

互花米草入侵对长江河口湿地土壤理化性质的影响¹

布乃顺¹, 胡悦¹, 杨晓¹, 张雪¹, 王俭, 李博², 方长明², 宋有涛^{1*}

(1 . 辽宁大学环境学院, 辽宁沈阳 110036 ; 2 . 复旦大学生命科学学院, 上海 200438)

【摘要】为了探讨互花米草入侵对长江河口湿地土壤理化性质的影响, 在长江口崇明东滩湿地设置了两条样线, 利用配对试验设计, 高潮滩为互花米草和芦苇群落配对样线, 低潮滩为互花米草和海三棱蕉草群落配对样线。结果表明, 互花米草入侵对东滩湿地高潮滩和低潮滩的土壤温度和 pH 均无显著影响, 且所有群落土壤 pH 值均在 8.0 以上。在高潮滩, 与芦苇群落相比, 互花米草入侵显著降低了土壤盐度、硫酸盐和 Fe (III) / Fe (II) 比率, 而在低潮滩, 与海三棱蕉草群落相比, 互花米草入侵对土壤盐度和硫酸盐无显著影响, 但显著增加了土壤 Fe (m) / Fe (II) 比率。无论是高潮滩, 还是低潮滩, 与土著植物群落相比, 互花米草入侵均显著增加了植物生物量, 增加了土壤有机碳和微生物碳含量, 而对占土壤总碳 60 % 以上的无机碳含量无显著影响。互花米草入侵可以显著影响长江河口湿地部分土壤理化性质, 且对不同潮位的部分土壤理化性质的影响有明显分异, 进而可能会对长江河口湿地的生物地球化学过程及生态系统的结构和功能产生重要影响。

【关键词】互花米草; 长江河口湿地; 植物入侵; 土壤理化性质; 土壤有机碳; 土壤无机碳

【中图分类号】Q948 ; X 17

【文献标志码】A

【文章编号】1 004 — 8227 (2017) 01 — 0100 — 10

【DOI】10.11870 / cjlyzyyhj201701012

生物入侵已成为全球环境问题和全球变化的重要组成部分, 在全球陆地生态系统中广泛发生, 造成一系列的社会、经济和生态问题 [1], 入侵物种正以前所未有的速率入侵到新的区域 [2], 因此, 生物入侵的影响及可能的机制已成为近年来的研究热点 [3]。植物入侵是生物入侵的重要组成部分, 能导致土著生态系统的植物种类和植被结构显著变化 [2]。植物和土壤之间存在着明显反馈机制 [4], 由入侵引起的植物种类和植被结构的变化可能会显著影响土壤理化性质, 土壤理化性质会显著影响物种组成 [5]、植被分布格局 [6]、土壤有机质分解 [7]和生物地化过程 [8]等。植物入侵可能通过对土壤理化性质的改变, 进而深刻的影响生态系统的结构和功能。

¹ 收稿日期: 20 16 — 05 — 26

修回日期: 20 16 — 08 — 02

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (20 1 SZXo72oZ — 012) (National water Pollution control and Treatment science and Technology Major Proj ect (2015zXo7202 — 012)) ; 国家重点基础研究发展计划项目 (ZoloCB95o60o) [National Program on Key Basic Research Proj ect (20 1 oCB950600)]; 科技部支撑计划 (ZoloBAK69B14) [National science andTechnologysupportProgram (ZoloBAK69B14)]

