

旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园植被及土壤特性的影响

朱芳¹, 白卓灵²

(1. 湖南涉外经济学院 继续教育学院, 长沙 410205; 2. 中南大学 公共管理学院, 长沙 410083)

摘要:运用野外采样调查与实验室分析相结合的方法研究了旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园植被及土壤的影响。结果表明:(1) 旅游干扰使得鄱阳湖国家湿地公园植被种类趋于简单,具体表现为植被丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数均低于对照(CK),并显著降低了草本层植物丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数($p < 0.05$);(2) 干扰在一定程度上造成了土壤中重金属含量及其综合污染指数的增加(Cu, Pb, Cr),显著增加了土壤容重($p < 0.05$)和降低了土壤 pH、土壤养分和速效养分含量($p < 0.05$),但对土壤电导率和全磷没有显著影响($p > 0.05$);(3) 土壤速效养分对旅游干扰表现较为敏感,并且旅游干扰导致了土壤性质各指标“表聚性”的消失;(4) 旅游干扰区土壤蔗糖酶、转化酶、脲酶、酸性磷酸酶活性和微生物活度均显著低于对照($p < 0.05$),从土壤酶活性的变化幅度来看,土壤转化酶活性可以作为鄱阳湖湿地公园土壤健康状况的指示指标;(5) 旅游干扰区和对照区土壤微生物数目均以细菌最多,各菌落数目均表现为旅游干扰区域<对照区,由此表明了旅游干扰降低了鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物数目,对于不同微生物菌落起着不同的效果。

关键词:旅游干扰; 鄱阳湖国家湿地公园; 植被; 土壤

中图分类号:Q145;Q149

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2015)03-0033-07

Impacts of Tourist Disturbance on Soil and Plant Properties of Poyang Lake National Wetland Park

ZHU Fang¹, BAI Zhuoling²

(1. College of Adult Education, Hunan International Economics University, Changsha 410205, China;

2. College of Public Administration, Central South University, Changsha 410083, China)

Abstract: The impacts of tourism disturbance on Poyang Lake National Wetland Park soil and plant properties were analyzed based on the field investigation and the laboratory analysis. The results showed that: (1) the amount of vegetation of Poyang Lake National Wetland Park reduced under the tourist disturbance, and vegetation richness index, evenness index, diversity index and dominance index were lower than CK, tourist disturbance did not significantly affect the tree layer and shrub layer ($p > 0.05$), but significantly affect the field layer ($p < 0.05$); (2) tourist disturbance did not significantly affect soil electrical conductivity and total phosphorus ($p > 0.05$), and soil pH, soil nutrients and available nutrients significantly reduced ($p < 0.05$), soil bulk density significantly increased ($p < 0.05$) under the tourist disturbance, the soil heavy metal content and soil comprehensive pollution index significantly increased ($p < 0.05$); (3) soil available nutrient contents were sensitive to tourist disturbance, which caused that the soil ‘surface accumulation’ disappeared; (4) the soil invertase, invertase, urease, acid phosphatase activity and microbial activity of tourist disturbance zone were significantly lower than CK ($p < 0.05$), and soil invertase activity could be used as the indicator of soil health of Poyang Lake National Wetland Park through the change of soil enzyme activity; (5) the soil microbial number of tourist disturbance zone and CK were based on bacteria (more than 90%) with the tourist disturbance zone<CK, which suggested that the soil microbial number of Poyang Lake National Wetland Park reduced under tourist disturbance, and tourist disturbance caused the different impacts on different microorganism coenobium.

