互花米草入侵对土壤生态系统的影响*

曾 艳[1] 田广红[2] 陈蕾伊[1] 李 静[1] 安 东[2] 雷振胜[2] 唐 虹[2] 彭少麟[1**]
([1]中山大学有害生物控制与资源利用国家重点实验室, 广州 510006; [2]珠海淇澳-担杆岛省级自然保护区管理处, 广东珠海 519000)

摘 要 互花米草是全球海岸滩涂湿地生态系统最成功的入侵植物之一,对中国沿海湿地土壤生态系统也产生了重大影响。本文主要从入侵地土壤生态系统的结构组分(土壤微生物和土壤动物)与物质循环(土壤碳循环、氮循环、磷循环和重金属元素)两大方面,综述了近年来国内外互花米草入侵对沿海滩涂与河口地区土壤生态系统的影响。此外,本文还指出了未来互花米草的研究方向,包括加强互花米草对入侵地土壤微生物的影响的研究,整合互花米草对地上、地下资源竞争和生态过程影响的研究,以及互花米草在全球变化大背景下入侵动态预测。

关键词 互花米草; 土壤微生物; 土壤动物; 土壤营养; 生态恢复
中图分类号 Q142.3 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)9-2080-08

Influence of *Spartina alterniflora* invasion on soil ecosystem: A review. ZENG Yan[1], TIAN Guang-hong[2], CHEN Lei-yi[1], LI Jing[1], AN Dong[2], LEI Zhen-sheng[2], TANG Hong[2], PENG Shao-lin[1**] ([1]*State Key Laboratory of Biocontrol*, *Sun Yat-Sen University*, *Guangzhou* 510006, *China*; [2]*Management Office of Qi' ao-Dangan Provincial Nature Reserve*, *Zhuhai* 519000, *Guangdong*, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, **30**(9): 2080-2087.

Abstract: *Spartina alterniflora* is one of the most successful invasive weeds in global estuaries and coastal wetland areas, and also, has major impacts on the coastal wetland soil ecosystems in China. This paper summarized the recent researches about the influence of *S. alterniflora* invasion on the soil ecosystems in estuaries and coastal wetland areas, mainly from the aspects of soil structural constituents (soil microbes and soil animals) and matter (carbon, nitrogen, phosphorus, and heavy metals) cycles. The shortcomings of the ongoing researches were discussed, and the future research emphases, *e. g.*, the influence of the invasion on soil microbes, the integration of the studies of above- and below-ground resources competition between *S. alterniflora* and native plants and related ecological processes, as well as the simulation and prediction about the invasion dynamics of *S. alterniflora* under the background of global climate change, were suggested.

Key words: *Spartina alterniflora*; soil microbe; soil animal; soil nutrient; ecological restoration.

互花米草(*Spartina alterniflora*)为禾本科米草属多年生草本植物。互花米草根系和地下茎十分发达,其主要繁殖方式为分蘖繁殖和种子繁殖(王卿等,2006)。互花米草原产于大西洋沿岸,因其保滩护岸、防风固堤的作用明显,中国于1979年将其引入,现在广东、福建、江浙一带,山东、辽宁等省市沿海地区都有分布(Yang *et al.*,2009)。但是,由于互花米草适应范围广、繁殖能力强,其种群已对中国引种地的生态系统构成严重威胁,成为中国海岸盐沼中入侵最严重的外来植物(郭云文等,2007)。2003年中国国家环保总局将互花米草列入外来入侵种名单(李富荣等,2007;Yang *et al.*,2009)。

目前有关互花米草入侵的研究主要集中于互花米草的入侵特征、入侵对本地生态系统造成的影响,以及与之相关的防除技术这3大方面(Patten,2002;

* 珠海市科技计划项目(pc20081003)、广东省林业局科技计划项目(2008-13)和教育部博士点基金项目(20090171110033)资助。
** 通讯作者 E-mail: lsspsl@mail.sysu.edu.cn
收稿日期: 2011-01-15 接受日期: 2011-06-09

Fisher *et al.*,2005;Li & Zhang,2008;Wang *et al.*,2008)。互花米草的入侵特征包括其繁殖特性(张东,2006;张茜等,2007;Deng *et al.*,2009)、能量利用特点(Barlocher *et al.*,2003)、与本地物种竞争作用(陈中义等,2005b;Touchette *et al.*,2009)等;造成的影响有对本地生物多样性构成威胁(陈中义等,2005;周军等,2007),对土壤微生物群落结构与功能的影响(Bagwell & Lovell,2000a;周虹霞等,2005),对本地食物链结构产生影响(Holdredge *et al.*,2010),制约本地经济发展等;防除技术可概括为物理、化学和生物3个方面,但是到目前为止没有一种有效的技术得到广泛应用。王卿等(2006)综述了影响互花米草入侵的因子,认为海平面上升、海水富营养化、全球变暖、频繁的人为引入与干扰,都促使互花米草在个体和群落水平上对胁迫环境产生了较强的适应能力;同时,由于缺乏天敌以及与本地植物、土壤生物的共生关系,导致互花米草大面积爆发。然而,有关互花米草入侵对地下生态过程影响的研究还较为匮乏,尤其是对它与土壤生物之间关系的研究不够充分。