作者简介: 布乃顺 (1982 —), 男, 讲师, 博士, 主要研究方向为湿地生态学和土壤生态学. E — mail : bunaishun@163. com

* 通讯作者 E — mail : 3 78560857 @ qq . com

已有一些研究探讨了植物入侵对土壤理化性质的影响。例如长叶金合欢长期入侵(>20年)葡萄牙海岸沙丘生态系统后,显著增加了土壤含水量[9],而欧洲沙棘入侵美国伊利诺斯州东北部的林地对土壤含水量影响不明显[10]。植物入侵能降低土壤pH值[11],增加土壤pH值[12],或对土壤pH无显著影响[13]。芦苇入侵美国东海岸滨海湿地,或对土壤碳库无显著影响[14],或降低土壤碳库[15],而香蒲入侵到淡水湿地显著增加了土壤碳含量[16]。由此表明,植物入侵对土著生态系统的土壤理化性质有较大的潜在影响,但我们对影响后果及其机制的认识还有较大的分歧,还需更多深入细致的研究,尤其是对湿地生态系统的影响。湿地作为“景观汇”,沉积物、水和营养盐等在此累积,极易遭受植物入侵[17],因此,迫切需要深入系统的探讨对植物入侵对湿地土壤理化性质的影响。互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵中国滨海湿地为研究植物入侵对湿地土壤理化性质的影响提供理想案例。互花米草原产于北美东海岸,于1979年被人引入中国,用于防风固堤,促淤造陆[18]。

此后,互花米草在中国滨海湿地(包括长江河口湿地)迅速扩散,逐步取代本地土著植物群落,形成单优势植物群落,目前广泛分布于南起广西山口保护区,北至天津北塘口的滨海湿地[19]。2003年初,国家环保总局公布了首批入侵我国的16种外来入侵种名单,互花米草作为唯一的海岸盐沼植物名列其中。长江河口湿地主要优势土著种为芦苇(*Phragmites australis*)和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*),芦苇主要分布于中高潮滩,海三棱藨草主要分布于低潮滩[19]。互花米草于1995年在崇明东滩湿地北部被首次发现,呈零星小斑块状分布,其后,为了快速促淤,获取更多的土地资源,自2001—2003年在东滩湿地的中北部进行了两次较大规模的人工移栽互花米草,2003年之后,互花米草种群迅速扩张,分布面积呈指数增长,形成大面积的带状分布,主要分布在崇明东滩中北部[18]。互花米草在整个潮间带均可以生长和扩散,在中高潮滩取代大面积芦苇群落,在低潮滩取代大面积海三棱藨草群落,至2005年互花米草群落的面积已达1891hm²,成为崇明东滩面积最大的植物群落类型[19]。已有一些研究探讨了互花米草在我国滨海湿地的种群繁殖方式[20]和扩散特征[21],探讨了互花米草入侵对我国滨海湿地的生物量[22]、生理生态特征四、凋落物分解过程[24]、土壤碳库[25]、食物网结构[26]、鸟类物种丰富度[27]、底栖动物的多样性和群落结构[28,29]的影响。彭容豪[30]在长江河口崇明东滩湿地,通过对比高潮滩互花米草与芦苇群落间的差异发现,互花米草群落土壤含水量和总碳库(有机碳和无机碳库之和)显著高于芦苇群落,而土壤盐度则显著低于芦苇群落。Liao等[25]互花米草入侵长江河口九段沙湿地显著增加了土壤总碳库。这些研究暗示着互花米草入侵对长江河口湿地的土壤理化性质有重要潜在影响,亟需系统研究入侵的后果及其可能机制。

本研究在长江河口崇明东滩湿地的高潮滩和低潮滩各建立一条研究样线,每条样线上均采用配对试验设计,高潮滩为互花米草和芦苇群落的配对样线,低潮滩为互花米草和海三棱藨草群落的配对样线。通过比较互花米草群落和土著植物群落之间的差异,探讨互花米草入侵对长江河口湿地土壤理化性质的影响及可能的机制,并探索互花米草入侵对长江河口湿地不同潮位土壤理化性质的影响是否有差异。以期为评价互花米草入侵对长江河口湿地的生态影响,为长江河口湿地的有效管理和合理利用提供理论依据和元灭支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于上海崇明东滩鸟类国家级自然保护区(31°25′—31°38′N,121°50′—122°05′E)境内,崇明岛是我国第三大岛,也是我国最大的淤积岛,由长江带来的泥沙在河口区域沉积形成[31]。东滩湿地位于崇明岛的最东端,面积为230km²,湿地保持较高的淤积速率,每年以150—200m的距离向海延伸,每年新增面积约为4.06km²[32]。东滩湿地于2002年被湿地国际秘书处正式列入国际重要湿地名录。

