

外来植物入侵对陆地生态系统地下 碳循环及碳库的影响

闫宗平, 仝 川 *

(湿润亚热带生态地理过程省高校重点实验室, 亚热带资源与环境省重点实验室, 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

摘要:生物入侵是当今全球性重大环境问题之一, 是全球变化的主要研究内容。评价外来植物入侵对于生态系统影响的研究多集中在地上部分, 对于生态系统地下部分影响的研究相对较少。陆地生态系统地下部分对于生态系统过程的重要性之一体现在它处于生态系统碳分配过程的核心环节。入侵种通过影响群落凋落物的输入数量、质量以及输入时间, 影响到对于土壤的碳输入, 而入侵种与土著种根系的差异以及入侵种对微生物群落的影响是造成土壤呼吸强度发生变化的主要因素, 前者土壤呼吸强度一般比后者高。多数研究表明外来植物入侵对生态系统地下碳循环和碳库产生影响, 但由于入侵植物种类较多以及研究地点环境条件的不同, 关于外来植物入侵对于土壤碳库和土壤有机碳矿化影响的研究结论并不统一。最后, 提出了今后该研究领域应加强的一些建议和方向。

关键词:外来植物入侵; 凋落物; 土壤碳库; 土壤呼吸; 土壤有机碳矿化

文章编号:1000-0933(2008)09-4440-11 **中图分类号:**Q143, Q16, Q945, Q948 **文献标识码:**A

Impacts of exotic plant invasions on terrestrial ecosystem below-ground carbon cycling and carbon pool

YAN Zong-Ping, TONG Chuan *

Fujian Provincial University's Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process, Fujian Provincial Key Laboratory of Subtropical Resources and Environment, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(9): 4440 ~ 4450.

Abstract: Exotic plant invasions have been identified as one of the most important global problems facing natural ecosystems, where they threaten biodiversity, ecosystem structure and function, and ecosystem stability. In the past little attention has been paid to the potential impacts of exotic species invasion on soil nutrient cycling processes, but recently study in this area have increased and merged as a central issue in invasion ecology. Clearly, below-ground dynamics are a key link in carbon cycling. Invasive species may affect this cycle in a variety of ways: by changing litter inputs (amount, litter chemistry, variation in litter components as a result of changed plant morphology, seasonal timing of entry) and altering the root system (added effects of the roots of the invader). The effects of invasion on soil microbial communities will cause the change of soil respiration. In general, the soil respiration rate of invasive plants is higher than that of indigenous species. Most of the available literature suggests that invasive exotic species can have a potential impact on soil

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40671174);福建省自然科学基金资助项目(2006J0128);福建省自然地理学重点学科建设资助项目

收稿日期:2007-05-29; **修订日期:**2007-12-29

作者简介:闫宗平(1979 ~),男,甘肃宁县人,硕士生,主要从事生态系统碳循环研究. E-mail: yanzp110@tom.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: tongch@fjnu.edu.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40671174); National Science Foundation of Fujian Province (No. 2006J0128); Fujian Province Physical Geography Key Discipline Construction Foundation

Received date: 2007-05-29; **Accepted date:** 2007-12-29

Biography: YAN Zong-Ping, Master candidate, mainly engaged in ecosystem carbon cycling. E-mail: yanzp110@tom.com

carbon process and the resultant soil carbon pool. However, because of the large the diversity of exotic species and available invasion sites, patterns of difference between invasive and native species are inconsistent trends both soil carbon pools and soil organic carbon mineralization. We conclude that these problems needed further study and present some proposals for further discussion.

Key Words: exotic plant invasions; litter; soil carbon pool; soil respiration; soil organic carbon mineralization

外来植物入侵主要指植物种在自然状态下或人类作用下,在异地获得生长与繁殖的现象^[1]。关于外来植物入侵对于生态系统影响的研究多集中在地上部分,对于地下部分影响的研究相对较少^[2,3]。土壤是陆地生态系统的—个主要碳库,贮存的碳主要来源于植物残余物^[4]。外来入侵植物可改变被侵入生态系统的结构(如根系垂直剖面)和过程(如养分循环和碳分配),进而改变生态系统的生产和输入土壤的有机质动态^[5,6],另外,通过改变土壤微生物群落的成分和功能,也改变着受微生物活动影响的生态系统地下碳过程^[7,8],包括土壤有机碳矿化^[5]。随着对于生态系统地下部分重要性认识的深入,生态学家认识到地下部分对于生态系统过程的重要性,特别是其处于陆地生态系统碳分配过程的核心环节^[9]。对于生态系统地下碳循环过程的研究不仅是生态系统生态学发展的要求,同时也是完整地认识生态系统对于全球变化响应的必然要求,揭示外来植物入侵对于生态系统地下碳循环的影响具有着重要的理论和现实意义。多数研究表明外来植物入侵对土壤碳循环过程产生较大影响^[2,6,7,10],而这种影响是多方面因素综合作用的结果。陈慧丽等^[11]全面综述了外来植物入侵对于土壤生物多样性和生态系统过程的影响,本文集中综述和分析关于外来植物入侵对于地下生态系统碳循环和碳库的影响,包括对于土壤碳输入、土壤碳库组成和规模、土壤有机碳矿化和土壤呼吸等方面影响的最新研究进展,以期为国内今后深入开展相关研究提供更多的参考。

1 对凋落物输入和分解的影响

1.1 入侵种和本地种凋落物数量的差异

在自然生态系统中,碳通过凋落物、根分解周转或死亡的植物个体进入土壤,这也是土壤有机碳形成的基础。外来入侵植物通过影响群落凋落物的输入数量和质量以及输入的时间,影响到生态系统地下碳储量和碳循环。Ehrenfeld^[2]发现在 12 个入侵植物中,一半种的凋落物数量比本地种多,5 个比本地种减少,1 个相差不大。入侵种和本地种相比,凋落物是增加还是减少,不同的研究者得出的结论并不一致。Valéry 等^[12]发现入侵法国西部盐沼湿地的披碱草(*Elymus athericus*)产生的凋落物量是本地种的 2~10 倍,其中披碱草的碳积累指数(carbon accumulation index)在 5 个研究点都比本地植物高,入侵种最高达到 0.05,而本地植物最高不到 0.02;Kourtev 等^[13]对美国新泽西州 3 个阔叶林公园凋落物的研究发现,本地种矮丛越橘(*Vaccinium pallidum*)凋落物量最高接近 600 g·m⁻²,而入侵种日本小檗(*Berberis thunbergii*)和柔枝莠竹(*Microstegium vimineum*)最高分别只有 350 g·m⁻²和 300 g·m⁻²,2 个入侵种地上凋落物积累量均小于本地种。