Keywords: tourism disturbance; Poyang Lake National Wetland Park; plant; soil

鄱阳湖作为国际性保护意义的淡水湿地生态系统被列入世界生命湖泊,是我国最大的天然吞吐型、季节性淡水湖泊和长江水量的巨大调节器^[1-3],其特殊的生态、文化、美学和多样性价值在调节气候、维护生态稳定、调节长江中下游水量和促进当地经济发展中起着不可估量的作用。同时,鄱阳湖国家湿地公园是集湖泊、河流、草洲、泥滩、岛屿、泛滥地、池塘等湿地为主体景观的纯自然生态的复合型湿地公园,亚洲湿地面积最大、湿地物种最丰富的国家级湿地公园^[1,4-6],总面积约为 36 285.0 hm²,湿地总面积为 35 116.1 hm²,占总面积的 96%以上,2008 年被国家批准为国家级湿地公园^[2-3]。自 20 世纪 70 年代以来旅游业发展迅速,游客量逐年增加,2011 年第一季度,创历史新高,其中旺季(4—11 月)人数约占全年游客量的 90%。同时伴随着鄱阳湖国家湿地公园景区建设日益完善,景观品质不断提升,鄱阳湖国家湿地公园每年游客量以大于 120%的幅度递增。从大尺度上看,近年来游客干扰和气候变化导致入湖水量持续减少,加之湖区湿地植被退化、农业点和面源污染日趋严重、生活污水排放等因素,对鄱阳湖生态环境产生了极大的影响。小尺度上,部分景区出现裸露和斑块分布,植被景观单一化,生物多样性锐减,水环境质量下降和水土流失严重,主要的干扰方式为游人活动,其他干扰方式(如采伐、采摘等)很少或几乎没有。在此背景下,鄱阳湖湿地公园的生态环境问题日益突出,我们也忽视了旅游业发展带来的生态环境恶化的后果^[7-8],在经济效益、社会效益、生态环境效益之间如何权衡是未来的研究重点之一^[9-10]。为了探明旅游对鄱阳湖旅游区生态环境的影响程度,为尽快制定合理的措施保护景区生态平衡与生物多样性提供有利的证据,笔者对鄱阳湖南矶湿地生态环境进行研究,以利于进一步理解旅游干扰的生态影响效应与机制,为鄱阳湖湿地生态系统的管理、保护及可持续发展提供一定的数据支撑。同时,对国家湿地公园发展旅游进行分析,有助于更多人了解湿地和湿地旅游,促进湿地的可持续发展。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区选在江西鄱阳湖南矶山自然保护区内(28°52′21″—29°06′46″N;116°10′24″—116°23′50″E),该保护区总面积为 33 300 hm²,地处赣江北支、中支和南支汇入鄱阳湖开放水域冲积形成的三角洲前缘,海拔 12~16 m,仅有 20~80 cm 深,湖水的 pH 值 7.0~7.6,属于亚热带气候,年降水量 1 400~1 900 mm,

4—6 月为雨季,10 月—翌年 3 月为旱季,年平均气温 17℃,夏季最高气温 40℃,1 月份平均气温 5℃,最低—4℃。受鄱阳湖季节性周期性水文变化的影响,整个保护区在丰水季节(4—9 月)除总面积不足 4 km²的南山岛和矾山岛以外,其他湖泊和草洲全被洪水淹没,10 月份,湖水逐渐消退归入河道和一些碟形洼地,保护区内不同高程洲滩相继出露,整个三角洲地区成为河、湖、洲交错状态,使得保护区内出现了大量土壤肥沃、水热条件充裕的洲滩和浅滩^[5-6]。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置及样品采集 旅游活动具有高度的集中性,大部分局限于几条游道及游客集中休息点,这里周围没有村民居住,主要为游人的活动。其他干扰方式(如采伐、采摘等)几乎没有,游客干扰主要范围为 0~80 m,超过 80 m 范围几乎没有游人活动,本研究中由于游客的干扰强度和方式难以界定,因此以景区的栏杆以及游客的活动范围相结合界定干扰区和未干扰区。2014 年 5 月(春季,旅游高峰期),沿着几条主要游览路线选取湿地公园内部生境基本一致、群落年龄相当、并且具有代表性的 5 个主要栖息点(100 m×100 m,有栏杆)和附近 80 m 范围以外的原始生境作为对照(CK),每个样地重复 3 次,并且样地之间微地形环境没有明显差别。每个样地内设置 3 个 20 m×20 m 的乔木样方、10 m×10 m 的灌木样方和 2 m×2 m 的草本样方。对乔木进行统计,记录种类、高度、枝下高、株数、胸径、冠幅、林分郁闭度,记录灌木和草本的高度、盖度、种类、株数等。每个样方五点混交法分别采集 0—10,10—20,20—30 cm 土样,装入自封袋中,带回实验室测定土壤酶活性、微生物数目和土壤性质等,并用环刀法在样方对角线中心取土测定容重和含水量^[11]。

物种多样性是群落结构和功能复杂性的度量,大量学者从不同角度考虑群落的多样性,而由于植物的个体数难度较大,即使是同一种植物不同发育阶段的个体,它们所占据的空间也有很大的差异。目前应用最广泛的是物种丰富度指数(S)、Simpson 指数(D)、Shannon-Wiener 指数(H)、Pielou 均匀度(J)和优势度(C)指数,公式分别为^[12]:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (1)$$

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$J = H / \ln S \quad (3)$$

$$C = \sum_{i=1}^S P_i^2 \quad (4)$$

式中: P_i ——种 i 的相对重要值, $P_i = N_i / N$; N_i ——

种 i 的绝对重要值; N ——种 i 所在样方的各个种的重要值之和; S ——种 i 所在样方的物种总数,即物种丰富度指数。乔木、灌木和草本各个种的重要值计算公式为:

乔木的重要值=(相对密度+相对优势度+相对盖度)/3
(5)

灌木和草本的重要值=(相对高度+相对盖度)/2
(6)