东滩湿地位于亚热带季风区,温和湿润,四季分明,年均降水量为1022mm,主要集中在4—9月:年均温为15.3°C,最热为7、8月间,月平均气温27.5°C,最冷为1月,月平均气温2.9°C[19]。湿地的物种和群落结构相对简单,主要优势物种为互花米草、芦苇和海三棱藨草,其中互花米草在从大堤至光滩的不同潮位均有分布,而芦苇主要分布于中高潮滩,海三棱

蕉草则主要分布于低潮滩，各自形成单优势群落。互花米草和芦苇均为禾本科植物，互花米草于1995年在崇明东滩湿地北部被首次发现，其后在潮间带迅速扩散，成为主要优势物种。海三棱蕉草为莎草科植物，为潮滩湿地的先锋物种[19]。

1.2 试验设计

2011年1月，在东滩湿地设置了两条样线，均为南北方向，平行于1998年修建的大堤（图1）。一条样线位于高潮滩，长度约为1.5km；另外一条位于低潮滩，长度约为0.8km。在每条样线上各选取3个采样点，每个样点均采用配对的试验设计，均有相邻的入侵种互花米草与土著种的单优群落，高潮滩为互花米草和芦苇群落的配对样线，低潮滩为互花米草和海三棱蕉草群落的配对样线。在植物和土壤样品采集时，每个样点的每种群落均设置3个重复。本研究采用配对试验设计主要考虑到：（1）尽量保持土壤本底的一致性。（2）每个样点邻近的两种植物群落受到潮水等外来因素干扰基本一致。尽量体现植物对生态系统的影响。

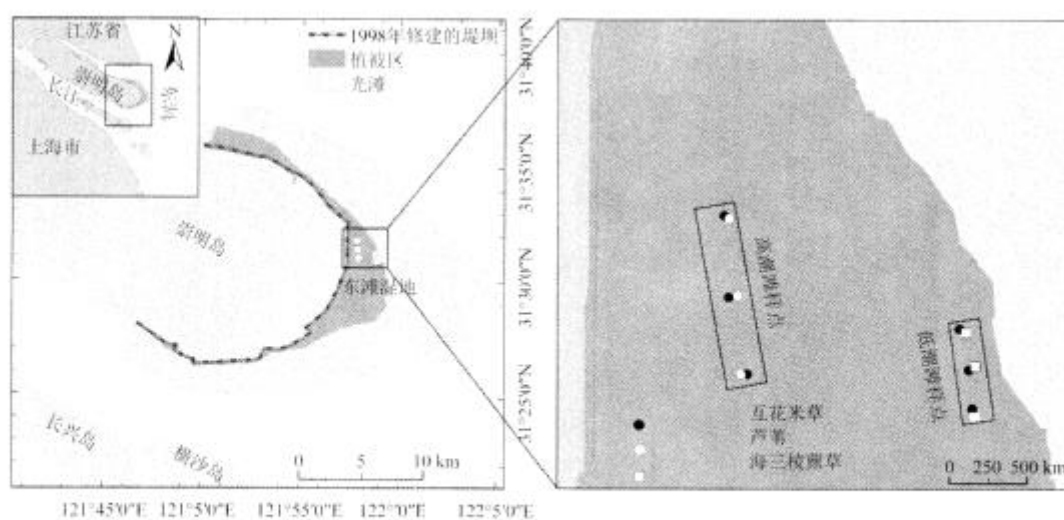


图1 研究样点在长江口东滩湿地的分布示意图

Fig.1 Locations of Sampling Transects and Sites in Dongtan Wetland of Chongming Island, the Yangtze River Estuary, China

