下水与河水交换频繁有关。

滨河湿地是人类最重要的资源,是水和陆地之间的交界面^[40-41],能显著降低地表径流中的污染物进入水生生态系统。滨河湿地对河流变化极为敏感,是人类活动密集、区域生物多样性最容易丧失的地区,受人类活动的干扰时间长、影响大,成为生态问题最显著的生态系统类型之一。由于长期人类活动的影响,大面积的河滩湿地被开垦为农田、牧场、鱼塘甚至村镇居住地,滨河湿地生态系统结构和生态过程遭到严重破坏,导致生物多样性不断降低,洪水调蓄能力下降,水质净化和非点源污染控制能力减弱,河流水质日趋恶化。滨河湿地已成为我国生态环境问题最为突出、经济发展和生态环境保护最为尖锐的地区之一。健康的滨河湿地生态系统,能有效的减少和消除进入地表水中的污染物,减少污染物向水体中输入,是国家及区域生态安全体系的重要组成部分,是实现区域经济与可持续发展的重要基础。

4 结论

(1) 不同植被样方土壤对农业非点源氮的滞留作用主要发生在0—10cm,占到总滞留氮的一半以上;该层滞留氮元素减少速度也是最快的,主要是由于湿地植被的吸收和土壤微生物的反硝化共同作用的结果;

(2) 不同植被样方对滞留在土壤中的农业非点源氮的吸收能力差别较大,大小顺序为芦苇嫩芽 > 老芦苇 > 蘆草 > 水烛。滨河湿地芦苇、水烛和蘆草对农业非点源氮的吸收能力分别为 96.11、3.76、0.32 kg/hm²

(3) 滨河湿地通过截留、过滤、植物吸收等过程能有效的控制农业非点源氮对临近地表水体污染,对农业非点源氮污染控制有重要作用。

References:

- [1] Deng H B, Wang Q C, Wang Q L, Wu W C, Shao G F. On riparian forest buffers and riparian management. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(6): 951-954.
- [2] Xiao C Y, Tai C, Zhao T Q, Wu L, Zhou T J, Dong J J. Distribution characteristics of organochlorine pesticides in surface water and sediments from the Mengjin wetland. *Environmental Science*, 2009, 30(6): 1614-1620.
- [3] Zhao T Q, Zhang H, Xu H S, He Y X. Research on variation characteristics of soil organic matter contents in different vegetation community types in Mengjin part of Yellow River wetland. *Advances in Earth Science*, 2008, 23(6): 638-643.
- [4] Wang Q C, Yu H L, Yao Q, Han Z X, Qiao S L. Retaining and transformation of incoming soil N from highland to adjacent terrestrial water body in riparian bufer zone. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(11): 2611-2617.
- [5] Tian Z Q, Han M, Zhang L. The comparison of ecological and environmental functions of restored and degraded riparian wetlands in retiform fluvial region of West Taihu Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(7): 2812-2822.
- [6] Zhang J C, Peng B Z. Study on riparian zone and the restoration and rebuilding of its degraded ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(1): 56-63.
- [7] Zhang J C. Riparian functions and its management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2001, 15(6): 143-146.
- [8] Yan B W, Xiao R L. Study on the functions and management of riparian zone. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2008, 36(27): 11970-11972.
- [9] Christien H E, Richard L, David C C. Riparian soil response to surface nitrogen input: the indicator potential of free-living soil nematode populations. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 1625-1638.
- [10] Christien H E, Richard L, David C C. Riparian soil response to surface nitrogen input: temporal changes in denitrification, labile and microbial C and N pools, and bacterial and fungal respiration. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 1609-1624.
- [11] Hill A R. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25: 743-756.
- [12] Revsbech N P, Jacobsen J P, Nielsen L P. Nitrogen transformations in microenvironments of river beds and riparian zones. *Ecological Engineering*, 2005, 24: 447-456.
- [13] Young E O, Briggs R D. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers. *Agriculture, Ecosystems &*