作为生态系统中诸多生态过程(如营养物质循环、水分平衡,凋落物分解等)的参与者和载体,土壤的生物学特性和理化性质是生态系统功能的重要指征(张玉兰和陈利军,2010)。研究互花米草入侵对土壤生态系统的影响对全面评估其入侵的生态学后果和入侵机制有重要意义。本文主要从土壤生物(包括土壤微生物和土壤动物)和土壤物质循环两方面,综述了互花米草入侵对土壤生态系统造成的影响。

1　互花米草入侵对本地土壤生态系统结构组分的影响

1.1　土壤微生物

土壤微生物的生理功能多样性和群落功能多样性与地上植物生长有密切关系。研究入侵植物对湿地生态系统土壤微生物组成的影响,能够深入了解外来植物入侵对生态系统功能所带来的后果(Moseman *et al.*,2009)。因此全面评估互花米草与土壤微生物间的相互作用会对其耐受性和适应性的了解更深入,有助于通过明晰入侵机制,控制其继续蔓延。

互花米草生长在厌氧或厌氧与好氧交替的滨海盐沼土壤环境中,具有以下3个特点:1)高生物量和高生产力(清华等,2008),能够为土壤微生物提供丰富的碳源;与光滩相比,互花米草所在的土壤中通常具有更多微生物赖以生长的碳源种类,因此,其生长的土壤中的微生物量也相应较高(周虹霞等,2005)。2)地上部分群落密度大,对地下微生物群落的影响力也很大(Batten *et al.*,2006;Li & Zhang,2008);互花米草的生长会使潮间带土壤微生物功能群种类增多,微生物酶活性显著增高,同时土壤理化性质也随之改变(孙炳寅和朱长生,1989;周军等,2007;张祥霖等,2008)。虽然互花米草的生长会使裸滩土壤微生物增加,但与本地植物的生长相比,其生长地的土壤微生物群落多样性和均匀度仍然低于本地植物芦苇和海三棱藨草群落(王蒙,2006)。3)根系发达,密集的根系对土壤微生物群落结构有显著影响(Ravit *et al.*,2003)。这些特点使互花米草能够与本地滨海湿地植物区分,直接造成土壤微生物生态系统的改变;通常在潮间带或受潮汐影响的河滩上形成密集的单物种群落(王卿等,2006),并依赖丛枝真菌(AMF)获取营养(Van der Heijden *et al.*,2008)。AMF对外来种互花米草和本地种芦苇氮磷吸收都有促进作用并具有种间差异(李敏等,2009)。Shah等(2009)从互利-共生-寄生3个方面阐述AMF与外来与本地植物宿主的相互关系,相反地,外来植物入侵也可以改变AMF的群落结构和功能。有关互花米草根系AMF的研究还非常有限,仅有的研究均是盆栽试验(Mchugh & Dighton,2004;李敏等,2009),这使得揭示互花米草的入侵机制受到限制。

对互花米草根际微生物群落动态、优势种筛选、遗传多样性等分子生物学方面的研究大多集中在互花米草的根际固氮微生物及其固氮基因 *nifH*(Lovell *et al.*,2000, 2008;Moisander *et al.*,2005)。这是否与互花米草的入侵特性有关,尚无定论,但互花米草根系固氮微生物是互花米草的氮供给的主要来源(Bagwell & Lovell,2000b)。为定量估测互花米草根系固氮生物对环境扰动的响应,对米草生长的土壤施肥1年,发现互花米草高度增长近3倍,但其根系固氮微生物并无变化。分析结果显示,固氮微生物具有高度空间异质性,出现对环境扰动产生弹性恢复的原因可能是固氮微生物具有各自的空间生态位(Bagwell & Lovell,2000b)。

上述研究表明,入侵种互花米草对土壤微生物的影响依赖于其密集的根系,使其入侵的潮间带土

壤微生物种类、酶活性显著升高,同时微生物群落结构稳定,综合起来增强互花米草资源利用能力,加强其入侵力。但是,对于互花米草根际特有益生菌的研究甚少,有待进一步研究;另外,国内有关互花米草的研究还需进一步强化土壤微生物与环境变化因子的关联性,及其反馈作用。

1.2 土壤动物

互花米草根据入侵生境的不同,对底栖动物的群落结构、种群数量、种群密度和物种丰富度均会产生不同的影响。入侵光滩后,互花米草区的底栖动物总密度和丰富度大于相邻光滩(Dumbauld *et al.*, 1999;Hedge & Kriwoken,2000);但也有研究表明,其底栖动物种群数量小于光滩,物种丰富度明显降低(陈中义等,2005a)。周晓等(2006)调查了九段沙湿地本地植物海三棱藨草带、芦苇带和入侵植物互花米草带3种生境后发现,海三棱藨草带底栖动物密度最高,互花米草带下底栖动物的种类组成与其他生境有一定差异,但种类数、密度和多样性处于平均水平。陈中义等(2005a)的调查显示,互花米草的入侵显著降低了大型底栖无脊椎动物的物种多样性,但是对密度无显著影响,并认为其入侵所引起的植物群落高度、密度、盖度、生物量的变化可能是这种改变的主要原因。与红树林区底栖动物的栖息密度、种类多样性、丰度相比,互花米草区的较大(洪荣标等,2005)。

