假臭草入侵对土壤养分与微生物群落功能多样性的影响

全国明[1,2] 代亭亭[1] 章家恩[1*] 徐嘉琳[1]

([1]华南农业大学热带亚热带生态研究所, 农业部华南热带农业环境重点实验室, 广东省现代生态农业与循环农业工程技术研究中心, 广州 510642; [2]广州城市职业学院城市建设工程系, 广州 510405)

摘 要 假臭草(*Praxelis clematidea*)是华南地区的主要外来入侵杂草之一,已对当地的生物多样性、农业生产和生态安全造成严重威胁。采用野外样方法研究了假臭草入侵(入侵年限 4~5 年)对土壤养分、土壤微生物生物量、土壤酶活性以及土壤微生物群落代谢活性、碳源利用特征与功能多样性的影响。结果表明,与土著灌木丛对照区相比,假臭草入侵使土壤有机质、全氮、碱解氮、速效钾含量显著降低,全磷、速效磷含量的变化不明显,但全钾含量显著上升;土壤微生物生物量碳、氮、磷显著下降;土壤脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性亦显著降低,但土壤纤维素酶活性显著增加;假臭草入侵显著降低土壤微生物群落的功能多样性,平均孔颜色变化率(AWCD)、碳水化合物和羧酸类碳源的利用率以及土壤微生物群落的 McIntosh 指数(U)、丰富度指数(S)显著下降,Pielou 均匀度指数(E)则显著上升,但两处理间的 Shannon 指数(H)、Simpson 优势度指数(D_s)的差异不明显。这说明假臭草入侵造成土壤养分的大量损耗,土壤酶活性与土壤微生物群落功能多样性降低,土壤质量下降。

关键词 假臭草; 外来植物入侵; 土壤养分; 土壤微生物群落

Impacts of *Praxelis clematidea* invasion on soil nutrient and microbiological characteristics.

QUAN Guo-ming[1,2], DAI Ting-ting[1], ZHANG Jia-en[1*], XU Jia-lin[1] ([1]*Institute of Tropical and Subtropical Ecology, South China Agricultural University/Key Laboratory of Agro-Environment in the Tropics, Ministry of Agriculture/Guangdong Engineering Research Center for Modern Eco-agriculture and Circular Agriculture, Guangzhou* 510642, *China*; [2]*Department of Urban Construction Engineering, Guangzhou City Polytechnic, Guangzhou* 510405, *China*).

Abstract: *Praxelis clematidea* is one of the nastiest invasive exotic weeds in southern China and poses lots of serious threats to biodiversity, agricultural production and ecological security of native ecosystems. In order to explore impacts of *P. clematidea* invasion (with an invasion period of 4 to 5 years) on soil ecosystem, we investigated the changes of soil chemical and microbiological properties, including soil nutrient, soil microbial biomass, soil enzyme activity, and metabolic activity, carbon substrate utilization and function diversity of soil microbial community from invaded and native sites in Hainan Island using field plot experiments. The results showed that compared with the native bush sites, the contents of soil organic matter, total nitrogen, alkaline nitrogen and available potassium were significantly decreased while the content of total potassium was significantly increased in the *P. clematidea* invasion sites. However, there was no significant difference in the contents of total phosphorus and available phosphorus between the invaded and native sites. Soil microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus, as well as the activities of soil urease, protease, invertase and hydrogen peroxidase in the invaded sites were significantly

教育部博士点基金项目(20124404110009)、广东省科技计划项目(2015B090903077)、广东省高等学校高层次人才项目(粤财教(2013)246号)、广东省大学生科技创新培育专项(pdjh2016a0690)和广州市属高校科研计划项目(2012A136)资助。
收稿日期: 2016-03-01 接受日期: 2016-07-15
*通讯作者 E-mail: jeanzh@scau.edu.cn

lower than those in the native bush sites, while the activity of soil cellulase was significantly increased by the *P. clematidea* invasion. Functional diversity of soil microbial community, calculated from the average well color development (AWCD) of 31 carbon sources in a Biolog Eco-Plate, was significantly decreased by the *P. clematidea* invasion. Compared with the native bush sites, AWCD, microbial utilization efficiency of carbohydrates, carboxylic acids, McIntosh index (U), and richness index (S) of soil microbial community were significantly decreased, while Pielou index (E) was significantly increased in the *P. clematidea* invasion sites. There was no significant difference in Shannon's index (H) and Simpson's dominance index (D_s) between the invaded and native sites. Our results suggested that *P. clematidea* invasion could consume enormous soil nutrients and cause soil degradation in the invaded region.

Key words: *Praxelis clematidea*; exotic plant invasion; soil nutrient; soil microbial community.