1.2.2 样品的测定 土壤样品经自然风干后,去除植物根系等杂物过 2 mm 筛。土壤容重采用环刀法测定;土壤 pH 采用电极电位法(5:1 水土比浸提液);土壤电导率采用电导法;有机碳采用重铬酸钾氧化外加热法;全磷采用 NaOH 碱溶—钼锑抗比色法;有效磷采用 NaHCO₃ 浸提—钼锑抗比色法;全氮采用半微量凯氏定氮法测定;碱解氮采用 NaOH-H₃BO₃ 法;有效钾和全钾采用乙酸铵浸提—火焰光度计法;有效锰采用高碘酸钾光度法^[11]。过筛后的土壤样品在聚四氟乙烯罐内经 HClO₄-HNO₃-HF 高温消解定容后采用等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定 Cu,Cd,Cr 含量^[13-14]。

土壤微生物数量测定^[15]:采用平板梯度稀释法,其中细菌培养基为牛肉膏蛋白胨琼脂培养基,真菌培养基为马丁氏培养基,放线菌培养基为高氏一号琼脂培养基。土壤酶活性^[15]:土壤蔗糖酶活性采用 3,5-二硝基水杨酸比色法[mg/(g·d)];转化酶活性采用

水解还原法[mg/(g·d)];脲酶活性采用苯酚钠比色法[mg/(g·d)];磷酸酶活性测定采用磷酸苯二钠法[mg/(g·d)]。微生物活度^[15]:改进的 FDA 法。

1.3 数据处理

利用 Excel 2003.0,SPSS 18.0 进行数据统计和分析,单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著法(LSD)进行方差比较,作图采用 Origin 9.2。

2 结果与分析

2.1 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园植被的影响

对鄱阳湖国家湿地公园植物种类数进行分析(表 1),从整个生态系列来看,无论是乔木层、灌木层,还是草本层,受干扰程度大的地区植被个体总数几乎都少于对照区。旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园植被具有较大的影响,在旅游干扰下,植被丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数均低于对照,乔木层和灌木层植被丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数与对照没有显著差异($p>0.05$),而草本层植被丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数均显著低于对照($p<0.05$),由此表明,旅游干扰并没有影响乔木层和灌木层,显著降低了草本层植物丰富度指数、均匀度指数、多样性指数和优势度指数。与对照相比,在旅游干扰下草本层植被丰富度指数、均匀度指数、优势度指数和多样性指数分别降低了 22.35%,10.00%,8.70%,19.61%。

表 1 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园植被的影响

| 样地 | | 丰富度指数 | 均匀度指数 | 优势度指数 | 多样性指数 |
|-----|---------------|-----------|-------------|-------------|-------------|
| 干扰区 | 乔木(20 m×20 m) | 2.3±1.3 | 0.43±0.13 | 0.52±0.23 | 0.56±0.12 |
| | 灌木(10 m×10 m) | 4.3±2.5 | 0.48±0.08 | 0.57±0.15 | 0.78±0.09 |
| | 草本(2 m×2 m) | 6.6±3.1 | 0.54±0.14 | 0.63±0.24 | 0.82±0.23 |
| CK | 乔木(20 m×20 m) | 2.6±0.8 | 0.43±0.09 | 0.53±0.17 | 0.53±0.07 |
| | 灌木(10 m×10 m) | 4.8±1.7* | 0.51±0.11 | 0.59±0.08 | 0.81±0.16* |
| | 草本(2 m×2 m) | 8.5±1.3** | 0.60±0.21** | 0.69±0.18** | 1.02±0.25** |

注:**表示与对照相比差异极显著($p<0.01$),*表示与对照相比差异显著($p<0.05$),下同。

2.2 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤性质的影响

由表 2 可知,旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤水、肥状况影响较为明显。旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤电导率和全磷含量并没有显著影响($p>0.05$),旅游干扰下鄱阳湖国家湿地公园土壤容重极显著高于对照($p<0.01$),土壤 pH、有机质和速效养分极显著低于对照($p<0.01$),土壤全氮和全钾含量显著低于对照($p<0.05$)。与对照相比,旅游干扰下鄱阳湖国家湿地公园土壤容重增加了 19.23%,土壤 pH 降低了 5.88%,土壤有机质降低了 12.96%,全氮降低了 8.62%,全钾降低了 13.09%,速效氮、速效磷和速效钾分别降低了 12.36%,27.94%,10.40%。

从不同土层土壤性质来看,表 2 反映了旅游干扰下土壤性质各指标的垂直分布规律,对照区域土壤性质各指标随土层深度的增加呈下降趋势,均以 0—10 cm 土层(表层)最高,呈现出明显的“表聚性”,20—30 cm 土层内土壤性质各指标含量最低;干扰区土壤性质各指标随土层深度的增加呈先增加后下降趋势,20 cm 土层达到最高,20 cm 土层以下则急剧降低,相同土层内基本表现为旅游干扰区域<对照区。