造成入侵种和本地种凋落物量不同的原因是多方面的,包括植物固有的凋落物产生量、落叶次数、凋落物分解速率以及物种之间的相互影响。D'Antonio & Vitousek^[14]研究发现入侵美洲中部和南部的草本植物,如红苞茅(*Hyparrhenia rufa*)和蜜草(*Melinis minutiflora*)比本地草本植物有更多的落叶次数。落叶次数多,相对的凋落物量也增加。凋落物分解速率也是影响凋落物存量的主要因素之一,夏威夷雨林入侵种墨西哥白腊树(*Fraxinus uhdei*)每年的凋落物输入量是本地种桃金娘科铁心木(*Metrosideros polymorpha*)的 2.5 倍,但地表很少积累,主要原因为其分解速率较快^[15]。入侵种对周围植物产生的直接或间接的作用也会影响到被入侵群落的凋落物量,如入侵我国的薇甘菊(*Mikania micrantha*)生命力强,其他植物被其攀援和覆盖,难以进行光合作用,导致树木枯死^[16];有的外来种通过影响森林的透光率等因子影响本地植物的生长,Huenneke & Vitousek^[17]发现草莓番石榴(*Psidium cattleianum*)具耐阴和易形成厚密冠层的特点,可阻止其它植物的生长。这些特征都影响到本地种凋落物的输入量。

1.2 入侵种和本地种凋落物分解速率的差异

凋落物分解是生态系统中土壤有机质的主要来源,是生态系统地下碳循环的一个重要环节,凋落物分解速率的不同影响到进入土壤的净碳量。不同植物的凋落物具有不同的分解速率。凋落物的迅速分解将导致土壤中碳储量短期内的快速增加。凋落物分解快,营养可快速转化为植物可吸收的形式,增加入侵植物的生长和净初级生产力,提高整个生态系统碳截获量,分解慢,可在土壤中以腐殖质库形式很长时间贮存。

目前研究表明多数外来入侵植物产生的凋落物比本地植物有更快的分解率。Allison & Vitousek 比较了夏威夷 4 个土著蕨类植物和 1 个土著被子植物萼状越桔 (*Vaccinium calycinum*),入侵植物是 5 个被子植物和 1 个蕨类植物澳大利亚树蕨 (*Sphaeropteris cooperi*),研究结果表明土著植物年分解速率为 0.2~2.3,入侵植物年分解率为 1.4~9.3,其中入侵种澳大利亚树蕨凋落物的年分解速率为 2.42,是本地蕨类植物的 5 倍^[18]。Rothstein 等^[15]也发现在夏威夷地区,入侵种墨西哥白腊树凋落物分解速率约是本地种铁心木的 2 倍多。Ehrenfeld 等^[19]发现美国新泽西州东部入侵灌木日本小檗凋落物分解速率是本地植物旱地蓝莓 (*Vaccinium pallidum*) 的 3~6 倍。Vinton & Goergen^[10]在美国内布拉斯加州奥马哈 Allwine 草原的研究也表明入侵种无芒雀麦 (*Bromus inermis*) 的凋落物比本地种柳枝稷 (*Panicum virgatum*) 容易分解。但也有部分研究结果为外来植物凋落物分解速率比土著植物慢,法国西部海湾入侵种披碱草凋落物分解率非常缓慢,仅是本地种的 20%^[12]。

1.3 入侵种和本地种凋落物分解速率不同的原因

1.3.1 凋落物组织化学成分的差异

入侵种披碱草凋落物木质素含量约为 70%,而本地种凋落物仅为 20% (只有一个样地为 60%),披碱草凋落物 C/N 为 20~25,本地种为 20~35,披碱草凋落物分解速率慢的主要原因可能是高的木质素含量和低的 C/N^[12]。Rothstein 等^[15]在研究入侵种墨西哥白腊树和本地种铁心木时采用了相互移换凋落物袋的方法探讨凋落物性质和分解地点对于凋落物分解过程的影响,结果表明凋落物分解地点对其分解速率没有影响,而凋落物性质是决定凋落物分解的主要因素,入侵种墨西哥白腊凋落物 N 含量特别高 (11.5 ± 0.25 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-2}$),木质素含量低 (5 ± 1.5 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-2}$),可溶性酚和浓缩丹宁酸含量也很低,而铁心木凋落物有较高的木质素含量 (65 ± 3.9 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-2}$) 和更高浓度的丹宁素,高浓度的丹宁素将抑制微生物对于有机物的分解速率。Scott 等^[20]在新西兰发现相对于本地种,入侵种绿毛山柳菊 (*Hieracium pilosella*) 的根系和叶片中具有含量较大的芳香类化合物,包括多酚和木质素,凋落物中的烷基 (Alkyl C) 成分含量为 $(58.6 \pm 6.5) \text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,羧基 (carboxyl) 成分含量为 $(17.1 \pm 2.9) \text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,而本地种分别仅为 $(28.6 \pm 1.5) \text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $(8.3 \pm 1.5) \text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其他碳成分含量相近,这些可能造成绿毛山柳菊凋落物输入土壤中后相对于本地种不易分解。无芒雀麦凋落物的平均 C/N 是 50.68, lignin/N 是 5.88,柳枝稷凋落物平均 C/N 是 102.14, lignin/N 是 10.99^[10]。有些入侵植物凋落物中含有抑制细菌活动的酚、醛等成分,可间接地影响凋落物的分解率^[21]。Saeed & Salir^[22]发现桉树叶中可提取的桉叶油及其它成分对 4 种细菌及 7 种真菌具有明显的抑制作用,这可能是其凋落物分解慢的原因。通过以上研究结果可以看出凋落物分解主要受到凋落物组织化学成分的影响,凋落物中难分解的木质素含量、氮含量以及碳氮比等都是主要的影响因素。当入侵种凋落物中木质素含量显著高于土著种或碳氮比显著低于土著种时,则表现出较慢的分解速率,反之则较快,其次一些特殊的物质会通过抑制微生物的活动降低凋落物分解的分解速率。