假臭草(*Praxelis clematidea*)是菊科泽兰属的一年生草本植物,原产南美洲。20世纪80年代首次在香港发现,并于90年代传入珠江三角洲地区(吴世捷等,2002);但初期一直被误认为熊耳草(*Ageratum houstonianum*),直到1995年才正式确认定名(Corlett *et al.*,1995; Veldkamp,1999)。目前,假臭草在我国已广泛入侵海南、广东、广西、福建、澳门等热带、亚热带省区(王真辉等,2006)。因植株生长速度快、有性繁殖能力强、对环境条件要求不高,假臭草常发生于向阳的荒坡、路旁、幼龄果园和农地等生境,其所形成的大片单优群落能够迅速覆盖整个地面,排斥土著物种,严重影响农作物的生长并危害当地的生物多样性与环境安全(吴海荣等,2008)。2013年以来,假臭草分别被农业部、环保部与中国科学院列入"国家重点管理外来入侵物种名录(第一批)"和"中国外来入侵物种名单(第三批)"。

在入侵生态学研究领域,外来植物的入侵影响、入侵机制一直是科学家们关注的热点问题。研究表明,假臭草的种子数量多、萌发率高、传播能力强(阚丽艳等,2008),植株的生态位宽、生态适应性强、对环境资源的利用率高(陈伟等,2007;钟军弟等,2014),较高的遗传多样性与快速进化能力(李传军等,2011;黎丽倩等,2014),以及较强的光能利用率(朱慧等,2010)与化感作用(李光义等,2007;易晓洁等,2010)构成其成功入侵的重要生理基础。在野外,假臭草一旦成功定殖,其种群的快速扩张不仅造成入侵地生境地上部原有植物群落结构的改变与生物多样性丧失,并且对群落下方的土壤理化性质与生物学特性产生深远的复杂影响;而地下生态系统的深层次变化必然会直接或间接地影响到假臭草入侵种群的后续拓展与群落演替(Wardle *et al.*,2004)。如黄顶菊(*Flaveria bidentis*)入侵显著提高土壤有机质、全氮、硝态氮、铵态氮和速效钾含量(张天瑞等,2010;杨星等,2012)。薇甘菊(*Mikania micrantha*)在扩散过程中可通过改善新生境的土壤养分循环以及微生物群落的结构与功能,提高土壤肥力供应水平,进而促进自身的入侵生长和蔓延危害(Li *et al.*,2006,2007)。因此,外来植物入侵对土壤生态系统的影响既与入侵效应直接相关,也与入侵机制紧密相连。然而,迄今为止,假臭草入侵对土壤养分、土壤微生物群落功能的影响效应究竟如何?目前所开展的研究工作极为缺乏。本文采用野外样方法,研究假臭草入侵对土壤养分、土壤酶、土壤微生物生物量与土壤微生物群落功能多样性的影响效应,探索假臭草入侵对地下部土壤生态系统的作用规律,旨为假臭草的科学防控提供理论指导。本文提出以下科学假设:1)假臭草入侵能够提高土壤养分水平;2)假臭草入侵能够提高土壤微生物群落功能多样性。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于海南省保亭黎族苗族自治县南平村(18°64′ N,109°83′ E),属热带季风气候,热量丰富、雨量充沛、蒸发量大、季风变化明显。年平均气温20.7~24.5 ℃,1月平均气温19.1 ℃,全年日照约1900~2000 h,日照百分率达45%,年平均降雨量1800~2300 mm。研究区地形为缓坡丘陵,土壤为砖红壤,人畜干扰较少。

1.2 试验设计与土样采集

研究区的原生植被为灌木丛,主要包括破布叶(*Microcos paniculata*)、大青(*Clerodendrum cyrtophyllum*)、肖梵天花(*Urena lobata*)、对叶榕(*Ficus hispida*)、粗叶榕(*Ficus hirta*)、拔契(*Smilax china*)、倒地