2.3 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物数量的影响

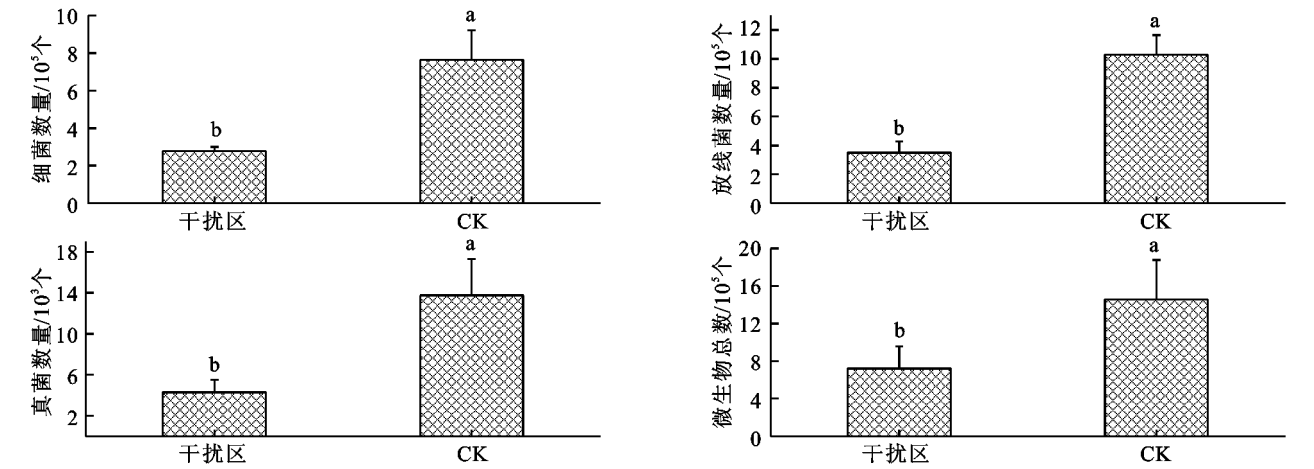
如图 1 所示,旅游干扰改变了土壤微生物结构,显著影响了土壤细菌、放线菌、真菌以及总数($p<0.05$)。

干扰区土壤细菌、放线菌、真菌和总数均显著低于对照 ($p<0.05$)。在组成微生物种群的细菌、放线菌和真菌三大类中,细菌数量处于绝对优势地位,占总数的 90% 以上,其次是放线菌,真菌最少,从放线菌和真菌所占

比例来看,放线菌近似等于真菌。经统计检验可知,与对照相比,旅游干扰下鄱阳湖国家湿地公园土壤细菌数目降低了 63.66%,放线菌数目降低了 65.82%,真菌数目降低了 68.87%,微生物总数降低了 50.48%。

表 2 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤性质的影响

| 项目 | 干扰区 | | | | CK | | | |
|--|------------|------------|------------|--------------|------------|------------|------------|------------|
| | 0—10 cm | 10—20 cm | 20—30 cm | 平均值 | 0—10 cm | 10—20 cm | 20—30 cm | 平均值 |
| pH | 6.2±0.3 | 6.4±0.2 | 6.5±0.4 | 6.4±0.3** | 6.7±0.3 | 6.8±0.3 | 6.7±0.2 | 6.8±0.3 |
| 电导率/($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$) | 112.3±6.8 | 100.5±7.2 | 80.3±5.3 | 97.7±6.4 | 101.2±9.1 | 91.7±6.4 | 82.5±8.3 | 91.8±7.9 |
| 容重/($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) | 1.45±0.12 | 1.17±0.23 | 1.09±0.09 | 1.24±0.15** | 1.08±0.17 | 1.01±0.13 | 1.03±0.05 | 1.04±0.12 |
| 有机质/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 14.5±3.2 | 15.2±2.7 | 12.7±2.1 | 14.1±2.7** | 19.2±3.5 | 16.3±2.4 | 13.1±1.9 | 16.2±2.6 |
| 全氮/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 1.05±0.21 | 1.21±0.15 | 0.93±0.18 | 1.06±0.18* | 1.32±0.25 | 1.24±0.21 | 0.92±0.17 | 1.16±0.21 |
| 全磷/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 0.63±0.08 | 0.85±0.07 | 0.72±0.13 | 0.73±0.09 | 0.94±0.08 | 0.83±0.09 | 0.74±0.17 | 0.84±0.11 |
| 全钾/($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 12.35±2.56 | 14.28±3.17 | 11.42±1.85 | 12.68±2.53* | 17.27±3.54 | 15.41±2.78 | 11.09±2.17 | 14.59±2.83 |
| 速效氮/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 35.78±5.78 | 44.25±6.12 | 28.05±5.78 | 36.03±5.89** | 51.23±9.12 | 46.31±4.84 | 25.78±3.27 | 41.11±5.62 |
| 速效磷/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 6.52±0.85 | 8.49±1.52 | 5.43±0.87 | 6.81±1.08** | 13.15±2.37 | 9.12±1.58 | 6.07±1.09 | 9.45±1.68 |
| 速效钾/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) | 317.4±23.8 | 352.6±39.4 | 213.7±25.1 | 294.6±29.4** | 412.3±43.2 | 368.9±39.7 | 205.1±20.8 | 328.8±34.6 |