1.3 样品采集与分析

为了研究互花米草入侵对植物生物量的影响，于2011年8月底收割地上部分生物量，样方大小为0.5x0.5m，同时，用内径为6cm，长为110cm的不锈钢管采集0至100cm深度的土壤，用清水漂洗后，挑出根状茎和根系。将采集到的地上和地下植物样品带回实验室，500C烘干后测定生物量干重。

为了研究互花米草入侵对土壤理化性质的影响，于2011年1月、5月、8月和11月使用便携式数字温度计（JM624，天津今明仪器有限公司）测量植物群落内土壤5cm深度的温度，同时采集0—5cm深度的土壤带回实验室，1050C烘干后测定土壤含水量。于2011年8月采集0—20cm的土壤，样品采集后马上称取59新鲜土壤放入0.5M HCl溶液中，用于测定土壤活性铁含量（包括Fe(III)和Fe(II)）；取出部分新鲜土壤样品稍微风干后，过20目筛后用于测定微生物碳含量；其余样品风干后，过20目筛后用于测定盐度、硫酸盐和pH，过100目筛后用于测定总碳和有机碳，土壤总碳含量减去有机碳含量即为无机碳含量。土壤样品采集均使用内径为3.5cm，长为50cm的不锈钢管进行。土壤盐度用电导法测定，采用水土为5:1（体积和质量之比）提取水溶液后用电导率仪（SevenConductivity Meter530, METTLER TOLEDO, Switzerland）测定。土壤硫酸盐含量采用硫酸钡比浊法测量，提取水土为5:1水溶液后用间断分析仪测试（SmartChem2000, Westco Scientific Instruments Inc, France）。土壤活

性铁的测定根据 Lovley 等 [33] 的方法进行。土壤总碳的分析测试使用元素分析仪 (FlashEA 1112 Series NC Analyzer, Thermo Fisher Scientific, USA) 进行。土壤有机碳含量使用有机碳分析仪 (Multi N/C 3100 with solid module HT1300, Analytik Jena AG, Germany) 进行测定。土壤微生物碳含量的分析采用氯仿熏蒸提取法, 依据 Wu 等 [34] 的方法进行, 使用有机碳分析仪 (Multi N/C 3100 Analytik Jena AG, Germany) 测定提取液中碳含量。

1.4 数据分析

采用重复测量方差分析比较高潮滩互花米草和芦苇群落之间及低潮滩互花米草和海三棱蕉草群落之间土壤温度和含水量的差异, 采用单因素方差分析比较高潮滩互花米草和芦苇群落之间及低潮滩互花米草和海三棱蕉草群落之间植物生物量、土壤盐度、硫酸盐、pH、Fe Fe(III) /Fe(II) 比率、有机碳、无机碳和微生物碳的差异。

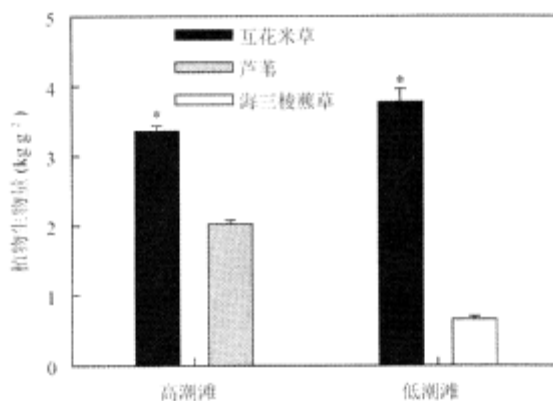
2 结果

2.1 植物生物量

高潮滩互花米草生物量为 $3.36 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2}$, 显著高于芦苇生物量 ($2.03 \pm 0.05 \text{ kg m}^{-2}$) ($p < 0.01$, 图 2); 低潮滩互花米草生物量同样显著高于海三棱蕉草生物量, 分别为: $3.77 \pm 0.19 \text{ kg m}^{-2}$ 和 $0.66 \pm 0.04 \text{ kg m}^{-2}$ ($p < 0.001$, 图 2)。