铃(*Cardiospermum halicacabum*)和小叶海金沙(*Lygodium scandens*)等植物,灌木丛高度约 80~160 cm,盖度 100%。2009 年村民开始砍伐、清理部分灌木丛,并拓荒成为橡胶(*Hevea brasiliensis*)种植园,橡胶幼苗为穴栽,株行距 2.5 m×3.0 m。在具体操作上,村民把灌木丛砍伐后,顺着坡向沿等高线间隔挖掘种植穴,每个种植穴半径约 20 cm,每穴 1 株。种植橡胶幼苗时,在种植穴内的幼苗根区附近施用有机肥,并混施少量化肥,然后回填挖穴时掀起的土壤。种植穴外的表层土壤几乎不受挖掘种植穴或施肥等农事操作的影响。因幼龄橡胶园尚未封行且管理粗放,假臭草大肆入侵危害,其单优群落呈片状分布,盖度 95%~100%,株高 60~120 cm,入侵年限 4~5年,覆盖面积约 4000 m^2。在研究区内根据假臭草的入侵现状设置 2 类样地,即假臭草入侵区和灌木丛对照区,2 类样地的边界相连,其中假臭草入侵前的土壤与对照区一致。2013 年 5 月在上述 2 类样地各随机设立 5 个重复小样方(2 m×2 m),其中入侵区内的小样方均排在橡胶幼苗种植穴外侧,假臭草植株正处于开花始期,对照区的灌木丛处于营养生长期;每个小样方之间的距离约 40 m,按 S 形采用 5 点法挖取小样方内植物根区周围 0~20 cm 的表层土,所采集的土壤混合均匀后用四分法取适量土样运回实验室。其中一部分土样置于室内自然风干,除去动植物残体,研磨过 1 mm 筛,用于土壤养分、土壤酶活性的分析测定;另一部分样品暂时冷藏于-4 ℃冰箱,1 周内取出置 25 ℃培养 7 d 后测定土壤微生物生物量碳、氮、磷与微生物功能多样性。

1.3 指标测定方法

1.3.1 土壤养分测定 土壤养分指标参照鲍士旦(2000)的测定方法。其中有机质含量采用重铬酸钾容量法(外加热法);全氮含量采用凯氏定氮法;全磷含量采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法;全钾含量采用 NaOH 熔融-火焰光度法;速效氮含量采用碱解扩散法;速效磷含量采用 0.05 mol·L^{-1} HCl+0.025 mol·L^{-1}(1/2 H_2SO_4)浸提-钼锑抗比色法;速效钾含量采用 NH_4OAc 浸提-火焰光度法。

1.3.2 土壤酶活性测定 脲酶采用苯酚-次氯酸钠比色法(姚槐应等,2006),酶活性以 24 h 后 1 g 土壤生成的 NH_3-N 微克数表示;蛋白酶采用茚三酮比色法(关松荫,1986),酶活性以 24 h 后 1 g 土壤生成的 NH_3-N 毫克数表示;蔗糖酶、纤维素酶采用 3,5-二硝基水杨酸比色法(关松荫,1986;姚槐应等,2006),其中蔗糖酶活性以 24 h 后 1 g 土壤生成的葡萄糖毫克数表示,纤维素酶活性以 72 h 后 10 g 土壤生成的葡萄糖毫克数表示;过氧化氢酶采用高锰酸钾滴定法(关松荫,1986),酶活性以 20 min 后 1 g 土壤消耗的 0.02 mol·L^{-1}高锰酸钾的毫升数表示。

1.3.3 土壤微生物生物量碳、氮、磷测定 土壤微生物生物量指标参照吴金水等(2006)的测定方法。试验土样经过前处理、氯仿熏蒸后,分别采用 $K_2Cr_2O_7$-H_2SO_4氧化法、凯氏定氮法测定微生物生物量碳与微生物生物量氮,浸提剂为 0.5 mol·L^{-1} K_2SO_4;采用钼锑抗显色法测定土壤微生物生物量磷,浸提剂为 0.5 mol·L^{-1} $NaHCO_3$。

1.3.4 土壤微生物群落功能多样性测定 参照姚槐应等(2006)的方法并作改进。在 200 mL 三角瓶中加入 100 mL 0.85% NaCl 溶液,高压灭菌后备用(121 ℃,20 min);称取 10 g 新鲜土壤,倒入已冷却的无菌 NaCl 溶液中,封口,振荡 20 min(25 ℃,160 r·min^{-1}),静置澄清后在超净工作台上用 0.85% NaCl 溶液制成 10^{-3}浓度的土壤稀释液;用微量移液器将土壤稀释液接种到 Biolog-ECO 微平板中,每孔 150 μL,25 ℃培育,每隔 24 h 用酶标仪在 590 nm 处测定各孔吸光值。

1.4 数据分析

Biolog-ECO 微平板的总体颜色变化用平均孔颜色变化率(average well color development,AWCD)表示。AWCD=$\sum(C_i-R)/n$,式中:C_i为各反应孔在 590 nm 的吸光值,R 为对照孔的吸光值,n 为培养基的碳源数量。Biolog-ECO 微平板的碳源数为 31,$C_i-R\leqslant 0$的孔在计算中记为 0(Garland,1996)。本研究选择培养 72 h 的数据进行土壤微生物群落功能多样性分析,其中 Shannon 指数、McIntosh 指数和 Pielou 均匀度指数采用王强等(2010)的分析方法,Simpson 优势度指数采用胡婵娟等(2009)的方法。丰富度指数采用 Ratcliff 等(2006)的方法。