影响大型底栖动物群落特征的因素有很多,通过BIO-ENV分析显示沉积物粒径和潮位是主要因素(谢志发等,2007)。互花米草的入侵能够改变滩涂沉积物分解速率和空间沉积物分布格局(Wang *et al.*,2006)。低潮位米草带底上动物甲壳类动物占优势,高潮位米草带底内动物多毛目环节动物占优势(Flynn *et al.*,1998)。另外,潮间带大型底栖动物的密度和生物量具有显著的季节波动特性(王睿照和张利权,2009),崇明东滩的调查显示,米草中心带底栖动物的种类变化趋势表现为夏=秋>春>冬,多样性变化趋势为夏>秋>春>冬,生物量变化趋势夏>冬>春>秋,密度变化趋势为秋>夏>冬>春(徐晓军等,2006a)。在互花米草为单优群落的滩涂上,大型底栖动物多以甲壳动物和软体动物为优势种(洪荣标等,2005;谢志发等,2007),且底栖动物种类数、群落密度和多样性等指标平均值均随土层深度增加而减小,即:上层>中层>下层(徐晓军等,2006b)。

大型底栖无脊椎动物是河口湿地生态系统中营养循环的关键类群(陈中义等,2005a),互花米草的入侵会改变底栖无脊椎动物和线虫的营养功能群落(Li *et al.*,2009),间接造成食物链结构改变带来的影响鲜有报道。有必要结合生境、物种种类、共生植物和微生物等多方面的因素进行分析,同时加强不同时间尺度的研究,有助于全面客观评价互花米草对底栖动物的影响。

2 互花米草入侵对本地生态系统物质循环的作用

外来植物入侵与土壤养分循环的关系相当密切(Ehrenfeld,2003),由于外来植物的蔓延,造成入侵地土壤群落组成发生改变,从而导致营养循环的过程的变化。例如,植物入侵通过改变土壤微生物硝化微生物群落来改变氮循环(Hawkes *et al.*,2005),北美科罗拉多高原干旱草原的入侵植物通过改变凋落物的数量和质量、氮矿化效率以及氮以气体形式的流失率,改变当地土壤氮循环(Evans *et al.*, 2001)。室内模拟实验发现,本地种针茅灯心草(*Juncus roemerianus*)对互花米草的遮阴作用不会减轻它对本地植物所在区域的入侵情况,预示地下对资源的竞争与入侵密切相关(Brewer,2003)。

互花米草入侵中国沿海滩涂,在其对本地土壤生态系统物质循环的影响方面,中国学者做了大量研究,包括土壤养分库,土壤微生物群落,气体排放等方面的内容,主要研究地区集中在长江口滨海湿地,漳江口红树林湿地,由于各地区研究对象不相同,研究结果也不尽一致,主要是由不同植被的生物量空间分布,凋落物分解和其所处环境的沉积动力差异造成的(Ehrenfeld,2003;高建华等,2007)。

2.1 氮循环

氮是互花米草生长的限制性因子,互花米草生长会促进湿地土壤全氮含量的积累(Zhou *et al.*, 2008),而潮间带过量的氮又会进一步增强互花米草的入侵(Mendelssohn & Morris,2000;Tyler *et al.*, 2007)。在崇明滩的研究调查显示,互花米草群落的氮库高于本地群落海三棱藨草和芦苇,其入侵显著改变了本地湿地土壤生态系统的氮循环(Li *et al.*,2009;Liao *et al.*,2007)。土壤氮含量的增加会显著影响互花米草生长速率与生物量分配(Zhao *et al.*,2010);然而,在密西西比的研究发现,氮添加对互花米草入侵的有利性不明显(Brewer,2003)。

影响互花米草对氮获取与利用的因素很多,包括季节、盐度、淹水等环境因子、招潮蟹等环境扰动

因子。互花米草根际共生固氮生物(diazotroph)组成稳定,对其碳资源获取能力进行强烈干扰后,互花米草氮资源获取能力不会受到影响(Lovell *et al.*, 2000),这可能是与固氮生物种类多有关,Moisander等(2005)对固氮基因的序列分析显示,米草枯杆表面固氮微生物至少有 8 种。而基于 DGGE 和 PCA 实验分析结果显示,固氮菌受季节影响(Gamble *et al.*,2010)。互花米草对氮的吸收还受盐度、淹水、硫化物等其他环境因子的影响(Farnsworth & Meyerson,2003)。

由以上研究可知,根际共生固氮微生物作为互花米草氮资源的主要供给者,氮又是互花米草生长的关键因子之一,一方面对互花米草根际固氮微生物的系统研究显得尤为迫切,可筛选对米草共生固氮菌敏感的环境胁迫因子,对互花米草入侵地管理可能是一个很好的措施;另一方面,土壤碳氮比能够反映土壤微生物对氮资源的利用情况,联系互花米草入侵对土壤碳循环产生的影响,可结合碳因子与土壤微生物群落结构与酶活性,探讨互花米草对土壤氮资源的利用情况。