植物的类别、凋落物的形态特征也可能影响到凋落物的分解速率。Allison & Vitousek^[18]研究发现入侵夏威夷的植物多是被子植物,而本地植物主要是蕨类植物,被子植物的比叶面积比蕨类植物的高,6 个植物的比叶面积均大于 $167 \text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$,而本地种除了桑威奇双盖蕨 (*Diplazium sandwichianum*),其他植物的叶片比叶面积均小于 $144 \text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 。Windham 等^[23]研究发现入侵种芦苇 (*Phragmites australis*) 叶片的分解速率高于本地种互花米草 (*Spartina alterniflora*),但茎的分解速率正好相反。

1.3.2 土壤微生物和动物的差异

凋落物分解主要是在微生物作用下进行,微生物群落成分的变化将导致凋落物分解速率或分解方式发生

变化。入侵植物一般会改变土壤微生物群落成分。紫茎泽兰(*Eupatorium adenophorum*)重度入侵样地相对于轻度入侵样地,土壤微生物群落组成发生了显著的变化,重度入侵和轻度入侵样地土壤的 Biolog 实验结果(AWCD 值)显示两样地土壤细菌群落不同碳源的代谢功能格局有显著差异^[24]。入侵美国新泽西州的外来植物日本小檗和柔枝莠竹与本地种矮丛越橘根际土与非根际土中的微生物群落结构和功能之间差异显著^[25]。入侵种斑点矢车菊(*Centaurea maculosa*)的根和枝干化学成分影响到土壤中微生物的活性,并影响到凋落物的分解^[26]。Dangles 等^[27]研究发现用 3 种微生物处理后的虎杖(*Fallopia japonica*)的叶片,分解速率有很大的差异,并发现入侵种凋落物的分解速率受到少量的无脊椎动物种类丰富度的极大影响。微生物对于结构性碳水化合物的分解需要消耗大量的代谢作用能量,凋落物养分的组成限制可减缓微生物的分解速度,入侵夏威夷的墨西哥白腊树凋落物质量较好,可分配更多的资源给予土壤酶的生产,这样土壤微生物获得氮和磷所需的消耗相对较少,有利于纤维素的降解,微生物分解墨西哥白腊树凋落物的分解比分解铁心木凋落物更有效^[15]。

动物数量和种类的变化也间接地影响凋落物的分解,尽管动物消费的凋落物量很难量化,但动物是非常重要的凋落物消费者,能极大地加速凋落物分解率,但相对于微生物分解过程和养分有效性,动物对凋落物分解的贡献还是很小的^[15]。入侵新泽西州的柔枝莠竹群落土壤中蚯蚓量最高达 300 条·m⁻²,而本地种矮丛越橘占优势的群落最高不到 100 条·m⁻²,数量的差异可能土壤中凋落物的不同有关^[13]。

1.3.3 环境条件的差异

环境因素同样影响着凋落物的分解,但影响的原因可能是多方面的,包括直接的影响,也包括通过微生物的活性和多样性影响凋落物分解,某些入侵种入侵区域的环境条件有利于凋落物的分解。Windham & Lathrop^[28]研究证明芦苇入侵的地点表层土有更小的盐度、更低的水位、变化不大的微地貌和更高的氧化还原电位,这些环境因素都影响到凋落物的分解。凋落物的分解也与周围环境土壤中的养分含量有关,Allison & Vitousek^[18]对不同植物的凋落物采用施肥和不施肥处理,肥料按照 100 kg·hm⁻² N 和 100 kg·hm⁻² P 施加,在实验开始后在 4、8 个月和 16 个月使用 50 kg·hm⁻² N 和 50 kg·hm⁻² P,凋落物分别在 14、47、86、152、204 d 和 402 d 收集,结果表明施氮肥和磷肥可增加所有凋落物类型的年分解率,其中入侵种澳大利亚树蕨凋落物分解率由 2.42 增加到 4.41,印度姜花(*Hedychium gardnerianum*)由 1.42 增加到 2.02,本地种芒萁(*Dicranopteris linearis*)由 0.18 增加到 0.31,矮丛越橘由 1.65 增加到 2.31,入侵种增加的幅度更为明显。

凋落物分解主要是在微生物作用下进行,pH 值将直接影响到微生物的活性和多样性,且土壤 pH 值与一些酶活性有极大的相关性。新泽西阔叶林入侵植物日本小檗和柔枝莠竹相对于本地矮丛越橘下的土壤,土壤 pH 值有很大的增加,入侵植物下土壤 pH 值为 6,而土著种土壤 pH 值仅为 4^[13]。陆建忠等^[29]研究发现在移栽实验中,入侵种加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis*)土壤的 pH 值显著高于裸地,而在野外调查中,pH 值则低于裸地,这表明加拿大一枝黄花能在较短的时间内对土壤 pH 值进行一定的调节。

2 对土壤碳库规模和组成的影响

2.1 对土壤总碳的影响

外来植物入侵对被侵入群落净初级生产力和凋落物动态产生一定的影响,但是否会影响到土壤碳库的规模,目前开展的研究得出的结论并不一致,包括无显著性影响或发生变化。Hager^[30]研究发现外来种千屈菜(*Lythrum salicaria*)和本地种水烛(*Typha angustifolia*)占优势样点下土壤全碳含量差别不大,都在 22.78% ~ 38.76% 范围之内。为评价披碱草入侵对于盐沼湿地碳库的影响,在法国西部海湾沿着海岸向外的环境梯度,选择了 5 个环境梯度的样地,最高处的本地种为紫羊茅(*Festuca rubra*),中间是马齿苋滨藜(*Atriplex portulacoides*),最低处是海滨碱茅(*Puccinellia maritima*)、碱蓬(*Suaeda maritima*)和紫菀(*Aster tripolium*),在每个样地,分别布置入侵种披碱草样地和本地种样地,结果表明尽管披碱草下积累有更多的凋落物,但可能由于其凋落物含有大量难分解的木质素和腐殖质,难以矿化,对于所有样点和土壤分层,2 种植物下的土壤全碳含量均无显著性差异^[12]。陆建忠等^[29]野外调查表明加拿大一枝黄花下土壤总碳含量达到 27500 mg·kg⁻¹,本

地种一枝黄花只有 $22000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 但 Kourtev 等^[15] 发现 2 个入侵种日本小檗和柔枝莠竹下的土壤总碳含量比本地种低。