2.2 土壤理化性质

无论是高潮滩, 还是低潮滩, 土壤温度在互花米草群落与土著植物群落间均无明显差异 (图 3a, b), 而互花米草群落土壤含水量均显著高于土著植物群落 ($p < 0.05$, 图 3c, d)。高潮滩互花米草和芦苇群落土壤平均含水量分别为 $70.81 \pm 1.89\%$ 和 $56.87 \pm 1.43\%$, 低潮滩互花米草和海三棱蕉草群落土壤平均含水量分别为 $89.89 \pm 3.03\%$ 和 $80.84 \pm 4.08\%$ 。



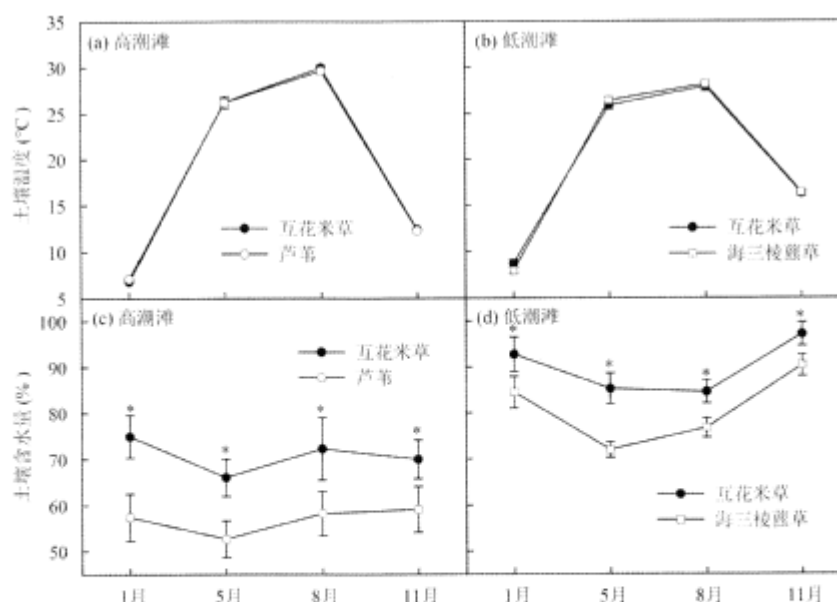
注: “*”为标准误, “*”表示在 $p < 0.05$ 水平上有显著差异

图 2 高潮滩和低潮滩不同植物群落的生物量

Fig.2 Plant Biomass in Different Plant Stands in High and Low Tidal Zones, Respectively

在高潮滩, 互花米草群落土壤盐度和硫酸盐显著低于芦苇群落 ($p < 0.05$), 互花米草和芦苇群落土壤盐度分别为 2.05 ± 0.05 和 $2.33 \pm 0.04 \text{ ms cm}^{-1}$, 硫酸盐分别为 0.52 ± 0.03 和 $0.65 \pm 0.02 \text{ mg g}^{-1}$ (图 4a, b)。在低潮滩, 土壤盐度和硫酸盐在互花米草群落与海三棱蕉草群落之间无显著差异, 互花米草群落和海三棱蕉草群落土壤盐度分别为 2.59 ± 0.07 和 $2.48 \pm 0.11 \text{ ms cm}^{-1}$, 硫酸盐分别为 0.65 ± 0.03 和 $0.60 \pm 0.04 \text{ mg g}^{-1}$, (图 4a, b)。

