

田野菟丝子 (*Cuscuta campestris*) 寄生对薇甘菊 (*Mikania micrantha*) 入侵群落土壤微生物 生物量和酶活性的影响

李钧敏^{1,2}, 钟章成¹, 董 鸣^{3,*}

(1. 西南大学国家教育部三峡库区生态环境重点实验室, 重庆 400715; 2. 台州学院生态研究所, 临海 317000;
3. 中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

摘要:比较分析了广东省内伶仃岛薇甘菊未入侵群落、薇甘菊入侵群落、田野菟丝子刚寄生的薇甘菊入侵群落和田野菟丝子寄生 3a 的薇甘菊入侵群落的土壤化学特性、微生物生物量碳氮磷及土壤酶活性的变化,旨在探讨薇甘菊入侵如何改变土壤特性及田野菟丝子的寄生如何改变薇甘菊入侵地土壤特性。薇甘菊入侵群落土壤的 pH 值(6.046)、有机碳(35.937 g·kg⁻¹)、全氮(2.449 g·kg⁻¹)、有机氮(2.383 g·kg⁻¹)和氨态氮(0.051 g·kg⁻¹)含量要显著地高于薇甘菊未入侵群落土壤(5.593, 29.512 g·kg⁻¹, 0.800 g·kg⁻¹, 0.722 g·kg⁻¹, 0.043 g·kg⁻¹),而土壤硝态氮含量(0.015 g·kg⁻¹)要显著地低于薇甘菊未入侵群落土壤(0.033 g·kg⁻¹),土壤全磷和有效磷没有明显的差异;薇甘菊入侵群落土壤的微生物生物量碳、氮、磷、土壤酸性磷酸酶、脲酶和 β-D-葡萄糖苷酶活性要显著地高于薇甘菊未入侵群落土壤。田野菟丝子寄生可以使薇甘菊入侵地的土壤 pH 值(5.634)、有机碳(27.225 g·kg⁻¹)、全氮(1.836 g·kg⁻¹)、有机氮(1.793 g·kg⁻¹)和氨态氮(0.024 g·kg⁻¹)含量显著性下降,对于全磷、有效磷和硝态氮则无明显影响;同时田野菟丝子寄生可以使土壤微生物生物量碳、氮、磷、土壤酸性磷酸酶、脲酶及 β-D-葡萄糖苷酶活性显著下降,但改变后的土壤与未入侵地之间仍具有一定的差异。田野菟丝子寄生达 3a 的薇甘菊入侵地的土壤总有机碳(35.719 g·kg⁻¹)、全氮(2.356 g·kg⁻¹)、有机氮(2.304 g·kg⁻¹)和氨态氮(0.040 g·kg⁻¹)含量相对于寄生早期显著增加,有机碳、全氮、有机氮等含量恢复到薇甘菊入侵地的水平,与未入侵地之间存在显著性差异;田野菟丝子寄生时间对土壤微生物生物量氮磷及土壤酸性磷酸酶和 β-D-葡萄糖苷酶活性无显著性影响,但微生物生物量碳及脲酶活性显著升高,甚至超出薇甘菊入侵地。薇甘菊入侵可以改变土壤微生物生物量和酶活性,最终改变土壤化学特性,有利于其入侵;而田野菟丝子寄生可以打破土壤微生物生态系统的动态平衡,引起土壤微生物生物量和酶活性的改变,而最终又引起土壤化学特性的改变。此研究结果对于评价薇甘菊入侵的后果、田野菟丝子防治的可能机制及带来的后果具有重要的意义。

关键词:薇甘菊;田野菟丝子;微生物生物量;土壤酶活性

文章编号:1000-0933(2008)02-0868-09 中图分类号:Q143, Q18, Q938, Q948 文献标识码:A

Change of soil microbial biomass and enzyme activities in the community invaded by *Mikania micrantha*, due to *Cuscuta campestris* parasitizing the invader

LI Jun-Min^{1,2}, ZHONG Zhang-Cheng¹, DONG Ming^{3,*}

1 The State Education Ministry's Key Laboratory for the Eco-environment of Three Gorges Reservoir Area, Southwest University, Chongqing 400715, China

2 Institute of Ecology, Taizhou University, Linhai 317000, China

3 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

基金项目:国家杰出青年科学基金资助项目(39825102)

收稿日期:2007-03-13; 修订日期:2007-11-06

作者简介:李钧敏(1973~),女,浙江临海人,博士生,副教授,主要从事植物生态学研究. E-mail: lijm@tzc.edu.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: dongming@ibcas.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Outstanding Youth Foundation (No. 39825102)

Received date: 2007-03-13; **Accepted date:** 2007-11-06

Biography: LI Jun-Min, Ph. D. candidate, Associate professor, mainly engaged in plant ecology. E-mail: lijm@tzc.edu.cn

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(2): 0868 ~ 0876.

Abstract: *Mikania micrantha* H. B. K. (Asteraceae) seriously invading South China has been received considerable attention of ecologists and environmental scientists. The vine *Cuscuta campestris* Yuncker which is able to parasitize *M. micrantha* is proposed to be a biological control agent for the invader. This study is aim at assessing influences of *M. micrantha* invasion on soil properties of the invaded communities and their modification due to *C. campestris* parasitizing the invader. The investigated soil properties were pH value, organic carbon, total nitrogen, organic nitrogen, total phosphorus, available phosphorus, nitrate nitrogen and ammonium nitrogen content, soil microbial biomass carbon, soil microbial nitrogen and soil microbial phosphorus, as well as soil enzyme activity. We investigated the soil properties through sampling in four plots located in Neilingding island, Guangdong Province, China, including those (1) not invaded by *M. micrantha* and without *C. campestris* (P_{WU}), (2) invaded by *M. micrantha* and without *C. campestris* (P_W), (3) invaded by *M. micrantha* and with *C. campestris* just parasitizing the invader (P_{TW1}), and (4) invaded by *M. micrantha* a and with *C. campestris* parasitizing the invader for three years (P_{TW3}).