所有实验数据均在 Microsoft Excel 上完成处理,通过 SPSS 17.0 进行方差分析(one-way ANOVA),并采用独立样本 t 检验(independent samples-t test)进行比较。

2 结果与分析

2.1 假臭草入侵对土壤养分的影响

假臭草入侵能够改变土壤的养分状态(表 1)。在全量养分方面,入侵区的土壤有机质、全氮含量极

表 1 假臭草入侵对土壤养分的影响

Table 1 Effect of *Praxelis clematidea* invasion on soil nutrients

土壤	有机质 (g·kg^{-1})	全氮 (g·kg^{-1})	全磷 (g·kg^{-1})	全钾 (g·kg^{-1})	碱解氮 (mg·kg^{-1})	速效磷 (mg·kg^{-1})	速效钾 (mg·kg^{-1})
假臭草入侵区	25.29±1.29	1.22±0.19	0.27±0.02	34.67±2.09**	64.10±2.69	2.53±0.33	64.53±0.37
灌木丛对照区	57.08±2.26**	2.68±0.19**	0.29±0.01	19.26±0.92	150.96±2.14**	2.50±0.22	120.13±2.09**

数值为平均数±标准误(n=5),同列 * 表示差异显著(P<0.05),** 表示差异极显著(P<0.01),下同。

表 2 假臭草入侵对土壤酶活性的影响

Table 2 Effect of *Praxelis clematidea* invasion on soil enzyme activities

土壤	脲酶 (μg·g^{-1}·24 h^{-1})	蛋白酶 (mg·g^{-1}·24 h^{-1})	蔗糖酶 (mg·g^{-1}·24 h^{-1})	纤维素酶 (mg·10 g^{-1}·72 h^{-1})	过氧化氢酶 (mL·g^{-1}·20 min^{-1})
假臭草入侵区	277.23±19.11	0.50±0.05	5.88±0.11	2.49±0.09**	0.67±0.01
灌木丛对照区	468.22±7.78**	1.87±0.02**	14.59±0.40**	0.50±0.03	0.84±0.03**

显著下降,分别比对照区降低 55.69% 和 54.48%;2 个处理区的土壤全磷含量变化较小,差异不明显;但入侵区的土壤全钾含量极显著上升,与对照区相比,其增幅达 80.01%。对于土壤速效养分,假臭草入侵区的土壤碱解氮、速效钾含量分别只达对照区的 42.46% 和 53.72%,差异极显著,但两处理区的土壤速效磷含量差异不明显。

2.2 假臭草入侵对土壤酶活性的影响

由表 2 可知,假臭草入侵后土壤脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性分别下降了 40.79%、73.26%、59.70% 和 20.24%,差异极显著。土壤纤维素酶活性则比土著灌木丛对照区上升 3.98 倍,差异亦达极显著水平。

2.3 假臭草入侵对土壤微生物生物量的影响

假臭草入侵导致土壤微生物生物量迅速下降(表 3)。与灌木丛对照区相比,假臭草入侵区的土壤微生物生物量碳、氮、磷分别下降 46.94%、47.35% 和 56.30%,差异均达显著或极显著水平。

2.4 假臭草入侵对土壤微生物群落功能多样性的影响

2 个处理区土壤微生物群落的平均孔颜色变化率(AWCD)随着培育时间的延长其总体变化趋势一致,在最初的 24 h 内 AWCD 变化较小,24~72 h 急剧上升,然后持续缓慢升高(图1)。灌木丛对照区的 AWCD 在整个培育周期内均高于假臭草入侵区,其中 72 h 处的 AWCD 值分别为 0.60 和 0.39,差异显著(表 4)。

2 个处理区土壤微生物群落碳源利用特征的变化如表 4 所示。与土著灌木丛对照区相比,假臭草入侵能够极显著地降低碳水化合物类、羧酸类碳源的利用率,其降幅分别达到 38.9% 和 41.9%;聚合物类、氨基酸类和酚类碳源的利用率也稍有下降,但与灌木丛对照区之间的差异不显著。而假臭草入侵对胺类碳源的利用率则显著高于灌木丛对照区,其增幅达 25.0%。

假臭草入侵对土壤微生物群落的多样性指数产生重要影响(表 5)。与土著灌木丛对照区相比,假臭草入侵显著降低了土壤微生物群落的 McIntosh 指数(U)和丰富度指数(S),但 Pielou 均匀度指数(E)显著上升,而 Shannon 指数(H)、Simpson 优势度指数(D_s)两个指标的差异均未达显著水平。

表 3 假臭草入侵对土壤微生物生物量的影响(mg·kg^{-1})