注:不同小写字母表示差异显著($p<0.05$),下图同。

图 1 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物数量的影响

2.4 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物活度的影响

单因素方差分析结果表明,旅游干扰区域土壤微生物活度显著低于对照区域 ($p<0.05$),与对照相比,旅游干扰区域土壤微生物活度降低了 27.37% (图 2)。主要是由于旅游干扰使土壤发生板结,同时,干扰区枯枝落叶的损失使土壤有机质投入量减少,导致了活动区土壤微生物数量和酶活性的降低,从而导致土壤微生物活度显著降低。

2.5 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤酶活性的影响

如图 3 所示,旅游干扰显著降低了土壤酶活性 ($p<0.05$)。与对照相比,旅游干扰下鄱阳湖国家湿地公园土壤蔗糖酶活性降低了 44.60%,酸性磷酸酶活性降低了 41.83%,转化酶活性降低了 68.59%,脲

酶活性降低了 53.98%。由此表明,旅游干扰显著降低了土壤酶活性,转化酶活性降低幅度较大,对旅游干扰表现较为敏感,可以作为鄱阳湖湿地公园土壤健康状况的指示指标。

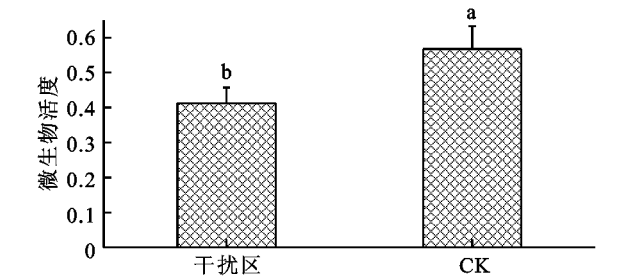


图 2 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物活度的影响

2.6 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤重金属含量及污染指数的影响

测定旅游干扰区和对照区域土壤 Cu,Pb,Cr 等

重金属含量(图 4),由表 5 可知,旅游干扰区和对照区域土壤 Cu,Pb,Cr 含量均表现为:对照区<旅游干扰区;旅游干扰显著增加了土壤 Cu,Pb,Cr 等重金属含量($p<0.05$),与对照相比,旅游干扰下鄱阳湖国家湿地公园土壤 Cu 含量增加了 32.17%,Pb 含量增加了 26.98%,Cr 含量增加了 16.32%;说明旅游干扰显著增加了鄱阳湖国家湿地公园土壤重金

属含量。结合改进的 Nemoro 指数法对旅游干扰区土壤重金属污染程度进行评价,旅游干扰区土壤 Pb 和 Cr 污染指数都大于 1,污染程度较大,对照区 Pb 和 Cr 污染指数均小于 1,污染程度较小,而旅游干扰区和对照区土壤 Cu 污染指数均小于 1,污染程度较小,由此可见,旅游干扰主要增加了土壤中 Cu,Pb 含量。