In P_W , pH value, total organic carbon, total nitrogen, organic nitrogen and ammonium nitrogen of the soil all were significantly greater than in P_{WU} . However, soil nitrate nitrogen of P_W was significantly lower than that of P_{WU} . There was no difference in soil total phosphorus and soil available phosphorus between P_{WU} and P_W . The contents of carbon, nitrogen and phosphorus of the soil microbial biomass as well as the activities of soil acid phosphorase, soil ureases and soil β -D-glucosidase in P_W were significantly higher than those of P_{WU} . In P_{TW1} , pH value, total organic carbon, total nitrogen, organic nitrogen and ammonium nitrogen of the soil were significantly lower than those in P_W , while the total phosphorus, available phosphorus and nitrate nitrogen of the soil were not affected by *C. campestris* parasitizing the invader. The parasitization could also decrease carbon, nitrogen and phosphorus of the soil microbial biomass as well as the activities of acid phosphorase, ureases and β -D-glucosidase of the soil. But there was difference of them between P_{TW1} and P_W . Total organic carbon, total nitrogen, organic nitrogen and ammonium nitrogen of the soil of P_{TW3} were significantly higher than those of P_{TW1} , which were close to those of P_W but different from those of P_{WU} . Soil microbial carbon and soil urease activity of P_{TW3} were significantly higher than those of P_{TW1} , while there was no difference in nitrogen, phosphorus of soil microbial biomass, activities of soil acid phosphorase and soil β -D-glucosidase between P_{TW3} and P_{TW1} .

From the results, it can be concluded that *M. micrantha* invasion can alter soil microbial biomass and enzyme activity of the invaded community, resulting in change of the soil chemical properties. This may be one of the contributors to the facilitation of its invasion. In addition, the parasitization could disorder the below-ground microbial ecosystem through altering soil microbial biomass and soil enzyme activity, resulting in change of the soil chemical properties as well. This helps understand the use of *C. campestris* in biological controlling of *M. micrantha*.

Key Words: *Mikania micrantha* H. B. K.; *Cuscuta campestris* Yuncker; soil microbial biomass; soil enzyme activity

土壤微生物群落多样性和活性受许多环境因子的影响,如土壤类型、碳源状况、pH 值、水分以及植物种类等方面,其中植物所致的土壤理化性质的异质性、土壤微生物群落结构及功能的改变,已在很多类型的生态系统中得到证实^[1]。外来入侵植物的快速扩张,对生物多样性和生态系统健康带来了很大的威胁,已受到科学家的普遍关注。Vitousek 等^[2]在 1987 年首次指出,外来入侵植物可以影响各种土壤过程。外来植物扩散到新生境,形成稳定的种群,影响入侵地的植物群落结构,从而改变土壤生物多样性和生态系统过程。随着对生态系统地下部分重要性认识的不断深入,越来越多的科学家开始重视外来植物入侵对土壤生物多样性及生态系统过程的影响^[3, 4]。

寄生植物是生态系统的特殊类群之一^[5, 6]。寄生植物从宿主植物吸收其生长所需的水分和养分。关于寄生植物和宿主植物的相互作用、对宿主植物群落的影响等研究较多^[7, 8]。但是关于寄生植物如何驱动生态

系统特性的改变,尤其是土壤特性及生物多样性的变化仍然知之甚少^[5]。2006 年, Bardgett 等^[5]揭示出草地生态系统中寄生植物间接地影响地下部分的土壤特性。目前,未见关于寄生植物对入侵植物生态系统的影响的相关报道。

薇甘菊(*Mikania micrantha* H. B. K.)原产中、南美洲,目前广泛存在于热带非洲、热带亚洲、澳大利亚及南太平洋岛屿以及亚热带许多国家和地区。它是世界热带、亚热带地区危害最严重的杂草之一^[9]。由于薇甘菊的迅速蔓延和严重危害,引起了政府和学界的高度重视,对薇甘菊危害的防治研究也掀起热潮,但防治途径仍多局限于机械防除、化学防除和昆虫天敌的使用^[10, 11]。咎启杰等^[11]发现田野菟丝子(*Cuscuta campestris* Yunker)可以寄生薇甘菊,能够缠绕在薇甘菊的茎上夺取其所需的养分和水分,使薇甘菊叶片变黄甚至整株枯死,因此可用于大面积控制薇甘菊。

薇甘菊入侵如何改变土壤理化特性及土壤微生物特性? 田野菟丝子的寄生如何改变薇甘菊入侵地土壤理化特性及土壤微生物特性? 这两个问题尚未被涉及。本文比较分析了薇甘菊入侵区域广东省内伶仃岛的下列 4 类群落的土壤特性及土壤微生物特性:①薇甘菊未入侵群落,②薇甘菊入侵群落,③田野菟丝子刚寄生的薇甘菊入侵群落,和④田野菟丝子寄生 3a 的薇甘菊入侵群落,旨在探讨用寄生植物田野菟丝子防治薇甘菊的可行性及机制,及其对外来植物防治和入侵地生态系统修复的意义。