Table 3 Effect of *Praxelis clematidea* invasion on soil microbial biomass

土壤	微生物生物量碳	微生物生物量氮	微生物生物量磷
假臭草入侵区	479.97±18.16	21.38±0.48	10.64±0.41
灌木丛对照区	904.62±7.05**	40.61±2.79*	24.35±2.60*

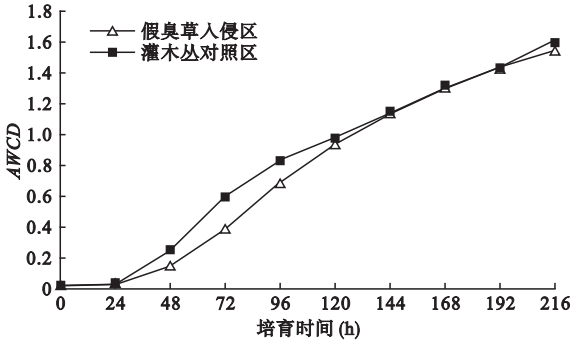


图 1 假臭草入侵对土壤微生物群落碳源利用平均孔颜色变化率的影响

Fig.1 Average well color development (AWCD) of carbon substrate utilization for soil microbial community under *Praxelis clematidea* invasion

表 4 假臭草入侵对土壤微生物群落碳源利用特征的影响(OD_{590})
Table 4 Effect of *Praxelis clematidea* invasion on carbon substrate utilization characteristics of soil microbial community (OD_{590})

土壤	*AWCD*	碳水化合物类	羧酸类	聚合物类	氨基酸类	酚类	胺类
假臭草入侵区	0.39±0.04	0.47±0.02	0.36±0.01	0.50±0.03	0.49±0.02	0.21±0.02	0.40±0.02*
灌木丛对照区	0.60±0.03*	0.77±0.01**	0.62±0.02**	0.52±0.02	0.53±0.01	0.24±0.02	0.32±0.02

AWCD:平均孔颜色变化率,表中数据为培养至 72 h 的结果,下同。

表 5 假臭草入侵对土壤微生物群落多样性指数的影响
Table 5 Effect of *Praxelis clematidea* invasion on diversity indexes of carbon substrate utilization for soil microbial community

指数	假臭草入侵区	灌木丛对照区
Shannon 指数(H)	2.81±0.04	2.86±0.02
McIntosh 指数(U)	2.83±0.06	4.98±0.29*
丰富度指数(S)	13.00±0.00	18.00±1.15*
Simpson 优势度指数(D_s)	0.93±0.01	0.93±0.01
Pielou 均匀度指数(E)	1.13±0.02*	1.04±0.01

3 讨 论

3.1 假臭草入侵对土壤养分的影响

土壤为植物生长提供基质和营养来源,植物又通过物理、化学或生物学过程来影响生态系统内的物质循环。“植物-土壤生态系统”的反馈作用与外来种的入侵密切相关,许多外来植物通过改变新生境的土壤养分环境来增强自身的生长竞争能力,抑制、排斥土著植物的生长繁殖而成功入侵。如千屈菜(*Lythrum salicaria*)入侵湿地宽叶香蒲(*Typha latifolia*)群落后,土壤的有机质含量和 N 矿化速率显著上升,N 素的供应更加充足(Fickbohm *et al.*,2006)。豚草(*Ambrosia artemisiifolia*)入侵亦能够明显改善土壤肥力供应水平,土壤有机质、全氮、全磷、全钾含量以及速效氮、速效磷和速效钾含量均随着入侵程度加重显著上升(Qin *et al.*,2014)。然而,本研究则发现,假臭草入侵导致土壤有机质、全氮、碱解氮、速效钾等养分含量显著降低,与上述报道完全不同但和赵国晶(1989)、徐文等(2014)研究结果类似,他们发现,加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis*)入侵农田后导致土壤有机质、碱解氮、速效磷、速效钾含量显著降低,土壤质量下降,影响作物的正常生长(徐文等,2014)。而云南南部 3~5 年生的紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)在入侵建群过程中生长迅速,群体生物量高,植株吸收消耗的土壤氮、磷、钾素分别达到其干重的 0.31%、2.21%和1.20%,造成土壤肥力严重下降并制约本地植物的生长发育(赵国晶等,1989)。本研究认为,假臭草作为有性繁殖能力极强的一年生草本,种子数量巨大、质量轻且有冠毛(吴海荣等,2008),大量的种子经风媒传播飘落至拓荒地等新生境后呈现爆发式的萌发态势,种群幼苗数量多、密度高,所形成的单一、浓密植丛迅速覆盖整个地面,吸收消耗大量的土壤养分来满足自身的生长发育所需,进而造成入侵地的土壤肥力迅速下降;而本试验中假臭草入侵群落正处于开花始期,植株对养分的需求尤其旺盛,其对入侵地土壤肥力的消耗更高。另外,根据野外观察,假臭草冬季干枯后其部分枯落枝叶会被风移出单优群落系统,使其通过凋落物营养释放回归土壤的养分减少;而群落下方裸露的地表则会促进土壤有机质的矿化,养分渗流与水土流失加重,从而导致土壤养分水平大幅下降(Dassonville *et al.*, 2008)。Drenovsky 等(2007)研究也指出,外来种钩刺山羊草(*Aegilops triuncialis*)入侵美国加州草原后,由于生长速度快、时期长,其地上部生物量是土著植物群落的 1.9 倍,但凋落物的分解速度较慢且 N、P、K 含量低,最终导致入侵区土壤的全 N、可溶性 P 含量显著下降。