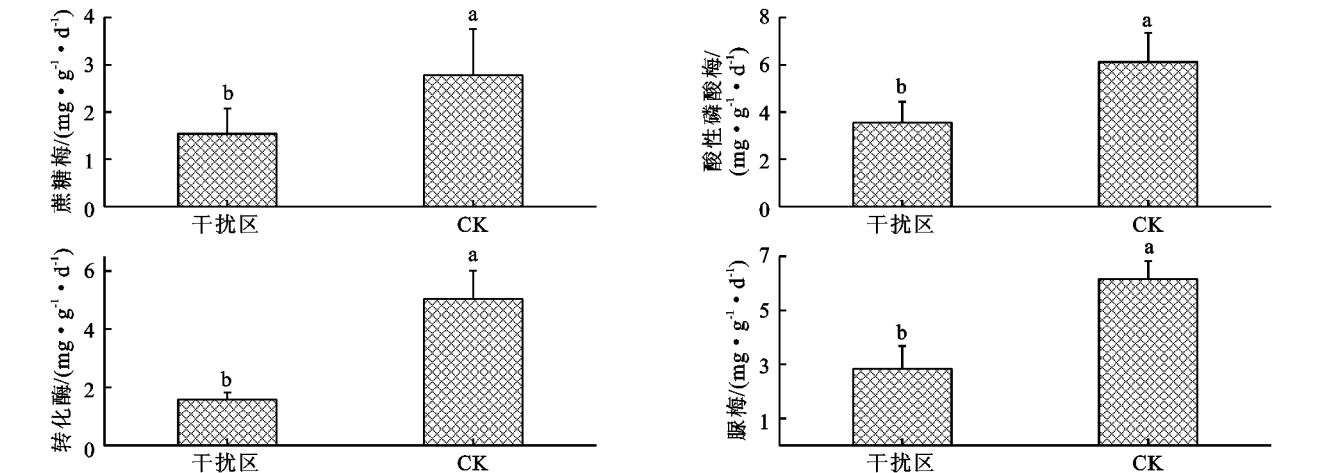


图 3 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤酶活性的影响

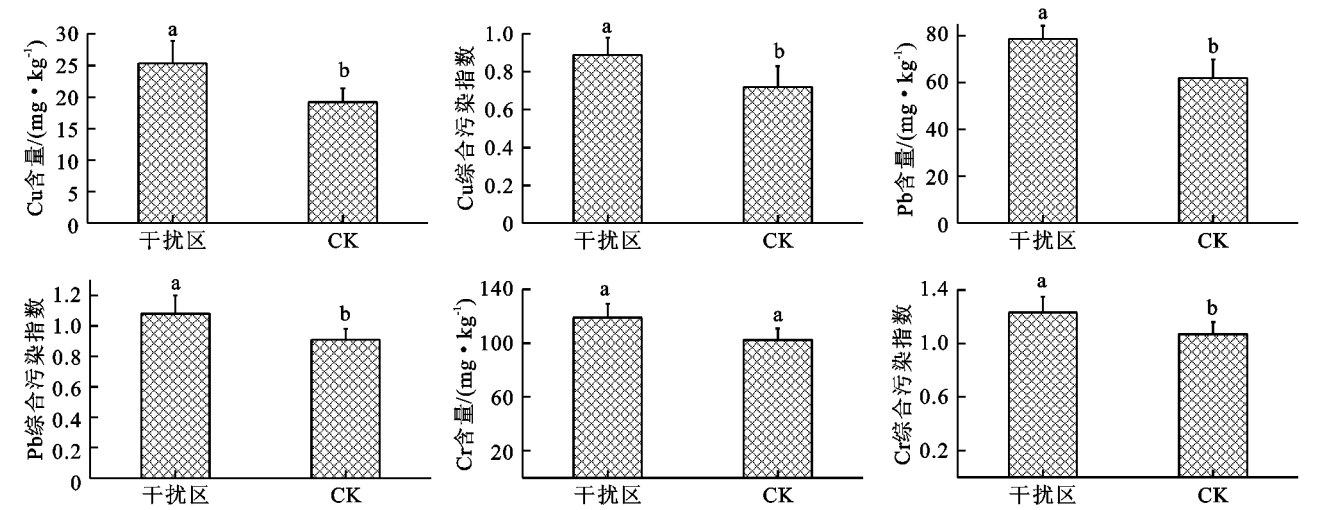


图 4 旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤重金属含量及污染指数的影响

3 讨论与结论

多样性表征着生态系统结构复杂性^[9-10]。通过比较鄱阳湖国家湿地公园植物多样性指数可知(表 1),旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园生态环境影响显著,本研究中旅游干扰显著减弱景区植被丰富度,降低植被均匀度,抑制了干扰区植物的正常生长,降低了植被多样性,使干扰区群落稳定性降低,由于各层次间物种个体是不等价的,就各层来看是草本层受到的影响最大($p<0.05$),并且旅游干扰可能使草本层完全消失。乔木层和灌木层受旅游的影响并不大,仅有细微的差别。主要是由于草本层在高度上不占有

优势,容易遭到游人的践踏和采撷,而灌木层和乔木层由于树体高大,不易受游人影响。此外,旅游使植物种类之间的竞争力增大,最终适应能力强的植物生存下来,适应能力弱的植物被淘汰,这样就使植物种类趋于单一,物种多样性程度降低^[16]。

本研究中旅游干扰对鄱阳湖国家湿地公园土壤电导率和全磷没有显著影响($p>0.05$),而显著增加了土壤容重($p<0.05$),降低了土壤 pH、土壤养分和速效养分含量($p<0.05$),与前人的研究结果一致^[17-18]。土壤 pH 值与土壤母质、气候和环境条件等多种因素有关,局部微环境条件的变化和外源物质会引起土壤 pH 值变化^[19]。游客的践踏行为及游径附