2.2　碳循环

互花米草长期入侵对湿地碳汇的影响显著,但是根据入侵地本地植物生态位的不同,互花米草对土壤碳库的影响不同。互花米草入侵福建漳江口湿地后,土壤碳汇出现衰退,红树林-米草共生区碳库相较红树林区减少 20%;纯米草区则相当于红树林区的 64%,碳库减少了 30%;米草入侵约 40 a 后,红树林-米草共生群落的碳密度减小 40 t C · hm^{-2}(张祥霖等,2008)。这与土壤酶系统有关,试验表明供试样地共生区表层蔗糖酶活性仅相当于红树林下的 70%,米草区表层土壤蔗糖酶活性仅为红树林的 57%。江苏沿海的互花米草入侵碱蓬(*Suaeda salsa*)带的研究表明,互花米草入侵 8 ~ 14 a,其土壤有机碳与本地植物碱蓬生长的土壤相较升高 27.0% ~ 69.6%,在 0 ~ 10 cm 土层,互花米草根际土壤有机碳积累速率可以达到 0.213 t C · hm^{-2},大于中国农田碳积累速率 0.151 t C · hm^{-2},显著增加生态系统的初级生产力、碳封存能力(carbon sequestration)(Liao *et al.*,2007;全桂香和严金龙,2010;Zhang *et al.*,2010)。

互花米草滩有机碳含量受到粒度效应的影响,随着细颗粒沉积物的增多而增大;此外,植被生物量也会显著影响土壤有机碳含量。互花米草地上和地下生物量是碱蓬的 5 倍,土壤有机碳含量与地下生物量显著相关(高建华等,2007;Zhang *et al.*,2010),互花米草的净初级生产力 21.6 t C · hm^{-2} · a^{-1} 比本地植物海三棱藨草与芦苇分别高 14.4、4.7 t C · hm^{-2} · a^{-1},凋落物分解速率小于 2 种本地植物(Liao *et al.*, 2007)。招潮蟹掘洞对盐沼湿地土壤生态系统营养循环的生物扰动作用不可忽视,调查长江口本地植物芦苇、入侵植物互花米草与光滩上蟹类掘洞数量的结果表明,土壤翻新至湿地表面的净流动速率分别是 1.72、1.10、3.75 t C · hm^{-2} · d^{-1},相应地土壤更新时间分别是 2.89、4.07、1.83 年;蟹类洞穴能够促进深层土壤与表层混合,增加有机质分解速率,促进植物对营养成分再利用(Wang *et al.*,2010)。

互花米草滩土壤有机碳含量对于其所在土壤生态系统中的土壤动物有重要作用。在原产地,作为先锋种用于湿地恢复,恢复初期(10 a)湿地的次级生产力、底栖群落物种多样性和土壤性质不会发生很大变化(Craft *et al.*,1999)。非线性回归分析显示,对于以互花米草为先锋种的恢复湿地来说,5 g · kg^{-1}(5 t C · hm^{-2},0 ~ 10 cm)的土壤全碳含量以及 5 t C · hm^{-2}(0 ~ 10 cm)大有机体(包括活的和死的根及根际草甸)是维持底内动物密度的阈值(Craft & Sacco,2003)。

海岸湿地中的碳主要有 2 个来源,一是来源于湿地生物初级生产和次级生产的输入,二是通过潮水带来的颗粒态和溶解态物质的输入。根据入侵我国互花米草生长生境的不同,互花米草对湿地碳汇产生不同影响,主要是与其竞争的土著植物有关。米草入侵后,湿地碳来源中,生物初级生产和次级生产的输入量改变,进而改变被沉积物吸附后在地层中积累量,最终生物地球化学循环过程受到较大程度的影响,这一问题有待进一步研究。

2.3　磷循环

互花米草入侵对土壤磷营养元素的影响研究并不多,现有研究表明,互花米草入侵光滩和草本植物滩涂,使得土壤全磷含量与微生物酶活性升高。互花米草入侵崇明东滩潮滩芦苇湿地,芦苇/米草共生区土壤全磷含量(0.7 g · kg^{-1})大于芦苇湿地(0.3 g · kg^{-1})(王红丽等,2010);入侵红树林湿地,土壤全磷含量升高(张祥霖等,2008)。湿地恢复过程中,生长时间相同的天然米草带和人工重建米草带相比,全磷并无差异,而人工重建米草带 10 ~ 30 cm 深土壤有效磷含量要远高于天然米草带(Craft *et*

al.,1999)。使用沙质基质培养互花米草的室内控制实验结果说明,磷是其生产力限制因素,但添加氮元素后,互花米草生产力比单独施氮条件下的大(Mendelssohn & Morris,2000)。氮元素与磷元素对互花米草生产力的影响可进一步解释为,当氮磷比大于30~35时,互花米草生长受磷限制,小于30~35时,生长受氮限制(Craft *et al.*,1999)。

有关互花米草带土壤磷含量的研究不能片面下结论,需要结合其他因素考虑。以往的研究都肯定氮是滨海湿地植物生产力的限制性因子,但是Sundareshwar等(2003)指出,湿地土壤中的细菌群落受磷限制,对氮转化细菌的磷限制能够影响植物对碳的固定、储存与释放,间接影响植物生产力;海岸带梯度也是不可忽略的因素,米草带土壤有效磷含量是沿向海方向的海岸带递减(Zhou *et al.*,2008)。近几十年,人类活动增加了湿地生态系统氮与磷等元素的输入,对土壤营养成分的转化产生影响,使我们对湿地生态系统营养循环的理解更加复杂。