土壤酶主要来源于微生物、植物和动物的残体及分泌物,是土壤组分中最活跃的有机成分之一,参与土壤各种化学反应和生物化学过程,与有机物质分解、营养物质循环、能量转移、环境质量等密切相关(万忠梅等,2009)。土壤酶活性是土壤生物学活性的总体现,能够反映土壤的综合肥力情况和土壤养分转化的进程及强度,酶活性的高低直接影响着土壤生态系统功能的正常发挥;其中脲酶、蛋白酶参与土壤氮素的分解转化,蔗糖酶、纤维素酶与土壤碳循环密切相关,过氧化氢酶则催化分解土壤中累积的过氧化氢,减轻其对土壤生物的毒害作用(关松荫,1986;姚槐应等,2006)。土壤微生物生物量是土壤中体积小于 5×10^3 μm^3 的生物总量,亦参与土壤有机质的分解、腐殖质的形成和土壤养分的循环转化过程,是土壤活性养分的贮存库(吴金水等,2006)。本研究结果显示,与土著灌木丛相比,假臭草入侵区除了土壤纤维素酶活性上升外,土壤脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性以及土壤微生物

生物量碳、氮、磷均显著下降。其中土壤脲酶、蛋白酶和过氧化氢酶活性的降低不利于土壤有机质、氮素养分的矿化分解,蔗糖酶活性的下降不利于土壤碳素养分的周转;土壤微生物生物量的下降亦表明入侵区土壤生化反应强度减弱,土壤活性养分库容量减少。但土壤纤维素酶活性的增强则有利于假臭草枯枝落叶的降解,其活性增强的原因、机制如何?还有待于开展深入的研究探讨。

3.2 假臭草入侵对土壤微生物群落功能多样性的影响

许多研究表明,外来植物在到达新生境时,能够通过改变土壤微生物的种类组成、群落结构、区系数量、多样性以及生理生态功能,破坏土壤微生物群落与土著植物在长期演化过程中所形成的平衡共生关系,从而使自身在生长竞争中获得优势而成功入侵(Niu *et al.*,2007;Si *et al.*,2013;Qin *et al.*,2014;朱珣之等,2015)。本试验利用 Biolog-ECO 微平板技术对假臭草入侵区土壤微生物群落的碳源利用特征以及功能多样性进行监测,发现假臭草入侵显著降低土壤微生物群落的 AWCD、碳水化合物和羧酸类碳源的利用率以及土壤微生物群落的 McIntosh 指数与丰富度指数,Shannon 指数、Simpson 优势度指数的差异不明显,Pielou 均匀度指数则显著上升。AWCD 是微生物群落功能多样性的一个重要指标,能够反映土壤微生物群落对单一碳源的利用强度和整体代谢活性(韩冬雪等,2015);而 Biolog-ECO 微平板的 31 种碳源可根据官能团不同分成碳水化合物类(10 种)、羧酸类(7 种)、氨基酸类(6 种)、聚合物类(4 种)、酚类(2 种)和胺类(2 种)6 大类别,以研究不同处理下土壤微生物群落的碳素代谢功能差异(Insam,1997)。试验结果表明,假臭草入侵导致土壤微生物群落的代谢活性、碳源利用效率显著降低,并改变碳源利用的优势种类以及功能多样性指数。这些指标的变化将不利于推动入侵区土壤生物化学反应进程,进而难以有效改善土壤养分的供应状态(林先贵,2010)。随着假臭草入侵种群扩大,植株对土壤营养元素的吸收量不断增加,在一定时期内入侵区的土壤将更趋贫瘠。