1 材料与方法

供试土壤于 2006 年 2 月采自广东省内伶仃岛自然保护区(N 22°24' ~ 22°26', E 113°47' ~ 113°49'), 该岛为花岗岩、变质沙岩构成的丘陵海岛,东半部以花岗岩为主,西半部多为变质岩。按薇甘菊和田野菟丝子的生长情况选择设置 4 个样地:薇甘菊未入侵群落(WU 群落);薇甘菊入侵群落(W 群落);田野菟丝子刚寄生的薇甘菊入侵群落(TW1 群落);田野菟丝子寄生 3a 的薇甘菊入侵群落(TW3 群落)。WU 土、W 土和 TW1 土 3 个样地的主要群落优势种为血桐(*Macaranga tanarius*); TW3 土壤地的主要群落优势种是布渣叶(*Microcos paniculata*)和血桐等小乔木,田野菟丝子的覆盖度达 30%,种群生长较差。4 个样地的土壤类型相似,均为赤红壤。在每个样地随机设置 3 个小样方,每个样方按 S 形采用环刀取样,随机选取 5 点,每点取 0 ~ 15cm 土层(其中在 W 土、TW1 土和 TW3 土群落内,均在薇甘菊根系周围采样,去除薇甘菊根系及根际土)的混合样。部分土样于室内自然风干,除去动植物残体,研磨过筛,以供土壤基本理化性质测定分析;部分样品冻存于 -20℃ 冰箱,取出置 4℃ 孵育 1 周后用于土壤微生物生物量碳氮磷的测定^[12]。

1.1 土壤理化性质测定

土壤有机碳采用重铬酸钾外加热法测定;土壤经 H₂SO₄ 和 HClO₄ 消化后,采用 AA3 连续流动化学分析仪(德国 Bran Luebbe 公司)测定全氮和全磷;取 10g 土壤加入 50ml 2mol/L KCl 浸提后,采用 AA3 连续流动化学分析仪测定氨态氮;取 10g 土壤加入 50ml 饱和 Ca₂SO₄ 浸提后,采用 AA3 连续流动化学分析仪测定硝态氮;有机氮为总氮减去氨态氮和硝态氮;取 5g 土壤加入 100ml 0.5mol/L NaHCO₃ 浸提后,采用 AA3 连续流动化学分析仪测定有效磷;取 10g 土壤加入 50ml 蒸馏水,采用电位法测定 pH。每次测定重复 3 次。

1.2 土壤微生物生物量测定^[13]

土壤微生物生物量采用氯仿熏蒸提取法测定。每份土壤重复测定 3 次,每次熏蒸 24 h。

1.2.1 土壤微生物生物量碳测定

取 6 份土壤,每份 10 g(按干重转换),3 份采用氯仿熏蒸 24 h,另 3 份不熏蒸,加入 50 ml 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提土壤,利用日本岛津 TOC-V_{CPH} 总有机碳自动分析仪测定有机碳,熏蒸土壤和未熏蒸土壤提取的有机碳测定值之差,除以转换系数 0.45 即得土壤微生物生物量碳。

1.2.2 土壤微生物生物量氮测定

取 6 份土壤,每份 10 g(按干重转换),3 份采用氯仿熏蒸 24 h,另 3 份不熏蒸,加入 50 ml 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提土壤,取 20 ml 浸提液,采用浓硫酸和高氯酸消化后,利用 AA3 连续流动化学分析仪测定总氮含量,熏蒸土壤和未熏蒸土壤提取的氮测定值之差,除以转换系数 0.45 即得土壤微生物生物量氮。

1.2.3 土壤微生物生物量磷测定

取 6 份土壤,每份 5 g(按干重转换),3 份采用氯仿熏蒸 24 h,另 3 份不熏蒸,加入 100 ml 0.5 mol/L NaHCO_3 溶液浸提土壤,利用 AA3 连续流动化学分析仪测定无机磷含量,同时用外加无机磷酸盐(K_2HPO_4)的方法测定磷的提取回收率,以熏蒸土壤和未熏蒸土壤提取的磷测定值之差并校正提取回收率后,除以转换系数 0.4 即得土壤微生物生物量磷。

1.3 土壤酶活性测定

1.3.1 酸性磷酸酶(EC 3.1.3.2)活性的测定:

取 1g 风干土置锥形瓶中,加入 0.25 ml 甲苯,振摇 15 min,加入 1 ml 酸性磷酸酶底物(对硝基苯磷酸二钠)溶液,再加入 4 ml MUB 缓冲液,37 °C 孵育 1 h,再加入 1 ml 0.5 mol/L CaCl_2 溶液,0.8 ml 0.5 mol/L NaOH 溶液,再加入 90 ml 双蒸水,充分振摇,过滤,测定 410 nm 吸光度。以不加底物溶液为对照。其活性以每小时每克土产生对硝基酚的微克数表示。以对硝基苯酚($\mu\text{g/ml}$)制定标准曲线,得回归直线为 $y = 0.0883x - 0.0068$ ($r = 0.9998$)。

1.3.2 脲酶(EC 3.5.1.5)活性的测定:

取 1g 风干土置 10 ml 容量瓶中,加入 0.15 ml 甲苯,振摇 15 min,加入 10% 尿素 0.5 ml,柠檬酸缓冲液(pH 6.7)2 ml,充分振荡,塞紧塞子,37 °C 培养 24 h;取出用 38 °C 热水稀释至刻度,过滤;取滤液 1 ml 至 50 ml 容量瓶中,加 10 ml 蒸馏水,4 ml 苯酸钠溶液,混合,再加入 3 ml 次氯酸钠溶液,混合,静置 20 min,显色,定容,测定 578 nm 吸光度。以不加土为对照。其活性以每小时每克土释放铵态氮的微克数表示。以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ($\mu\text{g/ml}$)制定标准曲线,得回归直线为 $y = 0.0028x - 0.0006$ ($r = 0.9996$)。