更有一些研究, 本身的研究结果就不一致。Hook 等^[26] 在美国蒙大纳州草原开展的研究发现, 入侵种斑点矢车菊的碳库在一些样点比本地种小, 但在另一些样点却比本地种大。Scott 等^[20] 研究了欧洲多年生草本植物绿毛山柳菊入侵新西兰坡地丛生 (tussock) 草原后在不同空间尺度上对土壤和生态系统过程产生的影响, 土样采样深度为 10 cm, 结果是北坡方向的样点, 绿毛山柳菊下土壤全碳含量比本地种高, 而在朝南方向的样地, 显著地比在本地种低; 在小的空间尺度上, 绿毛山柳菊下的 C/N 较环状裸地和本地种下的高, 绿毛山柳菊、周围环状裸地和本地种下土壤 C/N 分别为 14、13 和 12, 原因可能与当地的小气候、土壤成分、环境条件和被入侵草原的初级净生产力相关。

2.2 对土壤碳库组成的影响

土壤碳库主要包括有机碳库和无机碳库, 无机碳的分布主要受土壤自身的质地与成土母质的控制, 也受到土壤某些特性和环境因素以及土壤有机碳矿化率的影响。土壤有机碳含量是输入土壤的动植物残体等有机物量和微生物分解造成有机物质的输出之间平衡的结果。目前主要开展的是关于外来植物入侵对土壤有机碳和微生物碳影响的研究, 但是, 与对于土壤碳库规模影响的研究一样, 外来植物入侵到底是增加还是减少入侵地土壤有机碳含量, 目前为止还没有一致的结论, 多数结论为无显著性差异, 但也有一些研究得出增加或减少土壤有机碳储量的结论。

程晓莉等^[4] 对比入侵长江河口九段沙湿地自然保护区 7a 的 C4 植物互花米草群落土壤碳库和已有 30a 的 C3 本地植物海三棱藨草 (*Scirpus triquetus*) 群落土壤碳库, 结果为互花米草群落下的土壤比海三棱藨草下土壤中的全碳、土壤有机碳 SOC 含量更高, 土壤无机碳含量无显著差别。在小空间尺度上, 入侵种绿毛山柳菊下土壤有机碳含量和土壤微生物碳含量较在其周边的环状裸地和本地种下高, 土壤有机碳含量分别为 $20.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $16 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[20]。新泽西州阔叶林外来植物入侵区域, 土壤表层 (5 cm) 土壤有机质比本地种低, 且差异性显著^[13]; Wolf 等^[31] 发现被黄花草木樨 (*Melilotus officinalis*) 入侵的区域, 土壤有机质含量范围为 1.60% ~ 10.74%, 而本地种下土壤有机质含量的范围为 3.67% ~ 12.57%。深圳内伶仃岛入侵时间约 14a 的薇甘菊土壤有机质含量随着薇甘菊覆盖度的增加而减少, 入侵区域是没有入侵区域土壤有机质的 0.58 倍^[32]。Koutika 等^[5] 研究结果为, 对于颗粒态有机物 POM (50 ~ 4,000 μm), 入侵种巨大一枝黄花 (*Solidago gigantea*) 下土壤颗粒态有机物含量比没有入侵点减少, 入侵种美国黑樱桃 (*Prunus serotina*)、大豕草 (*Heracleum mantegazzianum*) 和虎杖却增加了土壤颗粒态有机物含量。

更多的研究表明入侵种对土壤有机碳的影响不大。美国新泽西州海岸狐米草 (*Spartina patens*) 沼泽的入侵种为芦苇, 虽然两者生物量不同, 但是, 土壤有机碳含量无显著差异^[28]; Porazinska 等^[33] 在堪萨斯州的研究也证明入侵种样点土壤有机质含量与本地种样点间无差异; 陆建忠等^[29] 研究发现移栽实验中入侵种加拿大一枝黄花下土壤、本地种土壤以及裸地 3 者的土壤有机质含量无显著性差异, 均约为 $1750 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在野外调查中入侵种和本地种均比裸地高 120%, 但入侵种和土著种差异不大; 于兴军等^[24] 研究了中国西南地区常绿落叶阔叶混交林紫茎泽兰轻度入侵样地 (盖度较低 < 10%) 和紫茎泽兰重度入侵样地 (盖度较高 > 50%) 结果差异较小, 轻度入侵地: $(65.87 \pm 3.86) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 重度入侵地: $(71.10 \pm 3.22) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

土壤微生物碳是土壤有机质中最活跃和易变的部分, 外来植物入侵对于入侵地土壤微生物碳含量影响的研究结论也不统一。在堪萨斯州的研究发现微生物碳在本地种和入侵种下差异不大^[33]; 而 Belnap & Phillips^[34] 在美国犹他州的研究发现入侵种旱雀麦 (*Bromus tectorum*) 占优势的群落下土壤细菌生物量明显低于本地种旋芒针茅 (*Stipa comata*) 和长毛落芒草 (*S. hymenoides*)。群落的多样性也间接地影响微生物碳库, 当植物多样性从 32 种降到 1 种时, 土壤微生物生物量降低^[35]。Li 等^[36] 研究表明随着薇甘菊覆盖度的增加, 土壤微生物碳也增加, 覆盖度 100% 的薇甘菊的土壤微生物碳 ($997.64 \text{ mg kg}^{-1} \pm 27.01 \text{ mg kg}^{-1}$) 是覆盖率为 0 的研究点 ($245.68 \text{ mg kg}^{-1} \pm 30.62 \text{ mg kg}^{-1}$) 4.06 倍, 薇甘菊入侵导致更多的碳被微生物群落吸收, 这种结

果可能与薇甘菊多根系的特征有联系,薇甘菊根系可以分泌更多的有机酸和碳水化合物,这些分泌物有利于土壤微生物有机体的形成,并且刺激土壤微生物的生长和繁殖。表 1 总结了外来植物入侵对于土壤总碳、有机碳和微生物碳的影响。