外来植物入侵对土壤生态系统过程以及土壤生物多样性的影响效应,因受植物种类、营养吸收策略、初级生产力、凋落物分解以及化感作用等多种因素制约而呈现增加、无影响或减少 3 种格局(陈慧丽等,2005;Weidenhamer *et al.*,2010)。而即使同一种外来植物,其入侵区域、生境类型与伴生植物种类的不同均导致最终的土壤生态效应发生变化,如互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵福建漳江口红树林湿地造成土壤有机质、全氮、全磷含量和微生物生物量碳、氮以及土壤酶活性急剧下降,土壤质量严重退化(张祥霖等,2008);而入侵上海长江河口湿地的互花米草群落则显著提高土壤的总碳、有机碳与总氮含量,入侵区土壤的碳、氮库贮量明显上升(Cheng *et al.*,2006;Liao *et al.*,2007)。另外,外来植物的入侵时间长短、生长节律也会导致入侵区土壤养分循环的差异。如南美蟛蜞菊(*Wedelia trilobata*)在入侵前期降低了土壤全氮、硝态氮含量和土壤脲酶活性,但在入侵群落建成的中后期则显著提高土壤有机质、全氮、速效磷与速效钾含量,增加入侵区土壤可利用营养物质的供应水平(柯展鸿等,2013)。因此,假臭草入侵初期对土壤生态系统的负作用可能是其生长策略之一,即植株在入侵初期最大化地吸收土壤营养物质来满足自身的快速生长,形成密集、成片的单优植物群落来侵占新的生境,进而通过大量消耗土壤肥力、降低土壤酶活性与土壤微生物群落功能多样性来恶化土壤环境,排斥土著植物生长而成功入侵。

致 谢 感谢美国南乔治亚大学(Georgia Southern University)吴铁航教授指导英文摘要修改。

参考文献

鲍士旦. 2000. 土壤农化分析(第三版). 北京: 农业出版社.

陈 伟, 兰国玉, 安 锋, 等. 2007. 海南外来杂草——假臭草群落生态位特征研究. 西北林学院学报, **22**(2): 24-27.

陈慧丽, 李玉娟, 李 博, 等. 2005. 外来植物入侵对土壤生物多样性和生态系统过程的影响. 生物多样性, **13**(6): 555-565.

关松荫. 1986. 土壤酶及其研究方法. 北京: 农业出版社.

韩冬雪, 王 宁, 王楠楠, 等. 2015. 不同海拔红松林土壤微生物功能多样性. 应用生态学报, **26**(12): 3649-3656.

胡婵娟, 傅伯杰, 刘国华, 等. 2009. 黄土丘陵沟壑区典型人工林下土壤微生物功能多样性. 生态学报, **29**(2): 727-733.

阚丽艳, 谢贵水, 安 锋, 等. 2008. 海南省入侵植物假臭草种子萌芽分析及其防治对策. 广西农业科学, **39**(1): 46-50.

柯展鸿, 邱佩霞, 胡东雄, 等. 2013. 三裂叶蟛蜞菊入侵对土壤酶活性和理化性质的影响. 生态环境学报, **22**(3): 432-436.

黎丽倩, 李妮亚, 刘 强. 2014. 入侵海南和广东的外来植物假臭草遗传多样性的 ISSR 分析. 生态学杂志, **33**(3): 611-617.