1.3.3 β -D-葡萄糖苷酶(EC 3.2.1.21)活性的测定

取 1g 风干土置锥形瓶中,加入 0.25 ml 甲苯,振摇 15 min,加入 4 ml MUB 缓冲液(pH 6.0),1 ml 0.05 mol/L 底物溶液(对硝基苯- β -D-葡萄糖苷),摇匀,37 °C 孵育 1 h,再加入 1 ml 0.5 mol/L CaCl_2 溶液,4 ml 0.1 mol/L THAM 缓冲液(pH = 12),充分振摇,过滤,测定 410 nm 吸光度。以不加底物溶液为对照。其活性以每小时每克土产生对硝基酚的微克数表示。以对硝基苯酚($\mu\text{g/ml}$)制定标准曲线,得回归直线为 $y = 0.108x + 0.1432$ ($r = 0.9998$)。

1.4 数据分析

数据采用平均数 $\pm$ 标准差形式表示。采用 SPSS 13.0 软件用单因素方差分析(One way ANOVA)对以上数据进行样地间差异的显著性检验,用 Pearson 相关系数分析两个变量之间的相关性。若方差齐性,则采用 Turkey's HSD 方法进行多重比较检验,若方差不齐性,则采用 Dunett's T3 进行多重比较检验。

2 结果与分析

2.1 田野菟丝子寄生对薇甘菊入侵地土壤碳氮磷含量的影响

4 个样地的土壤化学性质如表 1 所示。与 WU 群落相比,W 群落的土壤 pH 值、有机碳、全氮、有机氮和氨态氮的含量显著增高,硝态氮含量显著降低,而土壤全磷和有效磷无差异,表明薇甘菊入侵可以明显地改变土壤氮与碳含量。与 W 群落相比,TW1 群落的土壤 pH 值、有机碳、全氮、有机氮和氨态氮含量较低,而土壤全磷、有效磷和硝态氮无差异,这显示出田野菟丝子寄生可以明显地改变土壤氮与碳含量;另外,与 WU 群落相比,TW1 群落的土壤有机碳、硝态氮和氨态氮显著降低,土壤全氮、有机氮则显著升高,而 pH 值、全磷与有效磷则无差异,这表明,田野菟丝子寄生的薇甘菊入侵的群落与未受薇甘菊入侵的群落之间,在土壤碳氮磷方面仍具有一定的差异。与 TW1 群落相比,TW3 群落的土壤有机碳、全氮、有机氮和氨态氮的含量显著升高,而土壤 pH 值、全磷、有效磷和硝态氮无差异,这表明田野菟丝子寄生薇甘菊所持续的时间对其所在群落的土壤碳和氮含量影响较大。

表 1 4 个样地土壤的化学性质

Table 1 Soil chemical characteristics in the four plots

样地 Plot	WU	W	TW1	TW3
pH 值 pH value	5.593 ± 0.015a	6.046 ± 0.014b	5.634 ± 0.021a	5.577 ± 0.014a
有机碳 Organic carbon (g/kg)	29.512 ± 0.680a	35.937 ± 0.864b	27.225 ± 1.147c	35.719 ± 0.499b
全氮 Total nitrogen (g/kg)	0.800 ± 0.046a	2.449 ± 0.130b	1.836 ± 0.011c	2.356 ± 0.088b
有机氮 Organic nitrogen (g/kg)	0.722 ± 0.048a	2.383 ± 0.129b	1.793 ± 0.011c	2.304 ± 0.089b
全磷 Total phosphorus (g/kg)	0.277 ± 0.050a	0.258 ± 0.040a	0.330 ± 0.021a	0.285 ± 0.010a
有效磷 Available phosphorus (g/kg)	0.056 ± 0.002a	0.063 ± 0.005a	0.062 ± 0.009a	0.068 ± 0.000a
硝态氮 Nitrate nitrogen (g/kg)	0.033 ± 0.003a	0.015 ± 0.002b	0.018 ± 0.001b	0.012 ± 0.002b
氨态氮 Ammonium nitrogen (g/kg)	0.043 ± 0.001a	0.051 ± 0.000b	0.024 ± 0.000c	0.040 ± 0.001a

同一行不同小写字母表示具有显著性差异, $\alpha = 0.05$ Different letters (low case) within columns indicate the significant different at 0.05 level

2.2 田野菟丝子对薇甘菊入侵地土壤微生物生物量碳氮磷的影响

4 个样地的土壤微生物生物量如图 1 所示。与 WU 群落相比, W 群落土壤微生物生物量碳氮磷显著性增高, 显示薇甘菊入侵可以明显地改变土壤微生物生物量碳氮磷。与 W 群落相比, TW1 群落土壤微生物生物量碳氮磷显著性下降, 但与 WU 群落土壤微生物生物量碳氮磷之间均无显著性差异, 显示田野菟丝子寄生可以明显地改变土壤微生物生物量碳氮磷。TW3 群落土壤微生物生物量碳与 W 土之间不存在显著性差异, 但与 TW1 群落土壤与 WU 群落土壤相比, 其土壤微生物生物量碳显著性增加, 显示田野菟丝子寄生时间可以明显改变入侵地土壤微生物生物量碳; 但与 TW1 群落相比, TW3 群落土壤微生物生物量氮磷没有显著性差异, 显示田野菟丝子寄生时间对土壤微生物生物量氮磷没有明显影响。4 个样地的微生物生物量氮与磷之间具有极显著性相关(表 2), 而生物量碳与生物氮和磷之间不存在显著性相关, 这与 Wang 等报道的中国东南部毛竹林和杉木林红壤的结果相一致^[14]。微生物生物量碳与总有机碳及总氮含量极显著性相关, 微生物生物量磷与总氮含量存在显著性相关, 表明微生物生物量碳能较好地指示土壤肥力大小, 而微生物对氮磷的固持作用主要取决于土壤微生物本身的生物量, 可能某些样地的土壤氮磷远远超出或低于微生物对氮磷的固持能力^[15]。