土壤 pH 在互花米草与土著植物群落之间没有显著差异, 且均在 8.0 以上 (图 4c)。在高潮滩, 互花米草群落土壤 Fe (III)/Fe (II) 比率显著低于芦苇群落 ($p < 0.05$), 而在低潮滩互花米草群落土壤 Fe (III)/Fe (II) 比率显著高于海三棱蔗草群落 ($p < 0.05$, 图 4d)。高潮滩互花米草和芦苇群落土壤 Fe (III) / Fe (II) 比率分别为 1.51 ± 0.11 和 2.10 ± 0.11 , 低潮滩互花米草和海三棱蔗草群落分别为 0.97 ± 0.05 和 0.79 ± 0.03 。

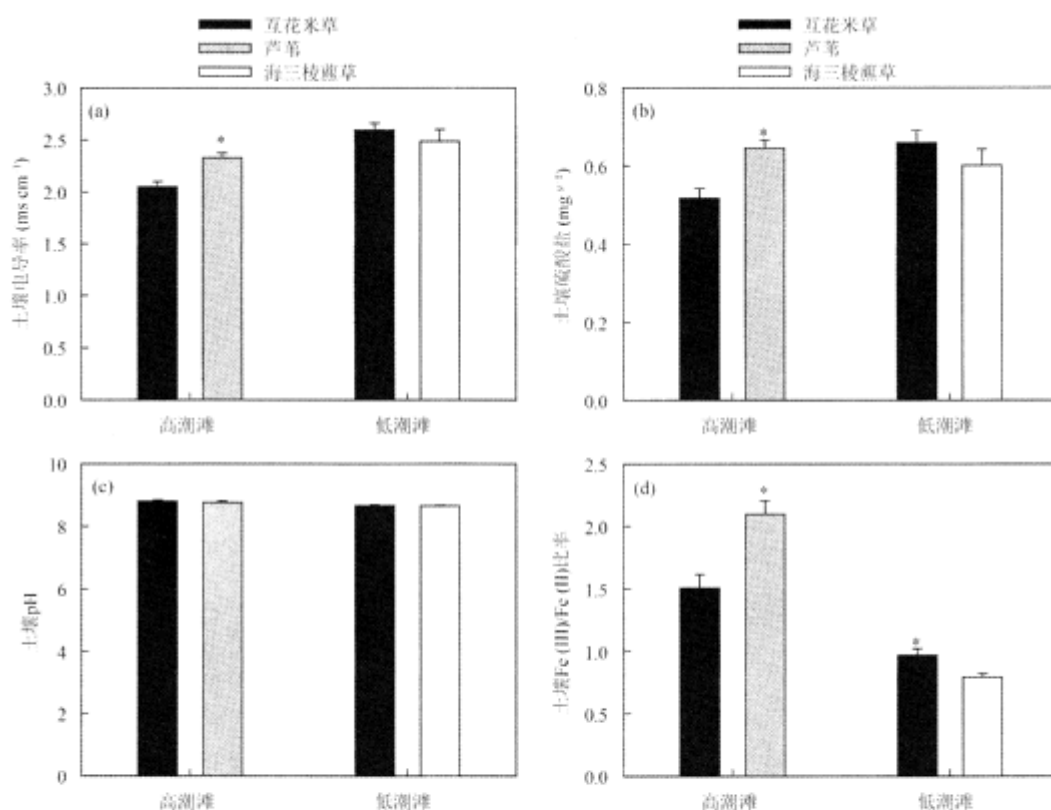


注: “I”为标准误, “*”表示在 $p < 0.05$ 水平上有显著差异
图3 高潮滩互花米草和芦苇群落土壤温度(a)与含水量(c)的季节变化, 低潮滩互花米草和海三棱蔗草群落土壤温度(b)与含水量(d)的季节变化

Fig.3 Temporal Variations in Soil Temperature and Moisture in *S. alterniflora* and *P. australis* Stands in High Tidal Zone, and *S. alterniflora* and *S. maritima* Stands in Low Tidal Zone, Respectively