表 1 外来入侵植物对土壤碳库各组成的影响

Table 1 Effects of exotic plant invasions on the composition of soil carbon pool

入侵植物 Invasive plants	全碳 Total carbon	有机碳 Organic carbon	微生物碳 Microbial carbon	地点 Sites	文献 References
山柳菊属植 <i>Hieracium pilosella</i>	不确定 Uncertain	不确定 Uncertain	+	新西兰 New Zealand	[20]
斑点矢车菊 <i>Centaurea maculosa</i>	不确定 Uncertain			美国蒙大纳州草原 Grassland in Montana, USA	[26]
互花米草 <i>Spartina alterniflora</i>	+	+		长江河口九段沙湿地 Shanghai Jiuduansha Wetland	[4]
巨大一枝黄花 <i>Solidago gigantea</i>	+	+		比利时 Belgium	[5][37]
美国黑樱桃 <i>Prunus serotina</i>	+	+		比利时 Belgium	[5][37]
玫瑰 <i>Rosa rugosa</i>	+	+		比利时 Belgium	[37]
加拿大一枝黄花 <i>Solidago canadensis</i>	+	+	+	上海 Shanghai 福建武夷山 Wuyi mountain in fujian province	[29] [38]
牧豆树 <i>Prosopis juliflora</i>		+		阿拉伯联合酋长国 United Arab Emirates	[39]
紫茎泽兰 <i>Ageratina adenophora</i>		+		云南西南的常绿阔叶落叶混合森林 Evergreen, broad-leaved-deciduous mixed forests in the southwest of Yunnan Province	[8]
紫茎泽兰 <i>Eupatorium adenophorum</i>		=		西南地区的常绿落叶阔叶混交林 Evergreen, broad-leaved-deciduous mixed forests in the southwest of China	[24]
虎杖 <i>Fallopia japonica</i>	—	—		比利时 Belgium	[5][37]
大豕草 <i>Heracleum mantegazzianum</i>	—	—		比利时 Belgium	[5]
日本小檗 <i>Berberis thunbergii</i>	—	—		美国新泽西州 New Jersey, USA	[13] [19]
柔枝莠竹 <i>Microstegium vimineum</i>	—	—		美国新泽西州 New Jersey, USA	[13]
黄花草木樨 <i>Melilotus officinalis</i>		—		美国洛矶山国家公园 Rocky Mountain National Park, USA	[31]
黄竹 <i>Dendrocalamus membranaceus</i>		—		云南西双版纳 Xishuangbanna in Yunnan Province	[40]
薇甘菊 <i>Mikania micrantha</i>		—	+	深圳内伶仃岛岛屿 Neilingding Island in Guangdong Province,	[32] [36]
斑点矢车菊 <i>Centaurea maculosa</i>		=		美国蒙大纳州 Montana, USA	[41]
芦苇 <i>Phragmites australis</i>		=		美国新泽西州 New Jersey, USA	[23][28]
千屈菜 <i>Lythrum salicaria</i>	=			美国明尼苏达州 Minnesota, USA	[30]
披碱草 <i>Elymus athericus</i>	=			法国西部盐沼湿地 Salt marsh in western France	[12]
旱雀麦 <i>Bromus tectorum</i>			—	美国犹他州 Utah, USA	[34]

+ :表示增加 increase, “—”:减少 decrease, = :差别不大 no changes

3 对于土壤有机碳矿化速率的影响

土壤有机碳的矿化作用直接影响到土壤中碳元素的释放与供应以及温室气体的形成和排放,它是在土壤微生物的参与下进行的将土壤中有机态化合物转化为无机态化合物过程的总称,是土壤碳循环的重要步骤。目前,外来植物入侵对土壤有机碳矿化速率影响的研究结论并不统一,可以说不同的研究者得出不同的结果。第一、使土壤碳矿化速率增加,美国科罗拉多大草原入侵植物地肤(*Kochia scoparia*)下的土壤碳矿化率比 6 个土著植物土壤碳矿化率平均增加了约 10%^[42];新西兰丛生草原被外来种绿毛山柳菊入侵后的土壤矿化速度,样品在实验室 25℃ 下经过 34 周的培养,绿毛山柳菊下积累 CO₂-C 呼吸接近 80 g·kg⁻¹ C,本地种早熟禾(*Poa*

spp.) 下为 $70 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{C}$, 环状裸地不到 $60 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{C}$, 分别是最初土壤全碳的 7.7%、6.8% 和 5.7%, 结果是外来种比本地种土壤矿化速度高^[20], 乌桕(*Sapium sebiferum*) 入侵植物比乌桕土著生态型的土壤有机碳矿化率更高^[7]。第二、使土壤碳矿化速率减少, 法国 Mont Saint-Michel 湾盐沼生态系统遭受外来植物入侵, 结果发现披碱草入侵 10a 后的盐沼湿地土壤碳矿化速率低于盐沼被入侵前的土壤碳矿化速率^[12]。第三、土壤碳矿化速率无变化或者结果不确定, 美国堪萨斯州草原外来入侵种高加索须芒草(*Andropogon bladhii*) 与本地种大须芒草(*Andropogon gerardii*) 和草地早熟禾(*Poa pratensis*) 占优势的草地的土壤碳矿化速率没有显著差异, 增加根际微生物的生长可刺激根际养分的矿化过程, 且碳矿化率在单一植物草地比在多种植物草地高^[33]; Koutika 等^[5] 在比利时中心区域选择 6 个 1 m^2 入侵区域和紧邻没有入侵的研究点各 3 个点, 采集土样, 采用塑料瓶培养的碱液吸收法测定土壤碳矿化, 结果是巨大一枝黄花在 3 个研究点有 2 个碳矿化率增加, 1 个接近相等, 美国黑樱桃 3 个点中有 1 个增加, 2 个减少, 虎杖碳 1 个减少, 1 个相等。被巨大一枝黄花入侵的土壤碳矿化增加(3 个点中有 2 个点)的原因可能是巨大一枝黄花凋落物量大, 最终增加了有机碳输入量, 而虎杖入侵点低的土壤碳矿化可能是虎杖比本地植物有更低的凋落物分解率和更低的凋落物输入土壤量。

不同研究得出的外来植物入侵后土壤有机碳矿化速率变化的多样性主要是由于影响土壤碳矿化速率因素的复杂性造成的, 包括有机物化学组成、可溶性有机碳含量、土壤温度、土壤水分、土壤 pH 值、土壤微生物群落特性等, 还受被矿化的有机化合物中不同元素含量比例等诸多因素的影响。应该说, 对于土壤有机碳矿化速率变化原因的分析要根据具体的植物种类、具体的研究地点和环境以及入侵的不同时间尺度来具体而定。另外, 取样样地数较少和空间的异质性也是造成研究结论不一致的原因。