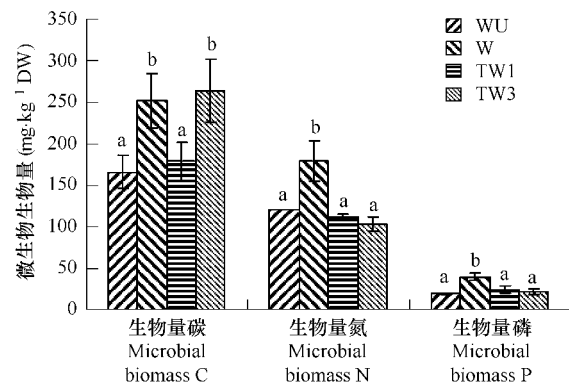


图 1 4 个样地微生物生物量碳氮磷

Fig. 1 Soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in four plots

不同小写字母表示具有显著性差异, $\alpha = 0.05$ Different letters (low case) indicate the significant different at 0.05 level

表 2 土壤微生物生物量碳氮磷含量之间及与土壤碳氮磷含量之间的相关性

Table 2 Correlations between soil microbial biomass C, N and P and soil organic carbon, soil N and soil P

	生物量 N Biomass N	生物量 P Biomass P	生物量 C Biomass C	总 P Total P	总 N Total N	总有机碳 Total organic carbon
生物量 N Biomass N	—	0.892 **	0.387	-0.276	0.347	0.445
生物量 P Biomass P	—	—	0.516	-0.140	0.585 *	0.503
生物量 C Biomass C	—	—	—	-0.067	0.799 **	0.853 **

* 具有显著性相关 correlation is significant at 0.05 level, ** 具有极显著性相关 correlation is very significant at 0.01 level

2.3 田野菟丝子对薇甘菊入侵地土壤酶活性的影响

土显著性 4 个样地土壤 3 种酶活性如图 2 所示。与 WU 群落相比,薇甘菊入侵后,W 群落土壤的脲酶和 β -D-葡萄糖苷酶活性显著性增高,而酸性磷酸酶没有明显变化。与 W 群落相比,田野菟丝子寄生后,TW1 群落土壤的脲酶和 β -D-葡萄糖苷酶活性显著性降低,但酸性磷酸酶活性下降不明显。随着田野菟丝子寄生时间的增加,TW3 群落土壤的脲酶活性显著增加,甚至高于 W 群落土壤;而酸性磷酸酶与 β -D-葡萄糖苷酶活性并未表现出明显的变化;显示田野菟丝子寄生时间可以明显地改变土壤脲酶活性,而对酸性磷酸酶及 β -D-葡萄糖苷酶活性影响不大。相关性分析显示 3 种酶活性之间不具有显著性相关,但酸性磷酸酶活性与土壤微生物生物量碳氮磷之间存在显著性相关,脲酶活性与微生物生物量氮与磷之间存在显著性相关, β -D-葡萄糖苷酶活性与微生物生物量磷与碳之间存在显著性相关(表 3)。土壤酶主要来源于土壤中动物、植物和微生物细胞的分泌物及其残体的分解物,其活性受到多种环境因素的影响。

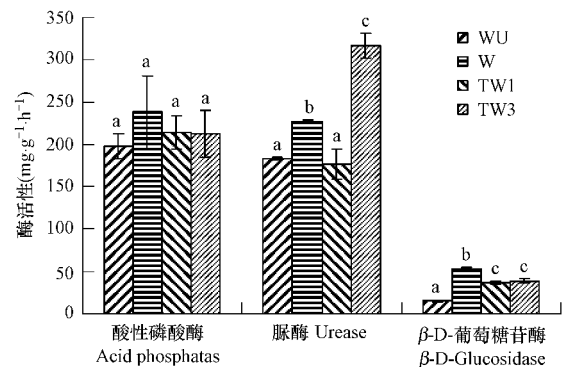


图 2 4 个样地土壤酶活性

Fig. 2 Soil enzyme activity in four plots

不同小写字母表示具有显著性差异, $\alpha = 0.05$ Different letters (low case) indicate the significant different at 0.05 level

表 3 土壤酶活性与土壤微生物生物量之间的相关性

Table 3 Correlations between soil enzyme activity and soil microbial biomass C, N, P

	酸性磷酸酶 Acid phosphatase	脲酶 Urease	β -D-葡萄糖苷酶 β -D-glucosidase	微生物量 N Biomass N	微生物量 P Biomass P	微生物量 C Biomass C
酸性磷酸酶 Acid phosphatase	—	0.289	0.572	0.704 *	0.687 *	0.754 **
脲酶 Urease	—	—	0.387	-0.130	0.027	0.803 **
β -D-葡萄糖苷酶 β -D-glucosidase	—	—	—	0.564	0.781 **	0.715 **

* 具有显著性相关 correlation is significant at 0.05 level, ** 具有极显著性相关 correlation is very significant at 0.01 level