2.4 重金属

在河口海岸带污染严重的地区,互花米草对重金属元素具有吸收与同化的作用。互花米草对重金属元素如铬、锰、硒的吸收主要通过其根部,经过转化从叶片上的盐腺释放,另外一些元素铜、铁、镍、锌主要沉积在植物根部,盐腺只释放出少部分(Ansede *et al.*,1999; Burke *et al.*,2000; Hempel *et al.*,2008)。对于其他的盐沼植物如芦苇,其叶片组织释放重金属元素汞的速率要比互花米草慢2~3倍,同时钠的释放速率也要低于互花米草(Windham *et al.*,2001)。互花米草地上部分对铜、锌、铅、镉的吸收和滞留能力要高于芦苇与海三棱藨草两种本地植物(全为民等,2006,2007)。互花米草对重金属元素的富集作用,能够净化湿地环境,同时也能够改变湿地生态系统生物地球化学循环过程,有可能是河口、沿海湿地水体和食物网输入更多重金属物质,使湿地成为重金属源而不是汇(全为民等,2007)。

以上研究表明,互花米草入侵能够造成入侵地土壤物质循环的改变。一方面,这与土壤微生物群落受到影响密切相关,但这种变化是否对本地和外来植物产生不一样的反馈作用以及反馈途径有待进一步研究,同时对互花米草成功入侵机制性研究提供借鉴。另一方面,湿地在生物地球化学循环中的作用具有不可替代性,互花米草入侵造成湿地土壤物质循环的改变,对这一循环影响深度如何,是一个有待解决的问题。

3 总结与展望

3.1 总结

国内关于互花米草对入侵地土壤生态系统的研究日趋深入,已经开始对土壤微生物群落结构和功能、土壤动物密度和丰富度,以及对土壤营养元素和重金属循环的影响有所研究。本文总结现有的互花米草对不同入侵生境的土壤生态系统研究:互花米草地上和地下群落密集,入侵光滩、草本、木本植物滩涂不同生境后,形成单优群落,对土壤理化性质及微生物群落产生不同程度影响,由于入侵生境植被群落高度、密度、盖度和生物量差异,研究地区时空差异,得出不同结论(表1)。

3.2 展望

3.2.1 加强互花米草对入侵地土壤微生物的影响研究 生物入侵的机制研究中,主要研究是关于本地种竞争地上可利用资源,还有一些涉及到改变入侵地土壤生态系统的结构与功能(Klironomos,2002; Ehrenfeld,2003; Callaway *et al.*,2004)。Callaway等(2004)通过比较使用原产地欧洲的土壤和入侵地北美的土壤对入侵植物斑点矢车菊的生长影响,得出结论:斑点矢车菊原产地土壤对其有更强的抑制效应,而入侵地土壤微生物对矢车菊生长有正反馈作用,土壤微生物-植物反馈不可忽略,土壤微生物对外来植物入侵的反馈作用会促进或抑制入侵过程。因此,研究土壤微生物-互花米草反馈条件、途径,不仅有利于防治互花米草,而且对充分揭示其入侵机制具有理论意义。

3.2.2 整合互花米草对地上、地下资源竞争和生态过程的研究 互花米草生长的滨海湿地有较特殊的水文、地理环境,其植被种类少、动物多样性不高。互花米草大面积入侵不但通过影响候鸟迁徙、底栖动物分布等影响滨海湿地食物链结构,而且改变湿地基质,因此有必要科学地整合互花米草对滨海湿地生态系统的威胁,包括其植物残体和根系对土壤微生物结构和功能的改变、对土壤基质和营养循环的影响,地上植物群落对底栖动物、候鸟以及本地植物的影响,从中找出关键环节,将互花米草对入侵地的影响最低化。

3.2.3 加强互花米草在全球变化大背景下的动态研究 在全球变化大背景下,互花米草生长会受到

表 1　互花米草入侵对不同生境土壤生态系统的影响

Table 1　Influence of the invasion of *Spartina alterniflora* diverse soil ecosystems