4 对土壤呼吸的影响

4.1 对 CO_2 通量的影响

目前关于外来植物入侵对 CO_2 通量影响的研究比较少, 研究的结果也是不一致的。Kourtev 等^[13] 采集 5 cm 深度土样经过 4 h 培养, 测定结果为本地种、入侵种日本小檗和柔枝莠竹土壤基础呼吸(Soil basal respiration)最高值分别是 $12.8 \text{ CO}_2\text{-C } \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 和 $6 \text{ CO}_2\text{-C } \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, 入侵种土壤基础呼吸比本地种低, 而三者土壤呼吸速率(Soil respiration per g OM)最高分别是 $40.50 \text{ CO}_2\text{-C } \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 和 $45 \text{ CO}_2\text{-C } \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, 差异不大。入侵法国西部盐沼湿地的披碱草和本地种下 5 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 深度土壤呼吸同样差异不显著^[12]。为了排除土壤特性对于土壤呼吸在 2 者对比时的一致性, 邹建文等采用盆栽实验的方法比较了中国油脂树(乌桕)的入侵生态型和本地生态型土壤呼吸差别, 其中入侵生态型种子是在美国德克萨斯州乌桕树上摘的, 本地生态型种子在江苏摘的, 植物-土壤生态系统 CO_2 通量测量时间为从 5 月 8 日到 9 月 5 日, 结果是乌桕入侵生态型群落 CO_2 季节排放总量比本地土著生态型高, 而土壤呼吸测定结果是乌桕入侵生态型比乌桕土著生态型的土壤呼吸率高^[7]。姜丽芬比较了上海九段沙 3 种植物群落土壤呼吸的季节变化, 结果是本地种芦苇群落土壤呼吸速率最高, 本地种海三棱藨草和入侵种互花米草群落之间没有显著差异^①。

4.2 影响外来种和本地种土壤呼吸的因素

外来入侵植物主要是通过影响土壤有机质含量、土壤生物(微生物和动物)、微土壤环境, 入侵生态系统植被类型等一系列因素影响土壤呼吸。土壤微生物和根系呼吸作用主要是土壤中生物代谢作用的结果^[7]。入侵植物与本地植物之间根系的差异以及对微生物群落的影响是造成本地种和入侵种土壤呼吸差异的主要因素, 另外, 土壤动物群落的变化也不可忽视。

4.2.1 根系的差异

根系自养呼吸与根系的质量和新陈代谢行为紧密联系。入侵植物与本地植物在根系生物量和根系形态特征的差异都将影响到土壤根系呼吸。另外, 外来植物根系分泌物量更大或分泌与本地植物不同的分泌代谢

① 姜丽芬. 互花米草(*Spartina alterniflora*) 入侵对长江河口湿地生态系统生产过程的影响——入侵种与土著种的比较研究. 上海: 复旦大学生物学博士后流动站, 2005. 1 ~ 70.

物到土壤中,改变了根部土壤的理化性质,如特殊的渗出物、植物粘液、胶质及裂解物等,也将通过影响土壤中微生物的结构和功能影响土壤呼吸。乌柏入侵生态型比土著生态型土壤呼吸高的原因可能是乌柏入侵生态型有更大的根系生物量,同时能在根际产生更多的根系分泌物,更容易被土壤微生物利用,并能提供更多能量或物质刺激土壤微生物生长和活性^[7]。加拿大一枝黄花的分泌物改变了根部土壤的 pH 值,促进了好气性纤维素分解菌和硫化细菌的生长,抑制了反硫化细菌和嫌气性纤维素分解菌的数量增长,有利于土壤中碳元素的循环^[38]。程晓莉应用碳同位素技术发现互花米草对深层土壤有机碳库贡献小的原因与其根系垂直分配有直接联系^[4],而薇甘菊入侵提高了土壤微生物呼吸,可能与薇甘菊非常密集根系增加了土壤的空隙度有关^[32]。

4.2.2 微生物群落的差异

土壤微生物呼吸作用主要发生在土壤有机碳分解过程,包括植物根际微生物和土壤中微生物的异养呼吸^[7]。目前很多研究发现外来入侵植物(如紫茎泽兰、薇甘菊等)可引起土壤微生物群落结构和功能的变化^[6,8,43,32,36,38]。Li 等研究发现薇甘菊入侵改变了土壤微生物群落,温室培育过程中 AWCD 值的变化顺序是 0.97 ± 0.13 (薇甘菊覆盖率 100%) $> 0.52 \pm 0.04$ (80%) $> 0.40 \pm 0.05$ (38%) $> 0.37 \pm 0.06$ (0%),薇甘菊入侵点微生物群落消耗的碳比本地植物群落大,其对于碳资源利用的效率也比没有入侵区域高,土壤微生物功能在薇甘菊入侵后倾向于高的分解能力,表现为基础呼吸和葡萄糖诱导呼吸速率均增加^[32,36]。有些外来入侵植物利用其他的一些特性,例如新的养分获得策略,对土壤群落的功能和结构产生影响;有些直接改变土壤环境的物理属性,引起控制土壤群落成分和功能的土壤环境因素的变化^[43]。

另外,外来入侵植物通过改变微生物群落的多样性来影响土壤分解代谢能力。在哥斯达黎加热带低地 La Selva 生物站,Carney & Matson^[44]发现植物多样性对土壤微生物群落成分有很大的影响,同时发现碳循环受影响的主要原因可能不是通过成分的改变而是通过土壤微生物的丰富度的变化,土壤分解代谢潜力 (Soil catabolic potential) 随着植物多样性成分的增加而增加,分解代谢潜力与不同的微生物群落成分有很高的相互关系,微生物群落成分和他们的分解代谢能力之间的相互联系影响到土壤碳循环率。

4.2.3 环境因素

土壤呼吸与许多环境因素有关系,如温度和湿度,同时也受到土壤潜在养分的影响,研究者为了更深入了解环境因素在入侵植物对土壤呼吸的影响方面的作用,通过设计实验加以验证。Vinton & Goergen^[10]在美国内布拉斯加州奥马哈草原,选择一系列 4 m^2 的小样地,其一半由入侵植物无芒雀麦占优势,另一半由本地种柳枝稷占优势,采用 3 种处理:(a) 控制区域,没有加任何东西;(b) 施用 NH_4NO_3 ;(c) C 增加(蔗糖 $\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$),进行 2a 的处理(第 1 年是施肥 3 次,第 2 年 2 次),取土壤表面 10 cm,实验室培养滴定法测量,土壤呼吸是以 CO_2 吸收总量来表示,结果是控制区域 $2.5 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ d})$,增加氮肥区约 $2.25 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ d})$,增加碳区接近 $3.5 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ d})$;野外土壤呼吸是采用静态碱液吸收法测定,结果是控制区域的土壤呼吸速率居中($1.3 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ 12h})$),增加氮肥区域是 $1.1 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ 12h})$,增加碳区域是 $1.6 \text{ g C}/(\text{m}^2 \text{ 12h})$,碳增加提高了土壤呼吸,氮肥使用减少了土壤呼吸。邹建文等^[7]对乌柏的入侵生态型和本地生态型进行 2 种处理(施氮肥和不施氮肥),结果是氮肥增加了土壤-植物生态系统 CO_2 排放量和土壤呼吸率,乌柏入侵生态型的土壤-植物系统 CO_2 排放通量:施氮肥的平均值为 $363.5 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$,没有施氮肥为 $304.6 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$,乌柏入侵生态型施氮肥和没有施氮肥的土壤-植物系统分别比乌柏本地土著生态型的高 25 和 15%。