3 讨论

3.1 薇甘菊入侵对土壤特性及土壤微生物特性的影响

本研究显示,薇甘菊入侵可以提高土壤 pH 值和土壤碳氮,但对土壤磷的影响不明显。外来植物入侵对土壤 pH、碳、氮、水分等营养循环过程的影响有不同的格局,包括增加、减少或没有影响 3 种效应^[16~18]。如, Koutika 等^[19]研究发现巨大一枝黄花(*Solidago gigantea*), 樱桃木(欧洲黑)(*Prunus serotina*)和虎杖(*Fallopia japonica*)的入侵均可导致土壤有机碳增加;Scott 等^[20]在新西兰研究杂草入侵对土壤生态系统过程的影响时发现,山柳菊属植物(*Hieracium* spp.)入侵的土壤中总氮含量显著增加;Hawkes 等^[21]利用受控实验发现外来入侵植物可以增加氨态氮的含量,降低硝态氮的含量。这些均与本文研究结果相符。本研究还发现薇甘菊入侵可明显地提高土壤微生物生物量的碳氮磷含量,改变土壤酶活性。相似的研究结果也在其它入侵植物中发现:Saggar 等^[17]比较了入侵新西兰的外来植物绿毛山柳菊(*Hieracium pilosella*)与土著植物群落土壤中微生物的生物量,结果表明外来植物显著增加了土壤微生物的生物量。Caldwell^[22]发现金雀儿(*Cytisus scoparius*)入侵可以提高土壤酸性磷酸酶活性达 123%,提高 β -D-葡萄糖苷酶活性达 84%。Shen 等^[23]发现入侵植物小檗(*Berberis thunbergii*)和莠竹(*Microstegium vimineum*)可以提高土壤酸性磷酸酶、脲酶及 β -D-葡萄糖苷酶活性。

入侵植物导致入侵地土壤特性的改变主要与外来物种净初级生产力或生物量改变、入侵植物输入土壤的凋落物的数量、质量及凋落物的分解速率及入侵植物输入土壤的根系分泌物量与质有关^[4, 18, 23]。薇甘菊具

有较高的叶片净光合速率^[24],生长迅速,蔓延速度较快,被称为“一分钟一英里杂草”,相对于本地种来说,具有较高的生物量。关于薇甘菊凋落物的研究未见报道,但据野外观察,薇甘菊大量的藤茎与叶片均可腐烂回归土壤,而藤茎的分解速率较慢。因此,薇甘菊凋落物的数量与质量可能是导致入侵地土壤有机碳的含量升高的主要原因。土壤氮的增加主要与土壤氮的矿化速率及氮的根周转率有关。Christian 和 Wilson^[25]认为冰草(*Agropyron cristatum* (Linn.) Gaertn.)入侵加拿大,由于其根系生物量低于土著种,从而减少了通过根周转向土壤输入的总氮量,导致其入侵地土壤氮含量显著下降。薇甘菊具有发达的根系,匍匐生长,每一节均可生出不定根,因此,通过根周转输入土壤的总氮量高,导致入侵地土壤具有较高的全氮。另外,薇甘菊根系分泌物的释放对于入侵地来说也是一种新的物质,可以通过影响土壤微生物的种类组成、微生物生物量及活性,改变了土壤微生物分泌、释放和修饰酶的强度,从而使土壤营养循环也随之改变,最终引起土壤化学特性的改变。入侵力的正反馈假说认为外来物种能够通过土壤的相互作用来获得竞争优势以增强其入侵力^[16, 26]。陆健忠等^[27]通过野外观察与移栽实验分析了加拿大一枝黄花入侵对土壤 pH 值、总碳、总氮、有机质、硝态氮、铵态氮等的影响,支持了该假说。牛红榜等^[28]研究发现入侵植物紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)可以改变土壤微生物群落,加速土壤养分循环,增强紫茎泽兰的养分吸收,进而促进其生长、竞争和扩张。薇甘菊入侵显著提高土壤微生物数量及活性,改变土壤的营养循环,改变土壤特性,这也可能是薇甘菊入侵机制的一部分。

3.2 田野菟丝子寄生对薇甘菊入侵地土壤特性及土壤微生物特性的影响

本研究显示田野菟丝子寄生可以明显地改变薇甘菊入侵地的土壤 pH 值和土壤碳氮,对土壤磷的影响不明显,也可明显地改变土壤微生物生物量碳氮磷和土壤酶活性,但改变后的土壤与未入侵地之间仍具有一定的差异。这可能与寄生植物从寄主吸收大量的水分与养分有关。田野菟丝子不能进行光合作用,只能通过吸器吸取薇甘菊的养分。在寄生初期,薇甘菊生长迅速,光合作用能力强^[29],蒸腾作用强,从土壤吸收大量的水分与养分,供给田野菟丝子快速生长,导致薇甘菊根系周围局部土壤特性及微生物特性迅速改变。Hart 和 Stark^[30]发现土壤中的微生物群落可与植物根竞争吸收 NH_4^+ 和 NO_3^- 。田野菟丝子寄生后,根系吸收 NO_3^- 和 NH_4^+ 速率加快,可以与微生物有效地竞争 N 源,导致土壤中微生物生物量氮下降。