近垃圾会给土壤结构与性能带来不利影响,将会导致土壤孔隙度降低,紧实度增加及养分下降^[17-18]。有机质对土壤结构、质地和肥力的保持有重要作用,自然条件下地面草地残落物和根系是土壤有机质的主要来源,旅游干扰使枯枝落叶层和腐殖质层破坏,土壤裸露,植物根系减少,引起植物归还量减少,这些都是造成土壤有机质减少的重要原因^[19]。另外,土壤动物的残体及分泌物也会提供一部分有机质,而旅游干扰引起土壤理化性质的改变,会使一些有益于土壤的动物和微生物数量减少,这也会导致有机质含量下降;土壤中的氮大部分以有机质的形态存在,其含量与有机质密切相关,旅游干扰引起的有机质含量降低应该是导致土壤全氮含量下降的主要原因;土壤全磷含量变化并不显著($p>0.05$),土壤磷主要来自磷灰石的风化,除土壤母质类型外,自然土壤含磷量还与有机质含量、土壤酸碱度等因素有关;土壤含钾量主要和该地区的母质、风化及成土条件、质地因素有关,在旅游干扰下,土壤紧实度增加,渗透率下降,会减少钾的淋溶,导致受干扰地段土壤的钾含量降低^[20-21];与土壤全量养分相对应,土壤速效养分与全量养分变化趋势相一致,并且其变化幅度较高,对旅游干扰表现较为敏感。从目前看,对旅游干扰引起的土壤化学性质的变化尚无一致性的结论,这主要是由于目前对旅游干扰下土壤系统的变化机制缺乏深入细致的探讨,而土壤理化性质的改变又与外界及土壤系统内部多种因素相关联,在不同的干扰类型、干扰强度、不同环境条件及不同的土壤类型下会呈现出不同的变化^[9-10,17-18]。土壤性质各指标在垂直方向上的变化表明,对照区域土壤性质各指标随土层深度的增加呈下降趋势,呈现出明显的“表聚性”;干扰区土壤性质各指标随土层深度的增加呈先增加后下降趋势,相同土层内基本表现为旅游干扰区域<对照区,说明了旅游干扰降低了鄱阳湖国家湿地公园土壤性质各指标主要集中在土壤表层,而旅游干扰导致了土壤性质各指标“表聚性”的消失。

鄱阳湖国家湿地公园土壤酶活性受旅游干扰的影响较大,主要是由于旅游践踏导致土壤有机质含量减少,引起的土壤压实及践踏等加剧了养分流失,进而造成土壤分解微生物强度的减弱及酶活性的降低^[9]。同时土壤分解微生物强度的减弱和土壤酶活性的降低。本研究还表明,转化酶活性降低幅度较大,对旅游干扰表现较为敏感,可以作为鄱阳湖湿地公园土壤健康状况的指示指标。

从土壤生态平衡以及生物多样性的角度来看,土壤微生物通过相互竞争、协调、驱动养分循环等作用

影响着植物多样性、生态系统稳定性及生产力,是反映土壤质量的重要生物学指标^[9,22]。本研究显示旅游干扰区和对照区土壤微生物均以细菌最多,占微生物总数的90%以上,其次是放线菌和真菌;各菌落数目均表现为旅游干扰区域<对照区,说明了旅游干扰降低了鄱阳湖国家湿地公园土壤微生物数目,并且对于不同微生物菌落起着不同的效果。主要是由于旅游干扰减少了凋落物、根系的分泌物和衰亡的根、根际沉积物等养分来源,这些养分来源为微生物的生长繁育提供了充足的能源,使微生物能够在一定时间内有效并快速恢复^[9,20]。在旅游干扰中,土壤基质破坏了地表植被层,并且对土壤剖面进行了重构,使得作为微生物生命活动所需能源较为缺乏,局部限制了土壤微生物数量^[9-10]。旅游干扰对鄱阳湖景区土壤微生物活度造成了影响,这对于土壤有机质的转化等物质循环势将造成影响,这种影响必定会造成土壤性状发生改变,从而影响到生态系统的平衡^[9-10]。由于旅游干扰区人类活动较为频繁,产生的生活垃圾以及旅游硬件开发等都会造成景区土壤重金属含量的增加,特别是游客遗留的生活垃圾、建筑废材等在很大程度上增加了土壤重金属的来源,本研究结果表明旅游干扰在改变土壤性质的同时,也增加了土壤中重金属含量,特别是在旅游干扰区Pb和Cr污染指数较大,这对鄱阳湖生态环境和人类都将造成一定程度的危害。