- Environment, 2005, 109: 297-309.
- [14] Christopher P C, Jeffrey J M. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *Journal of Hydrology*, 1997, 199: 88-120.
- [15] Hoffmann C C, Berg P, Dahl M, Larsen S E, Andersen H E, Andersen B. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow-Field data and modeling. *Journal of Hydrology*, 2006, 331: 315-335.
- [16] Lowrance R, Altier L S, Newbold J D, Schnabel R R, Groffman P M, Denver J M, Correll D L, Gilliam J W, Robinson J L, Brinsfield R B, Staver K W, Lucas W, To A H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, 1997, 21: 687-712.
- [17] Mander Ü, Kull A, Kuusemets V, Tamm T. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering*, 2000, 14: 405-417.
- [18] Mander Ü, L hmus V K K. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 1997, 8: 299-324.
- [19] McKergow L A, Weaver D M, Prosser I P, Grayson R B, Reed A E G. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology*, 2003, 270: 253-272.
- [20] Hefting MM, Clement JC, Bienkowski P, Dowrick D, Guenat C, Butturini A, Topa S, Pinay G, Verhoeven J T A. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*, 2005, 24: 465-482.
- [21] Peter M G, Arthur J G, Kelly A. Nitrous oxide production in riparian zones and its importance to national emission inventories. *Chemosphere-Global Change Science*, 2000, 2: 291-299.
- [22] Schade J D, Fisher S G, Grimm N B, Seddon J A. The influence of a riparian shrub on nitrogen cycling in a Sonoran Desert stream. *Ecology*, 2001, 82: 3363-3376.
- [23] Yang L R, Chen L D, Sun R H. River ecosystems and their self-purification capability: research status and challenges. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(9): 5066-5075.
- [24] Matheson F E, Nguyen M L, Cooper A B, Burt T P, Bull D C. Fate of ^{15}N -nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological Engineering*, 2002, 19: 249-264.
- [25] Xu H S. Research on Soil Environmental Characteristics and Nitrogen Pollution Control Function — A Case Study on KouMa Section of Yellow River. Henan: Henan Polytechnic University, 2008.
- [26] Dong Z W, Li J H, Yang C M, Zhao J F. Application of stable isotopes approach on riparian zone function research. *Environmental Science and Management*, 2009, 34(7): 116-120.
- [27] Bedard-haughn A, van Groenigen JW, van Kessel C. Tracing ^{15}N through landscapes: potential uses and precautions. *Journal of Hydrology*, 2003, 272: 175-190.
- [28] Meng H Q, Zhao T Q, Zhang H, Xu H S. Study on characteristics of runoff and non-point source pollution in Mengjin floodplain of Yellow River. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(1): 48-51.
- [29] Zhao T Q, Xu H S, He Y X, Tai C, Meng H Q, Zeng F F, Xing M L. Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21: 933-939
- [30] Dahlman L, N sholm T, Palmquist K. Growth, nitrogen uptake, and resource allocation in the two tripartite lichens *Nephroma arcticum* and *Peltigera aphthosa* during nitrogen stress. *New Phytologist*, 2002, 153(2): 307-315.
- [31] Nordbakken J F, Ohlson M, H gberg P. Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. *Environmental Pollution*, 2003, 126: 191-200.
- [32] Lu R K. Soil agricultural Chemistry Analysis. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000, 146-165, 547-564.
- [33] State Environmental Protection Administration, "Water and Wastewater Monitoring Analysis Method," Editorial Board. *Water and Wastewater Monitoring Analysis Method. Fourth Edition.* Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 38-47.
- [34] Wang X Y. Non-point Source Pollution and Management. Beijing: Ocean Press, 2003: 11-12.
- [35] Srivedhin T, Kimberly A G. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering*, 2006, 26: 167-181.
- [36] Aldous A. Nitrogen retention by Sphagnum mosses: responses to atmospheric nitrogen deposition and drought. *Canadian Journal of Botany*, 2002, 80(7): 721-731.
- [37] Heijmans M M P D, Klees H, de Visser W, Berendse F. Effects of increased nitrogen deposition on the distribution of ^{15}N labeled nitrogen between sphagnum and vascular plants. *Ecosystems*, 2002, 5(5): 500-508.
- [38] Casey R E, Klaine S J. Nutrient attenuation by a riparian wetland during natural and artificial runoff events. *Journal of Environmental Quality*,

2001, 30: 1720-1731.

- [39] Schulze E D, Chapin F S, Gebauer G. Nitrogen nutrition and isotope differences among life forms at the northern treeline of Alaska. *Oecologia*, 1994, 100(4): 406-412.
- [40] Lu X G, Liu H Y. *Wetland Ecosystem Protection and Management*. Beijing: Chemical Industry Press, 2004: 60-66.
- [41] Lu J J, He W S, Tong C F, Wang W. *Wetland Ecology*. Beijing: Higher Education Press, 2006: 30-31.

参考文献:

- [1] 邓红兵, 王青春, 王庆礼, 吴文春, 邵国凡. 河岸植被缓冲带与河岸带管理. *应用生态学报*, 2001, 12(6): 951-954.
- [2] 肖春艳, 邵超, 赵同谦, 武俐, 周天健, 董晶晶. 黄河湿地孟津段水体及沉积物中有机氯农药的分布特征. *环境科学*, 2009, 30(6): 1614-1620.
- [3] 赵同谦, 张华, 徐华山, 贺玉晓. 黄河湿地孟津段不同植被群落类型土壤有机质含量变化特征研究. *地球科学进展*, 2008, 23(6): 638-643.
- [4] 王庆成, 于红丽, 姚琴, 韩壮行, 乔树亮. 河岸带对陆地水体氮素输入的截流转化作用. *应用生态学报*, 2007, 18(11): 2611-2617.
- [5] 田自强, 韩梅, 张雷. 西太湖河网区恢复与退化河岸带湿地生态及水环境功能比较. *生态学报*, 2007, 27(7): 2812-2822.
- [6] 张建春, 彭补拙. 河岸带研究及其退化生态系统的恢复与重建. *生态学报*, 2003, 23(1): 56-63.
- [7] 张建春. 河岸带功能及其管理. *水土保持学报*, 2001, 15(6): 143-146.
- [8] 颜兵文, 肖瑞龙. 河岸带的功能与管理研究. *安徽农业科学*, 2008, 36(27): 11970-11972.
- [25] 徐华山. 滨河湿地土壤环境特征及其农业非点源氮污染控制研究——以黄河孟津扣马段为例. 河南: 河南理工大学, 2008.
- [26] 董子为, 李建华, 杨长明, 赵建夫. 稳定同位素技术在河岸带功能研究中的应用. *环境科学与管理*, 2009, 34(7): 116-120.
- [28] 孟红旗, 赵同谦, 张华, 徐华山. 孟津黄河滩区降雨产流及面源污染特征分析. *水土保持学报*, 2008, 22(1): 48-51.
- [32] 鲁如坤. *土壤农业化学分析方法*. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 146-165, 547-564.
- [33] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. *水和废水监测分析方法(第四版)*. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 38-47.
- [34] 王晓燕. 非点源污染与管理. 北京: 海洋出版社, 2003: 11-12.
- [40] 吕宪国, 刘红玉. *湿地生态系统保护和管理*. 北京: 化学工业出版社, 2004: 60-66.
- [41] 陆健健, 何文珊, 董春富, 王伟. *湿地生态学*. 北京: 高等教育出版社, 2006: 30-31.

2008 年度生物学科总被引频次和影响因子前 10 名期刊*

(源于 2009 年版 CSTPCD 数据库)

排序 Order	期刊 Journal	总被引频次 Total citation	排序 Order	期刊 Journal	影响因子 Impact factor
1	生态学报	8956	1	生态学报	1.669
2	应用生态学报	7979	2	植物生态学报	1.656
3	植物生态学报	3742	3	应用生态学报	1.632
4	西北植物学报	3584	4	生物多样性	1.474
5	JOURNAL OF INTEGRATIVE PLANT BIOLOGY	3460	5	生态学杂志	1.276
6	植物生理学通讯	3187	6	植物学通报	1.058
7	生态学杂志	3148	7	西北植物学报	1.046
8	遗传学报	2142	8	植物生理与分子生物学 学报	1.034
9	植物生理与分子生物学学报	1855	9	遗传学报	0.887
10	昆虫学报	1580	10	遗传	0.835

★《生态学报》2008 年在核心版的 1868 种科技期刊排序中总被引频次 8956 次,全国排名第 2;影响因子 1.669,全国排名第 14;第 1~8 届连续 8 年入围中国百种杰出学术期刊;中国精品科技期刊

编辑部主任: 孔红梅

执行编辑: 刘天星 段 靖

生态学报
(SHENGTAI XUEBAO)
(半月刊 1981 年 3 月创刊)
第 30 卷 第 21 期 (2010 年 11 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA
(Semimonthly, Started in 1981)
Vol. 30 No. 21 2010

编 辑 《生态学报》编辑部
地址:北京海淀区双清路 18 号
邮政编码:100085
电话:(010)62941099
www.ecologica.cn
shengtaixuebao@rcees.ac.cn

主 编 冯宗炜
主 管 中国科学技术协会
主 办 中国生态学会
中国科学院生态环境研究中心
地址:北京海淀区双清路 18 号
邮政编码:100085

出 版 科 学 出 版 社
地址:北京东黄城根北街 16 号
邮政编码:100717

印 刷 北京北林印刷厂
发 行 科 学 出 版 社
地址:东黄城根北街 16 号
邮政编码:100717
电话:(010)64034563
E-mail:journal@cspg.net

订 购 全国各地邮局
国外发行 中国国际图书贸易总公司
地址:北京 399 信箱
邮政编码:100044

广告经营 京海工商广字第 8013 号
许 可 证

Edited by Editorial board of
ACTA ECOLOGICA SINICA
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
Tel:(010)62941099
www.ecologica.cn
Shengtaixuebao@rcees.ac.cn

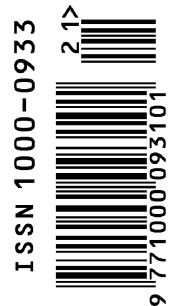
Editor-in-chief FENG Zong-Wei
Supervised by China Association for Science and Technology
Sponsored by Ecological Society of China
Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS
Add:18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China

Published by Science Press
Add:16 Donghuangchenggen North Street,
Beijing 100717, China

Printed by Beijing Bei Lin Printing House,
Beijing 100083, China

Distributed by Science Press
Add:16 Donghuangchenggen North
Street, Beijing 100717, China
Tel:(010)64034563
E-mail:journal@cspg.net

Domestic All Local Post Offices in China
Foreign China International Book Trading
Corporation
Add:P. O. Box 399 Beijing 100044, China



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元