本研究发现田野菟丝子寄生达 3a 的薇甘菊入侵地的土壤总有机碳、全氮、有机氮和氨态氮含量相对于寄生早期显著增加,有机碳、全氮、有机氮等恢复到薇甘菊入侵土的水平,与未入侵地之间存在明显的差异;土壤微生物生物量氮磷、酸性磷酸和 β -D-葡萄糖苷酶活性变化不明显,但微生物生物量碳和脲酶活性显著升高,甚至超出薇甘菊入侵地。随着寄生时间的延长,薇甘菊与田野菟丝子发生了交替消长,大量的凋落物被输回至土壤。Bardgett 等^[5]认为寄生植物可以通过改变植物群落输入到土壤的资源的质与量来影响地下微生物的活性,间接地影响地下部分的土壤特性。全寄生植物通常会减少植物群落的总生物量^[31]。邓雄等^[32]研究发现田野菟丝子寄生后,薇甘菊叶绿素含量下降,净光合速率、蒸腾速率和气孔导度下降,抑制薇甘菊的生长,使薇甘菊生物量下降。虽然寄生植物的生物量增加了,但总生物量还是减少了^[33],导致输回至土壤的凋落物数量减少。但是本研究的薇甘菊仅 30% 被田野菟丝子覆盖,种群生长仍较正常,因此数量的减少可能并不明显。另一方面,寄生植物从宿主吸收生长所需的资源,包括水分和养料,因此寄生植物会比其寄主具有更多的营养^[34],如半寄生植物的 N 和 P 可比其宿主高出 2~4 倍^[35]。田野菟丝子的寄生导致输回至土壤的凋落物的质量也发生改变,高营养的凋落物使土壤微生物群落活性提高^[7],影响群落的功能。Bardgett 等^[5]发现根部的半寄生植物小佛甲草(*Rhinanthus minor*)会影响寄主禾本科植物的根际生态环境,使土壤内细菌相对于真菌的生物量、无机氮相对于有机氮的含量有所提高,从而加快根际生态系统的营养循环。田野菟丝子寄生后,可以从薇甘菊吸收更多的营养物质,改变了土壤的营养循环,打破了土壤微生物生态系统的动态平衡,同时田野菟丝子寄生也可以改变凋落物的质量和数量,从而引起土壤微生物生物量的改变,酶活性的改变,而最终又引起土壤化学特性的改变。

4 结论

薇甘菊入侵可以通过其凋落物、根系分泌物等显著提高土壤的微生物生物量碳氮磷,改变土壤酶活性,影

响土壤微生物功能及营养循环,改变土壤特性,从而有利于自身生长,抑制本地种的生长,加速入侵。而田野菟丝子寄生可以通过从宿主薇甘菊吸收大量的水分与养料,使土壤碳氮磷含量下降,土壤微生物生物量碳氮磷下降,酶活性下降;但由于田野菟丝子积累的大量养分,也可以通过凋落物显著提高土壤微生物生物量碳,影响土壤微生物功能及营养循环,从而影响地下部分的性质与功能。田野菟丝子寄生前后,土壤的有机碳、全氮、有机氮和硝态氮差异不大,土壤微生物生物量碳差异不大,而土壤微生物生物量氮磷及酶功能明显下降,与未入侵土较为接近。

田野菟丝子寄生是否可以恢复土壤微生物结构与功能,使其有利于本地种生长,抑制薇甘菊生长? 此类相关研究正在进行中。

References:

- [1] van Breemen, Finzi N A C. Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochem.*, 1998, 42(1-2): 1—19.
- [2] Vitousek P M, Walker L R, Whiteaker L D, *et al.* Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science*, 1987, 238 (4828): 802—804.
- [3] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Haggblom M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology*, 2002, 83 (11): 3152—3166.
- [4] Ehrenfeld J G. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosys.*, 2003, 6(6): 6503—6523.
- [5] Bardgett R D, Smith R S, Shiel R S, *et al.* Parasitic plants indirectly regulate below-ground properties in grassland ecosystems. *Nature*, 2006, 439 (7079): 969—972.
- [6] Press M C. Dracula or Robin Hood? A functional role for root hemiparasites in nutrient poor ecosystems. *Oikos*, 1998, 82(3): 609—611.
- [7] Press M C, Phoenix G K. Impacts of parasitic plants on natural communities. *New phytol.*, 2005, 166(3): 737—751.
- [8] Jones C G, Lawton J H, Shachak M. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 1994, 69 (3): 373—386.
- [9] Zan Q J, Wang Y J, Wang B S, *et al.* The distribution and harm of the exotic weed *Mikania micrantha*. *Chin. J. Ecol.*, 2000, 19 (6): 58—61.
- [10] Hu Y J, Bi P X. A study on life cycle and response to herbicides of *Mikania micrantha* H. B. K. *Acta Sci. Nat. Uni. Sunyatseni*, 1994, 33 (4): 88—95.
- [11] Zan Q J, Wang B S, Wang Y J, *et al.* The ecological evaluation on the controlling *Mikania micrantha* by *Cuscuta campestris*. *Acta Sci. Nat. Uni. Sunyatseni.*, 2002, 41(6): 61—63.
- [12] Deluca T H, Keeney D R, McCarty G W. Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil nitrogen. *Biol. Fertil. Soils*, 1992, 14(2): 116—120.
- [13] Wu J S, Lin Q M, Huang Q Y, *et al.* Determination of soil biomass and its applications. Beijing: China Meteorological Press, 2006.
- [14] Wang F E, Chen Y X, Tian G M, *et al.* Microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in the soil profiles of different vegetation covers established for soil rehabilitation in a red soil region of southeastern China. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 2004, 68(2): 181—189.
- [15] Pen P Q, Wu J S, Huang D Y, *et al.* Microbial biomass C, N, P of farmland soils in different land uses and cropping systems in Dongting Lake region. *Acta Ecologica Sinia*, 2006, 26(7): 2261—2267.
- [16] Ehrenfeld J G. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosys.*, 2003, 6(6): 503—523.
- [17] Saggiar S, McIntosh P D, Hedley C B, *et al.* Changes in soil microbial biomass, metabolic quotient, and organic matter turnover under *Hieracium* (*H. pilosella* L.). *Bio. Fert. Soils*, 1999, 30: 232—238.
- [18] Chen H L, Li Y J, Li B, *et al.* Impacts of exotic plant invasions on soil biodiversity and ecosystem processes. *Biodiv. Sci.*, 2005, 13(6): 555—565.
- [19] Koutika L S, Vanderhoeven S, Chapuis-Lardy L, *et al.* Assessment of changes in soil organic after invasion by exotic plant species. *Biol. Fertil. Soils*, 2007, 43(5).
- [20] Scott N A, Saggiar S, McIntosh P D. Biogeochemical impact of *Hieracium* invasion in New Zealand's grazed tussock grasslands: sustainability implications. *Ecol. Appl.*, 2001, 11(5): 1311—1322.
- [21] Hawkes C V, Wren I F, Herman D J, *et al.* Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecol. Let.*, 2005, 8(9): 976—985.
- [22] Caldwell B A. Effects of invasive scotch broom on soil properties in a Pacific coastal prairie soil. *Appl. Soil Ecol.*, 2006, 32(1), 149—152.
- [23] Shen Y, Tostev V, Kenneth E, *et al.* Different effects of leaf litter and roots on shifts in soil microbial communities and enzyme activities beneath