入侵生境	土壤生态系统		影响程度	影响因素	来源
光滩	土壤结构组分	土壤微生物	土壤微生物量,功能群和酶活性升高	互花米草地下生物量大	孙炳寅和朱长生,1989; Dumbauld *et al.*,1999; Hedge & Kriwoken,2000; 陈中义等,2005a
		土壤动物	对大型底栖动物的影响无定论	研究地区的时空差异	Batten *et al.*, 2006; 周晓等, 2006; Li & Zhang,2008
	土壤物质循环	碳循环	土壤有机碳、微生物碳、蔗糖酶含量升高	互花米草根系发达,对氮有固定作用	全为民等, 2007; Zhou *et al.*, 2008
		氮循环	土壤全氮、微生物氮、酶活性升高		
		磷循环	土壤全磷、磷酸酶含量升高		
		重金属	提高重金属元素富集作用		
草本植物滩涂	土壤结构组分	土壤微生物	微生物多样性、均匀度降低	宿主植物及土壤环境的选择压力	陈中义等, 2005b; 周虹霞等, 2005; 王蒙, 2006; 徐晓军等, 2006a, 2006b; 谢志发等, 2007; 周军等,2007; 李敏等,2009
		土壤动物	降低了大型底栖动物物种多样性和密度	植物群落高度、密度、盖度和生物量差异	
	土壤物质循环	碳循环	土壤有机碳含量升高,与之相关的土壤微生物活性增大,也有研究持相反观点	互花米草生物量相对来说比较大,各种植物对土壤粒径影响不同	Craft *et al.*, 1999; Windham *et al.*,2001; 全为民等,2006,2007; Liao *et al.*,2007; Li *et al.*,2009; 全桂香和严金龙,2010; 王红丽等,2010; Zhang *et al.*,2010
		氮循环	土壤全氮、微生物氮、酶活性升高,也有研究持相反观点		
		磷循环	土壤全磷、磷酸酶含量升高		
		重金属	重金属吸收、滞留效率和释放速率提高		
木本植物滩涂	土壤结构组分	土壤微生物	土壤微生物量、酶系统活性下降	互花米草生物量相较红树植物低	洪荣标等,2005
		土壤动物	尚无公开发表论文的数据支持		
	土壤物质循环	碳循环	碳密度减小,土壤碳汇衰退	红树植物与互花米草固有特性不同	张祥霖等,2008
		氮循环	土壤全氮、微生物氮、酶活性降低		
		磷循环	土壤全磷、磷酸酶含量降低		
		重金属	尚无公开发表论文的数据支持		

怎样的影响是一个有待解决的问题,对互花米草可能入侵的区域提前预警,会达到很好的控制效果。有必要通过实验手段和模型模拟出互花米草对大气 CO_2 浓度升高、温度升高、海平面上升情况下的响应,以及在这些情况下,互花米草做出的响应对滨海湿地土壤生态系统、底栖动物结构的影响等一系列连锁反应,这对于未来互花米草生长的滨海湿地生态系统的建设和相关研究具有很高的参考价值。另外,互花米草一直有"生态系统工程师"的美称,科学客观地看待互花米草,应充分利用其高生产力的特点,开发其经济价值,变废为宝。

参考文献

陈中义, 付萃长, 王海毅, 等. 2005a. 互花米草入侵东滩盐沼对大型底栖无脊椎动物群落的影响. 湿地科学, **3**(1): 1-7.

陈中义, 李　博, 陈家宽. 2005b. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力. 生物多样性, **13**(2): 130-136.

高建华, 白凤龙, 杨桂山, 等. 2007. 苏北潮滩湿地不同生态带碳、氮、磷分布特征. 第四纪研究, **27**(5): 756-765.

郭云文, 陈莉丽, 卢百灵, 等. 2007. 我国对互花米草的研究进展. 草业与畜牧, (9): 1-6.

洪荣标, 吕小梅, 陈　岚, 等. 2005. 九龙江口红树林湿地与米草湿地的底栖生物. 台湾海峡, **24**(2): 189-194.

李　敏, 陈　琳, 肖　燕, 等. 2009. 丛枝真菌对互花米草和芦苇氮磷吸收的影响. 生态学报, **29**(7): 3960-3969.

李富荣, 陈俊勤, 陈沐荣, 等. 2007. 互花米草防治研究进展. 生态环境, **16**(6): 1795-1180.

清　华, 姚懿函, 李红丽, 等. 2008. 互花米草生物质能利用潜力. 生态学杂志, **27**(7): 1216- 1220.

全桂香, 严金龙. 2010. 不同生态带下盐城滩涂湿地土壤颗粒和矿物结合有机碳特征. 地球与环境, **82**(2): 214-218.

全为民, 李春鞠, 沈盎绿, 等. 2006. 崇明东滩湿地营养盐与重金属的分布与累积. 生态学报, **26**(10): 3324-3331.

全为民, 沈盎绿, 钱蓓蕾, 等. 2007. 长江口盐沼植物对营养盐和重金属的吸收、分布与滞留研究. 海洋环境科学, **26**(1): 14-19.

孙炳寅, 朱长生. 1989. 互花米草(*Spartina alterniflora*)草场土壤微生物生态分布及某些酶活性的研究. 生态学报, **9**(3): 240-244.