从已有的研究结果的可以推测入侵植物土壤呼吸率一般比本地植物高,因为在生理方面,入侵植物一般相对于本地植物有快速生长率和更高的光合作用率,另一方面大部分外来入侵植物增加了微生物群落的成分和功能,可能也增加了微生物呼吸,同时入侵植物一般比本地植物有更高的根系生物量以及不同的分泌物数量和种类,并可能改变根系新陈代谢行为和根系呼吸。但由于入侵植物种类繁多,而研究所选择的点和所比较的本地植物不同,测定结果也不一样,如互花米草就比本地植物土壤呼吸低。

5 讨论与展望

外来植物的大量入侵对于入侵地的生物多样性、生态系统结构、过程和功能、环境质量甚至社会经济发展

带来诸多不利影响。作为生态系统过程的一个重要内容,外来植物入侵无疑会对陆地生态系统地下碳过程产生一定的影响,因此,关于外来种入侵对于生态系统地下碳过程影响的研究日益增多。由于入侵植物种类较多,而外来种和本地种都有自己的生物学和生态学特征,被入侵地土壤背景也不相同,因此,外来植物入侵对生态系统地下碳过程的影响较为复杂,基于目前的研究现状,以下几个方面在今后的研究中应给予高度的重视:

(1) 被入侵生态系统内部的空间异质性,特别是微生境的差异对于该领域研究的最后结论影响较大,空间尺度问题在外来植物入侵对于生态系统地下碳过程影响的研究中作用不可忽视,因此,在今后的研究中,研究样地的空间尺度问题要综合考虑,最终使研究的结论具有更大的合理性、准确性和科学性。

(2) 入侵的时间尺度也是在今后研究中必须考虑的因素,入侵时间长度的不同,对于凋落物的输入和分解、地下碳库的规模和组成以及碳的输出都有影响,因此,今后研究中应尽量按照一定的入侵时间序列进行研究样点布设开展研究。

(3) 注重研究方法的不断探索和创新,目前常用的研究方法在已入侵点和未入侵点之间进行取样比较,并在此基础上探讨入侵对于地下碳过程的影响,这是一种可行的方法,但同时我们也需要引进一些新的方法和手段,如通过设置一个控制实验对影响机理进行深入的研究,也可以应用稳定性和放射性同位素技术及微根管方法研究凋落物的输入和分解过程以及入侵种和本地种的细根周转速率。

作为一个重要的全球性生态问题,揭示外来植物入侵对于生态系统地下碳循环的影响具有着重要的理论和现实意义,我国在该领域应作出自己的贡献,将来的研究应加强以下几个方面的工作:

(1) 根据入侵我国的外来植物的危害程度,重点选择若干个主要的入侵植物,进行深入系统的研究,以期得出外来植物入侵对于生态系统地下碳库和碳循环影响的一般性结论。

(2) 重点研究外来植物入侵对于被入侵区域土壤微生物群落结构、过程、功能和多样性的影响,并探讨以上特征的改变对于凋落物分解、土壤微生物碳的数量、土壤有机碳矿化速率以及碳通量的改变及变化机理。

(3) 通过设计严格环境条件控制实验,保证除一个环境因子变化外,其他环境条件不变,研究土壤温度、土壤水分、土壤 pH 值、土壤养分、土壤有机碳组分以及微生物群落特性等因素对于土壤矿化的影响。

(4) 针对典型的外来植物入侵区域,更多地 在群落和生态系统尺度上深入研究整个区域的碳输入和碳输出,得出碳平衡的最终结论。

(5) 将外来植物入侵对于陆地生态系统地下碳过程影响的研究与对于外来入侵植物的管理和天然植物群落的生态恢复联系在一起,通过对入侵机理的研究,力争找到防止可带来危害的外来植物入侵的有效防治途径和方法,为外来植物入侵防治提供科学依据。

References:

- [1] Peng S L, Xiang Y C. The invasion of exotic plants and effects of ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(4): 560—568.
- [2] Ehrenfeld J G. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 2003, 6: 503—523.
- [3] Levine J M, Vila M, D'Antonio C M, *et al.* Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 2003, 270: 775—781.
- [4] Cheng X L, Luo Y Q, Chen J Q, *et al.* Short-term C4 plant *Spartina alterniflora* invasions change the soil carbon in C3 plant-dominated tidal wetlands on a growing estuarine Island. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38: 3380—3386.
- [5] Koutika L S, Vanderhoeven S, Chapuis L, *et al.* Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. *Biol Fertil Soils*, 2007, DOI 10. 1007/s00374-007-0210-1.
- [6] Drenovsky R E, Batten K M. Invasion by *Aegilops triuncialis* (barb goatgrass) slows carbon and nutrient cycling in a serpentine grassland. *Biological Invasions*, 2007, 9: 107—116.
- [7] Zou J W, Rogers W E, DeWalt S J, *et al.* The effect of Chinese tallow tree (*Sapium sebiferum*) ecotype on soil-plant system carbon and nitrogen processes. *Oecologia*, 2006, 150: 272—281.
- [8] Niu H B, Liu W X, Wan F H, *et al.* 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*, 2007, 294: 73 – 85.
- [9] Schlesinger W H. Carbon sequestration in soils. *Science*, 1999, 284: 2095.
- [10] Vinton M A, Goergen E M. Plant-Soil Feedbacks Contribute to the Persistence of *Bromus inermis* in Tallgrass Prairie. *Ecosystems*, 2006, 9: 967 – 976.
- [11] Chen H L, Li Y J, Li B, *et al.* Impacts of exotic plant invasions on soil biodiversity and ecosystem processes. *Biodiversity Science*, 2005, 13(6): 555 – 565.
- [12] Valéry L, Bouchard V, Lefeuvre J C. Impact of the invasive native species *Elymus Athericus* on carbon pools in a salt marsh. *Wetlands*, 2004, 24(2): 268 – 276.
- [13] Kourtev P S, Huang W Z, Ehrenfeld J G. Differences in earthworm densities and nitrogen dynamics in soils under exotic and native plant species. *Biological Invasions*, 1999, 1: 237 – 245.
- [14] D'Antonio C M, Vitousek P M. Biological invasions by exotic grasses, the grass /fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1992, 23: 63 – 87.
- [15] Rothstein D E, Vitousek P M, Simmons B L. An Exotic Tree Alters Decomposition and Nutrient Cycling in a Hawaiian Montane Forest. *Ecosystems*, 2004, 7: 805 – 814.
- [16] Shao H, Peng S L, Zhang C, *et al.* Allelopathic potential of *Mikania micrantha*. *Chinese Journal of Ecology*, 2003, 22(5): 62 – 65.
- [17] Huenneke LF, Vitousek P M. Seedling and clonal recruitment of the invasive tree, *Psidium cattleianum*; implications for management of native Hawaiian forests. *Biodiversity and Conservation*, 1989, 53(1): 199 – 211.
- [18] Allison S D, Vitousek P M. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai 'i. *Oecologia*, 2004, 141: 612 – 619.
- [19] Ehrenfeld J G, Kourtev P, Huang W Z. Changes in soil functions following invasions of exotic under story plants in deciduous forests. *Ecological Applications*, 2001, 11(5): 1287 – 1300.
- [20] Scott N A, Saggar S, McIntosh P D. Biogeochemical impact of *Hieracium* invasion in New Zealand 's grazed tussock grasslands; sustainability implications. *Ecological Applications*, 2001, 11(5): 1311 – 1322.
- [21] Gordon D R. Effects of invasive, Non-Indigenous Plant Species on ecosystem process: lessons from Florida. *Ecological Applications*, 1998, 8(4): 975 – 989.
- [22] Saeed M A, Salir A W. Antimicrobial studies of the constituents of Pakistani *Eucalyptus* oils. *Journal of faculty of pharmacy of GaZi*, 1995, 2(2): 129 – 140.
- [23] Windham L, Weis J S, Weis P. Lead uptake, distribution and effects in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Marine Pollution Bulletin*, 2001, 42: 811 – 816.
- [24] Yu X J, Yu D, Lu Z J, *et al.* A new mechanism of invader success: exotic plant inhibits natural vegetation restoration by changing soil microbe community. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(9): 896 – 903.
- [25] 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.
- [26] Hook P B, Olson B E, Wraith J M. Effects of the Invasive Forb *Centaurea maculosa* on grassland Carbon and Nitrogen Pools in Montana, USA. *Ecosystems*, 2004, 7: 686 – 694.
- [27] Dangles O, Jonsson M, Malmqvist B. The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. *Biological Invasions*, 2002, 4(4): 441 – 446.
- [28] Windham L, Lathrop R G. Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 1999, 22: 927 – 935.
- [29] 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. *Biodiversity Science*, 2005, 13(4): 347 – 356.
- [30] Hager H A. Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia*, 2004, 139: 140 – 149.
- [31] Wolf J J, Beatty S W, Seastedt T R. Soil characteristics of Rocky Mountain National Park grasslands invaded by *Melilotus officinalis* and *M. alba*. *Journal of Biogeography*, 2004, 31: 415 – 424.
- [32] Li W H, Zhang C B, Jiang H B, *et al.* Changes in soil microbial community associated with invasion of the exotic weed, *Mikania micrantha* H. B. K. *Plant and Soil*, 2006, 281: 309 – 324.
- [33] Porazinska D L, Bardgett R D, Blaauw M B, *et al.* Relationships at the aboveground-belowground interface: plants, soil biota, and soil processes. *Ecological Monographs*, 2003, 73(3): 377 – 395.
- [34] Belnap J, Phillips S L. Soil biota in an ungrazed grassland: response to annual grass (*Bromus tectorum*) invasion. *Ecological Applications*, 2001, 11: 1261 – 1275.

- [35] Spehn E M, Joshi J, Schmid B, *et al.* Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil*, 2000, 224: 217–230.
- [36] Li W H, Zhang C B, Gao G J, *et al.* Relationship between *Mikania micrantha* invasion and soil microbial biomass, respiration and functional diversity. *Plant and Soil*, 2007, 296: 197–207.
- [37] Sonia V, Nicolas D, Pierre M. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil*, 2005, 275: 169–179.
- [38] Shen L H, Guo Q X, Lin W X, *et al.* Impacts of Invasive Alien Weed *Solidago canadensis* L. on Microbial Population in the Root Soil. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23 (4): 323–327.
- [39] El-Keblawy A, Al-Rawai A. Impacts of the invasive exotic *Prosopis juliflora* (Sw.) D. C. on the native flora and soils of the UAE. *Plant Ecol*, 2007, 190: 23–35.
- [40] Xue J Y, Tang J W, Sha L Q, *et al.* Variation of Soil Nutrient Dynamics under *Dendrocalamus membranaceus* Foest in Xishuangbanna. *Journal of Northeast Forestry University*, 2002, 30(5): 27–31.
- [41] Sperber T D, Wraith J M, Olson B E. Soil physical properties associated with the invasive spotted knapweed and native grasses are similar. *Plant and Soil*, 2003, 252: 241–249.
- [42] Vinton M A, Burke I C. Interactions between individual plant species and soil nutrient status in shortgrass steppe. *Ecology*, 1995, 76: 1116–1133.
- [43] Wolfe B E, Klironomos J N. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. *Bioscience*, 2005, 55 (6): 477–487.
- [44] Carney K M, Matson P A. Plant Communities, Soil Microorganisms, and Soil Carbon Cycling: Does Altering the World Belowground Matter to Ecosystem Functioning? *Ecosystems*, 2005, 8: 928–940.

参考文献:

- [1] 彭少麟, 向言词. 植物外来种入侵及其对生态系统的影响. *生态学报*, 1999, 19(4): 560–568.
- [11] 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.
- [16] 邵华, 彭少麟, 张弛, 等. 薇甘菊的化感作用研究. *生态学杂志*, 2003, 22(5): 62–65.
- [24] 于兴军, 于丹, 卢志军, 等. 一个可能的植物入侵机制: 入侵种通过改变入侵地土壤微生物群落影响本地种的生长. *科学通报*, 2005, 50(9): 896–903.
- [29] 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.
- [38] 沈荔花, 郭琼霞, 林文雄, 等. 加拿大一枝黄花对土壤微生物区系的影响研究. *中国农学通报*, 2007, 23(4): 323–327.
- [40] 薛敬意, 唐建维, 沙丽清, 等. 黄竹侵入对热带林地土壤养分的影响. *东北林业大学学报*, 2002, 30(5): 27–31.