- native and invasive plants. <http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2006/document>. 2006.
- [24] Wen Z D, Ye W H, Feng H L, *et al.* Comparison of basic photosynthetic characteristics between exotic invader weed *Mikania micrantha* and its companion species. *J. Trop. Subtrop. Bot.*, 2000, 8(2): 139–146.
- [25] Christian J M, Wilson S D. Long-term ecosystem impacts of an introduced grass in the northern Great Plains. *Ecology*, 1999, 80(7): 2397–2407.
- [26] Ehrenfeld J G, Kourtev P, Huang W Z. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecolog. Appl.*, 2001, 11(5): 1287–1300.
- [27] Lu J Z, Qiu W, Chen J K, *et al.* Impact of invasive species on soil properties: Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*) as a case study. *Biodiv. Sci.*, 2005, 13(4): 347–356.
- [28] Niu H B, Liu W X, Wan F H. Invasive effects of *Ageratina adenophora* Sprengel (Asteraceae) on soil microbial community and physical and chemical properties. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(7): 3051–3060.
- [29] Han S C, Li K H, Ruo L F, *et al.* *Mikania micrantha* was destroyed by parasitic weed dodder, *Cuscuta Chinensis*, in Guangdong. *Nat. Enem. Insects*, 2002, 24(1): 7–14.
- [30] Kaye J P, Hart S C. Competition for nitrogen between plants and soil microorganisms. *Trends Ecol. Evol.*, 1997, 12(4): 139–143.
- [31] Hu F, Kong C H. Selectivity and influence of parasite plants on their hosts. *Chin. J. of Appl. Ecol.*, 2004, 15(5): 905–908.
- [32] Deng X, Feng H L, Ye W H, *et al.* A study on the control of exotic weed *Mikania micrantha* by using parasitic *Cuscuta campestris*. *J Trop. Subtrop. Bot.*, 2003, 11(2): 117–122.
- [33] Hao S, Ye W H, Hong L, *et al.* Influence of the obligate parasite *Cuscuta campestris* on growth and biomass allocation of its host *Mikania micrantha*. *J. Exp. Bot.*, 2005, 56(415): 1277–1284.
- [34] Pate J S. Mineral relationships of parasite and their hosts. In: Press, M C. Graves JD, eds. *Parasitic plants*. London, UK: Chapman & Hall. 1995, 80–102.
- [35] Quesada H M, Press M C, Callaghan T V. Litter of the hemiparasite *Bartsia alpina* enhances plant growth: evidence for a functional role in nutrient cycling. *Oecologia*, 2003, 135(4): 606–614.

参考文献:

- [9] 曾启杰, 王伯荪, 王勇军, 等. 田野菟丝子控制薇甘菊的生态评价. *中山大学学报(自然科学版)*. 2002, 41(6): 61–63.
- [13] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社, 2006.
- [15] 彭佩钦, 吴金水, 黄道友, 等. 洞庭湖区不同利用方式对土壤微生物生物量碳氮磷的影响. *生态学报*, 2006, 26(7): 22621–22627.
- [18] 陈慧丽, 李玉娟, 李博, 等. 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*, 2005, 13(6): 555–565.
- [24] 温达志, 叶万辉, 冯惠玲, 等. 外来入侵杂草薇甘菊及其伴生种基本光合特性的比较. *热带亚热带植物学报*, 2000, 8(2): 139–146.
- [27] 陆建忠, 裘伟, 陈家宽, 等. 入侵种加拿大一枝黄花对土壤特性的影响. *生物多样性*, 2005, 13(4): 347–356.
- [28] 牛红榜, 刘万学, 万方浩. 紫茎泽兰 (*Ageratina adenophora*) 入侵对土壤微生物群落和理化性质的影响. *生态学报*, 2007, 27(7): 3051–3060.
- [29] 韩诗畴, 李开煌, 罗莉芬, 等. 菟丝子致死薇甘菊. *昆虫天敌*, 2002, 24(1): 7–14.
- [31] 胡飞, 孔垂华. 寄生植物对寄主的选择和影响. *应用生态学报*, 2004, 15(5): 905–908.
- [32] 邓雄, 冯惠玲, 叶万辉, 等. 寄生植物菟丝子防治外来种薇甘菊研究初探. *热带亚热带植物学报*, 2003, 11(2): 117–122.