王　蒙. 2006. 长江口九段沙湿地盐沼植物根围细菌群落结

构和多样性的研究(博士学位论文). 上海: 复旦大学.
王 卿, 安树青, 马志军, 等. 2006. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. 植物分类学报, **44**(5): 559-588.
王红丽, 李艳丽, 张文佺, 等. 2010. 崇明东滩湿地土壤养分的分布特征及其环境效应. 环境科学与技术, **33**(1): 1-5.
王睿照, 张利权. 2009. 水位调控措施治理互花米草对大型底栖动物群落的影响. 生态学报, **29**(5): 2639-2645.
谢志发, 章飞军, 刘文亮, 等. 2007. 长江口互花米草生长区大型底栖动物的群落特征. 动物学研究, **28**(2): 167-171.
徐晓军, 曹 新, 由文辉. 2006a. 中国北方大米草属植被中大型底栖动物群落的初步研究. 江苏环境科技, **19**(3): 6-9.
徐晓军, 王 华, 由文辉, 等. 2006b. 崇明东滩互花米草群落中底栖动物群落动态的初步研究. 海洋湖沼通报, (2): 89-95.
张 东. 2006. 崇明东滩互花米草的无性扩散与相对竞争力(硕士学位论文). 上海: 华东师范大学.
张 茜, 赵福庚, 钦 佩. 2007. 苏北盐沼芦苇替代互花米草的化感效应初步研究. 南京大学学报(自然科学版), **43**(2): 119-126.
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.
张玉兰, 陈利军. 2010. 沙漠化逆转过程中土壤性状演变综述. 生态学杂志, **29**(7): 1440- 1450.
周 军, 肖 炜, 钦 佩. 2007. 互花米草入侵对盐沼土壤微生物生物量和功能群的影响. 南京大学学报(自然科学版), **43**(5): 494-500.
周 晓, 王天厚, 葛振鸣, 等. 2006. 长江口九段沙湿地不同生境中大型底栖动物群落结构特征分析. 生物多样性, **14**(2): 165-171.
周虹霞, 刘金娥, 钦 佩. 2005. 外来种互花米草对盐沼土壤微生物多样性的影响——以江苏滨海为例. 生态学报, **25**(9): 2304-2311.
Ansede JH, Pellechia PJ, Yoch DC. 1999. Selenium biotransformation by the salt marsh cordgrass *Spartina alterniflora*: Evidence for dimethylselenoniopropionate formation. *Environmental Science & Technology*, **33**: 2064-2069.
Bagwell CE, Lovell CR. 2000a. Microdiversity of culturable diazotrophs from the rhizoplanes of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus*. *Microbial Ecology*, **39**: 128-136.
Bagwell CE, Lovell CR. 2000b. Persistence of selected *Spartina alterniflora* rhizoplane diazotrophs exposed to natural and manipulated environmental variability. *Applied and Environmental Microbiology*, **66**: 4625-4633.
Barlocher MO, Campbell DA, Al-Asaaed S, *et al*. 2003. Developmental change in CO_2 compensation concentrations in *Spartina alterniflora* results from sigmoidal photosynthetic CO_2 responses. *Photosynthetica*, **41**: 365-372.
Batten KM, Scow KM, Davies KF, *et al*. 2006. Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasions*, **8**: 217-230.
Brewer JS. 2003. Nitrogen addition does not reduce belowground competition in a salt marsh clonal plant community in Mississippi (USA). *Plant Ecology*, **168**: 93-106.
Burke DJ, Weis JS, Weis P. 2000. Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **51**: 153-159.
Callaway RM, Thelen GC, Rodriguez A, *et al*. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature*, **427**: 731-733.
Craft C, Reader J, Sacco JN, *et al*. 1999. Twenty-five years of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* (Loisel) marshes. *Ecological Applications*, **9**: 1405 - 1419.
Craft C, Sacco J. 2003. Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology: Progress Series*, **257**: 45-58.
Deng ZF, Deng ZW, An SQ, *et al*. 2009. Habitat choice and seed-seedling conflict of *Spartina alterniflora* on the coast of China. *Hydrobiologia*, **630**: 287-297.
Dumbauld BR, Peoples M, Holeomb L, *et al*. 1999. The potential influence of the aquatic weed *Spartina alterniflora* and control practices on clam resources in Willapa Bay, Washington// Pattern K, ed. Proceedings of the Second International *Spartina* Conference. Olympia: Washington State University: 51-57.
Ehrenfeld JG. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, **6**: 503-523.
Evans RD, Rimer R, Sperry L, *et al*. 2001. Exotic plant invasion alters nitrogen dynamics in an arid grassland. *Ecological Applications*, **11**: 1301-1310.
Farnsworth EJ, Meyerson LA. 2003. Comparative ecophysiology of four wetland plant species along a continuum of invasiveness. *Wetlands*, **23**: 750-762.
Fisher AJ, Ditomaso JM, Gordon TR. 2005. Intraspecific groups of *Claviceps purpurea* associated with grass species in Willapa Bay, Washington, and the prospects for biological control of invasive *Spartina alterniflora*. *Biological Control*, **34**: 170-179.
Flynn MN, Wakabara Y, Tararam AS. 1998. Macrobenthic associations of the lower and upper marshes of a tidal flat colonized by *Spartina alterniflora* in Cananeia Lagoon estuarine region. *Bulletin of Marine Science*, **63**: 427-442.
Gamble MD, Bagwell CE, Larocque J, *et al*. 2010. Seasonal variability of diazotroph assemblages associated with the rhizosphere of the salt marsh cordgrass, *Spartina alterniflora*. *Microbial Ecology*, **59**: 253-265.
Hawkes CV, Wren IF, Herman DJ, *et al*. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters*, **8**: 976-985.
Hedge P, Kriwoken LK. 2000. Evidence for effects of *Spartina anglico* invasion on benthic macrofauna in Little Swan Port Estuary, Tasmania. *Austral Ecology*, **25**: 150-159
Hempel M, Botte SE, Negrin VL, *et al*. 2008. The role of the smooth cordgrass *Spartina alterniflora* and associated sediments in the heavy metal biogeochemical cycle within Bahia Blanca estuary salt marshes. *Journal of Soils and Sediments*, **8**: 289-297.
Holdredge C, Bertness MD, Herrmann NC, *et al*. 2010. Fiddler crab control of cordgrass primary production in sandy sediments. *Marine Ecology: Progress Series*, **399**: 253 - 259.
Klironomos JN. 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature*, **417**: 67-70.
Li B, Liao CH, Zhang XD, *et al*. 2009. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: An overview

of current status and ecosystem effects. *Ecological Engineering*, **35**: 511-520.