李传军, 杨礼富, 袁 坤, 等. 2011. 海南假臭草地理群遗传多样性 RAPD 分析. 热带作物学报, **32**(8): 1523-

1526.
李光义, 陈贞蓉, 邓 晓, 等. 2007. 假臭草对南方几种常见大田杂草的化感作用. 中国农学通报, **23**(5): 425-427.
林先贵. 2010. 土壤微生物研究原理与方法. 北京: 高等教育出版社.
万忠梅, 宋长春. 2009. 土壤酶活性对生态环境的响应研究进展. 土壤通报, **40**(4): 951-956.
王 强, 戴九兰, 吴大千, 等. 2010. 微生物生态研究中基于BIOLOG方法的数据分析. 生态学报, **30**(3): 817-823.
王真辉, 安 锋, 陈秋波. 2006. 外来入侵杂草——假臭草. 热带农业科学, **26**(6): 33-37.
吴海荣, 胡学难, 钟国强, 等. 2008. 外来杂草假臭草的特征特性. 杂草科学, (3): 69-71.
吴金水, 林启美, 巧 云, 等. 2006. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社.
吴世捷, 高力行. 2002. 不受欢迎的生物多样性:香港的外来植物物种. 生物多样性, **10**(1): 109-118.
徐 文, 吴 耀, 岑铭松, 等. 2014. 加拿大一枝黄花入侵对农田土壤特性的影响初探. 中国植物导刊, **34**(5): 63-65.
杨 星, 张利辉, 郑 超, 等. 2012. 黄顶菊入侵对土壤微生物、土壤酶活性及土壤养分的影响. 植物营养与肥料学报, **18**(4): 907-914.
姚槐应, 黄昌勇. 2006. 土壤微生物生态学及其实验技术. 北京: 科学出版社.
易晓洁, 陈秋波, 杨礼富, 等. 2010. 假臭草根系分泌物化感作用初步研究. 热带作物学报, **31**(7): 1200-1205.
张天瑞, 皇甫超河, 白小明, 等. 2010. 黄顶菊入侵对土壤养分和酶活性的影响. 生态学杂志, **29**(7): 1353-1358.
张祥霖, 石盛莉, 潘根兴, 等. 2008. 互花米草入侵下福建漳江口红树林湿地土壤生态化学变化. 地球科学进展, **23**(9): 974-981.
赵国晶, 马云萍. 1989. 云南省紫茎泽兰的分布与危害的调查研究. 杂草学报, **3**(2): 37-40.
钟军弟, 徐意媚, 曾富华, 等. 2014. 不同生境下假臭草生长特征分析. 广西植物, **34**(1): 68-73.
朱 慧, 马瑞君. 2010. 入侵植物假臭草及其伴生种的光合特性. 福建林学院学报, **30**(2): 145-149.
朱珣之, 李 强, 李扬苹, 等. 2015. 紫茎泽兰入侵对土壤细菌的群落组成和多样性的影响. 生物多样性, **23**(5): 665-672.
Cheng XL, Luo YQ, Chen JQ, *et al*. 2006. Short-term C4 plant *Spartina alterniflora* invasions change the soil carbon in C3 plant-dominated tidal wetlands on a growing estuarine island. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**: 3380-3386.
Corlett RT, Shaw JC. 1995. *Praxelis clematidea*: Yesterday South America, today Hong Kong, tomorrow the world? *Memoirs of the Hong Kong Natural History Society*, **20**: 235-236.
Dassonville N, Vanderhoeven S, Vanparys V, *et al*. 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia*, **157**: 131-140.
Drenovsky RE, Batten KM. 2007. Invasion by *Aegilops triuncialis* (barb goatgrass) slows carbon and nutrient cycling in a serpentine grassland. *Biological Invasions*, **9**: 107-116.
Fickbohm SS, Zhu WX. 2006. Exotic purple loosestrife invasion of native cattail freshwater wetlands: Effects on organic matter distribution and soil nitrogen cycling. *Applied Soil Ecology*, **32**: 123-131.
Garland JL. 1996. Analytical approaches to the characterization of samples of microbial communities using patterns of potential C source utilization. *Soil Biology and Biochemistry*, **28**: 213-221.
Insam H. 1997. A new set of substrates proposed for community characterization in environmental samples// Insam H, Rangger A, eds. Microbial Communities: Functional Versus Structural Approaches. Berlin: Springer: 259-260.
Li WH, Zhang CB, Jiang HB, *et al*. 2006. Changes in soil microbial community associated with invasion of the exotic weed, *Mikania micrantha* H.B.K. *Plant and Soil*, **281**: 309-324.
Li WH, Zhang CB, Gao GJ, *et al*. 2007. Relationship between *Mikania micrantha* invasion and soil microbial biomass, respiration and functional diversity. *Plant and Soil*, **296**: 197-207.
Liao CZ, Luo YQ, Jiang LF, *et al*. 2007. Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze Estuary, China. *Ecosystems*, **10**: 1351-1361.
Niu HB, Liu WX, Wan FH, *et al*. 2007. An invasive aster (*Ageratina adenophora*) invades and dominates forest understories in China: Altered soil microbial communities facilitate the invader and inhibit natives. *Plant and Soil*, **294**: 73-85.
Qin Z, Xie JF, Quan GM, *et al*. 2014. Impacts of the invasive annual herb *Ambrosia artemisiifolia* L. on soil microbial carbon source utilization and enzymatic activities. *European Journal of Soil Biology*, **60**: 58-66.
Ratcliff AW, Busse MD, Shestak CJ. 2006. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. *Applied Soil Ecology*, **34**: 114-124.
Si CC, Liu XY, Wang CY, *et al*. 2013. Different degrees of plant invasion significantly affect the richness of the soil fungal community. *PLoS ONE*, **8**: e85490.
Veldkamp JF. 1999. *Eupatorium catarium*, a new name for *Eupatorium clematideum* Griseb, non Sch. Bip. (Compositae), a South American species naturalized and spreading in SE Asia and Queensland, Australia. *Gardens Bulletin Singapore*, **51**: 119-124.
Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, *et al*. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, **304**: 1629-1633.
Weidenhamer JD, Callaway RM. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology*, **36**: 59-69.

作者简介 全国明,男,1975年生,博士,副教授,主要从事入侵生态学、土壤生态学方面的研究。E-mail: gzbyqgm@126.com

责任编辑 魏中青