虽然旅游的发展促进了鄱阳湖景区经济发展,但是旅游干扰也在一定程度上造成生态环境潜移默化的破坏,依据目前旅游发展的势头,鄱阳湖景区游客量仍持续增长,其资源开发利用强度将进一步加大,旅游干扰强度和影响的空间范围也将随之扩大,势必导致生态影响效应进一步增加,而旅游干扰对鄱阳湖景区生态环境的影响阈值仍值得探索。从本次研究结果来看,旅游干扰对鄱阳湖景区生态环境产生了一定的负面效应,建议有关部门采取有效的方法和措施来减轻旅游对生态环境的负面影响,制定合理旅游环境容量和提高旅游者环保意识等措施。

参考文献:

- [1] 崔丽娟. 鄱阳湖湿地生态系统服务功能价值评估研究[J]. 生态学杂志, 2004, 23(4): 47-51.
- [2] 郭华, 姜彤, 王国杰, 等. 1961—2003年间鄱阳湖流域气候变化趋势及突变分析[J]. 湖泊科学, 2006, 18(5): 443-451.
- [3] 王毛兰, 周文斌, 胡春华. 鄱阳湖区水体氮、磷污染状况分析[J]. 湖泊科学, 2008, 20(3): 334-338.
- [4] 弓晓峰, 陈春丽, 周文斌, 等. 鄱阳湖底泥中重金属污染现状评价[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 732-736.

- [5] 官少飞,郎青,张本. 鄱阳湖水生植被[J]. 水生生物学报,2005,11(1):9-21.
- [6] 徐德龙,熊明. 鄱阳湖水文特性分析[J]. 人民长江,2001,32(2):21-22.
- [7] Zhong L, Deng J, Song Z, et al. Research on environmental impacts of tourism in China: Progress and prospect[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(11):2972-2983.
- [8] 刘世栋,高峻. 旅游开发对上海滨海湿地植被的影响[J]. 生态学报,2012,32(10):2992-3000.
- [9] Newsome D, Moore S A, Dowling R K. Natural Area Tourism: Ecology, Impacts and Management [M]. Bristol, UK: Channel View Publications, 2012.
- [10] Hall C M, Page S J. The Geography of Tourism and Recreation: Environment, Place and Space[M]. London: Routledge, 2002.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [12] Naeem S, Duffy J E, Zavaleta E. The functions of biological diversity in an age of extinction[J]. Science, 2012, 336(6087):1401-1406.
- [13] Bai J, Xiao R, Zhang K, et al. Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China[J]. Journal of Hydrology, 2012, 450:244-253.
- [14] Tromp K, Lima A T, Barendregt A, et al. Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 203:290-298.
- [15] 吴金水. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.
- [16] Mace G M, Norris K, Fitter A H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship[J]. Trends in Ecology & Evolution, 2012, 27(1):19-26.
- [17] Zhao M F, Xi J C, Ge Q S. Dynamic response of water quality change in the Liupan Mountain eco-tourism area to the human-induced tourism disturbance[J]. Resources Science, 2011, 33(9):1815-1821.
- [18] Buckley R. Tourism and environment[J]. Annual Review of Environment and Resources, 2011, 36:397-416.
- [19] Schmidt M W I, Torn M S, Abiven S, et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property[J]. Nature, 2011, 478(7367):49-56.
- [20] Banuelos G S, Ajwa H A. Trace elements in soils and plants: An overview[J]. Journal of Environmental Science & Health: Part A, 1999, 34(4):951-974.
- [21] McGown A. Soil properties and behaviour[J]. Engineering Geology, 1975, 9(3):275.



(上接第32页)

- [10] 王云琦,王玉杰. 缙云山典型林分森林土壤持水与入渗特性[J]. 北京林业大学学报, 2006, 28(3):102-108.
- [11] 马晓刚,张兵,史东梅,等. 丘陵区不同土地利用类型紫色土入渗特征研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(5):25-29.
- [12] 胡业翠,刘彦随,吴佩林,等. 广西喀斯特山区土地石漠化:态势、成因与治理[J]. 农业工程学报, 2008, 24(6):96-101.
- [13] 陈余道,蒋亚萍,朱银红. 漓江流域典型岩溶生态系统的自然特征差异[J]. 自然资源学报, 2003, 18(3):326-332.
- [14] 王金叶,李海防,段文军,等. 漓江上游典型森林群落内外降雨特征研究[J]. 水土保持研究, 2012, 19(1):56-59.
- [15] Schwärzel K, Punzel J. Hood infiltrometer: A new type of tension infiltrometer[J]. Soil Science Society of America Journal, 2007, 71(5):1438-1447.
- [16] Gardner W R. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table[J]. Soil Science, 1958, 85(4):228-232.
- [17] Wooding R A. Steady infiltration from a shallow circular pond[J]. Water Resources Research, 1968, 4(6):1259-1273.
- [18] 赵筱青,和春兰,许新惠. 云南山地尾叶桉类林引种对土壤物理性质的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(11):1810-1816.