Li HP, Zhang LQ. 2008. An experimental study on physical controls of an exotic plant *Spartina alterniflora* in Shanghai, China. *Ecological Engineering*, **32**: 11-21.

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.

Lovell CR, Decker PV, Bagwell CE, *et al*. 2008. Analysis of a diverse assemblage of diazotrophic bacteria from *Spartina alterniflora* using DGGE and clone library screening. *Journal of Microbiological Methods*, **73**: 160-171.

Lovell CR, Piceno YM, Quattro JM, *et al*. 2000. Molecular analysis of diazotroph diversity in the rhizosphere of the smooth cordgrass, *Spartina alterniflora*. *Applied and Environmental Microbiology*, **66**: 3814-3822.

Mchugh JM, Dighton J. 2004. Influence of mycorrhizal, inoculation, inundation period, salinity, and phosphorus availability on the growth of two salt marsh grasses, *Spartina alterniflora* Lois. and *Spartina cynosuroides* (L.) Roth., in nursery systems. *Restoration Ecology*, **12**: 533-545.

Mendelssohn IA, Morris JT. 2000. Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel// Weinstein MP, Kreeger DA, eds. Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers: 59-80.

Moisander PH, Piehler MF, Paerl HW. 2005. Diversity and activity of epiphytic nitrogen-fixers on standing dead stems of the salt marsh grass *Spartina alterniflora*. *Aquatic Microbial Ecology*, **39**: 271-279.

Moseman SM, Zhang R, Qian PY, *et al*. 2009. Diversity and functional responses of nitrogen-fixing microbes to three wetland invasions. *Biological Invasions*, **11**: 225-239.

Patten K. 2002. Smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) control with imazapyr. *Weed Technology*, **16**: 826-832.

Ravit B, Ehrenfeld JG, Haggblom MM. 2003. A comparison of sediment microbial communities associated with *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in two brackish wetlands of New Jersey. *Estuaries*, **26**(2B): 465-474.

Shah MA, Reshi ZA, Khasa DP. 2009. Arbuscular mycorrhizas: Drivers or passengers of alien plant invasion. *Botanical Review*, **75**: 397-417.

Sundareshwar PV, Morris JT, Koepfler EK, *et al*. 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Science*, **299**: 563-565.

Touchette BW, Smith GA, Rhodes KL, *et al*. 2009. Tolerance and avoidance: Two contrasting physiological responses to salt stress in mature marsh halophytes *Juncus roemerianus* Scheele and *Spartina alterniflora* Loisel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **380**: 106-112.

Tyler AC, Lambrinos JG, Grosholz ED. 2007. Nitrogen inputs promote the spread of an invasive marsh grass. *Ecological Applications*, **17**: 1886-1898.

Van der Heijden Marcel GA, Bardgett RD, Straalen NMV. 2008. The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, **11**: 296-310.

Wang AJ, Gao S, Jia JJ. 2006. Impact of the cord-grass *Spartina alterniflora* on sedimentary, and morphological evolution of tidal salt marshes on the Jiangsu coast, China. *Acta Oceanologica Sinica*, **25**: 32-42.

Wang G, Qin P, Wan SW, *et al*. 2008. Ecological control and integral utilization of *Spartina alterniflora*. *Ecological Engineering*, **32**: 249-255.

Wang JQ, Zhang XD, Jiang LF, *et al*. 2010. Bioturbation of burrowing crabs promotes sediment turnover and carbon and nitrogen movements in an Estuarine Salt Marsh. *Ecosystems*, **13**: 586-599.

Windham L, Weis JS, Weis P. 2001. Patterns and processes of mercury release from leaves of two dominant salt marsh macrophytes, *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*. *Estuaries*, **24**(6A): 787-795.

Yang SG, Li JH, Zheng Z, *et al*. 2009. Characterization of *Spartina alterniflora* as feedstock for anaerobic digestion. *Biomass & Bioenergy*, **33**: 597-602.

Zhang YH, Ding WX, Luo JF, *et al*. 2010. Changes in soil organic carbon dynamics in an eastern Chinese coastal wetland following invasion by a C-4 plant *Spartina alterniflora*. *Soil Biology & Biochemistry*, **42**: 1712-1720.

Zhao YJ, Qing H, Zhao CJ, *et al*. 2010. Phenotypic plasticity of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in response to nitrogen addition and intraspecific competition. *Hydrobiologia*, **637**: 143-155.

Zhou HX, Liu JE, Zhou J, *et al*. 2008. Effect of an alien species *Spartina alterniflora* Loisel on biogeochemical processes of intertidal ecosystem in the Jiangsu coastal region, China. *Pedosphere*, **18**: 77-85.

作者简介　曾　艳,女,1985 年生,硕士研究生。主要从事恢复生态学的研究。E-mail: butterfly9228@yahoo.cn

责任编辑　刘丽娟