2.3 土壤碳含量

在高潮滩和低潮滩, 互花米草群落土壤有机碳和微生物碳含量均显著高于土著植物群落 ($p < 0.05$, 图 5a, c)。高潮滩互花米草和芦苇群落土壤有机碳含量分别为 7.07 ± 0.30 和 $5.73 \pm 0.24 \text{ mgg}^{-1}$, 微生物碳含量分别为 76.01 ± 7.04 和 $45.14 \pm 5.30 \text{ mgkg}^{-1}$; 低潮滩互花米草和海三棱蔗草群落土壤有机碳含量分别为 5.52 ± 0.16 和 $2.94 \pm 0.18 \text{ mgg}^{-1}$, 微生物碳含量分别为 45.42 ± 5.42 和 $30.92 \pm 5.12 \text{ mgkg}^{-1}$ 。东滩湿地土壤无机碳含量均显著高于有机碳含量 ($p < 0.01$), 且无机碳含量在不同潮位和植物群落间无显著差异 (图 5b)。高潮滩互花米草和芦苇群落土壤无机碳含量分别为 10.62 ± 0.20 和 $10.53 \pm 0.30 \text{ mgg}^{-1}$, 低潮滩互花米草和海三棱蔗草群落土壤无机碳含量分别为 10.71 ± 0.10 和 $10.62 \pm 0.10 \text{ mgg}^{-1}$ 。



注：“T”为标准误，“*”表示在 $p<0.05$ 水平上有显著差异

图4 高潮滩和低潮滩不同植物群落下土壤有盐度(a)、硫酸盐(b)pH(c)和Fe(III)/Fe(II)比率(d)

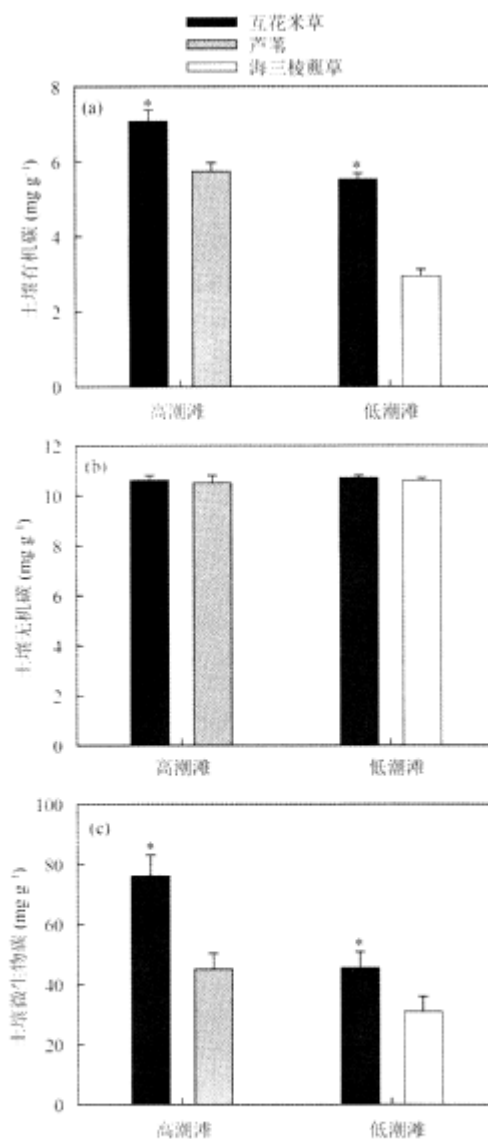
Fig.4 Soil Organic Carbon (a), Inorganic Carbon (b), and Microbial Biomass Carbon (c) in Different Plant Stands in High and Low Tidal Zones, Respectively

3 讨论

植被变化尤其是植物入侵可能会显著影响土壤理化性质[13, 35]。与芦苇和海三棱藨草群落相比，互花米草入侵显著增加了土壤含水量，主要由于以下原因：（1）互花米草入侵显著增加了土壤有机碳含量，有机碳增加会改善土壤结构和土壤的胶体状况，使土壤吸附作用增强，使得土壤水分状况得到改善，蓄水、保水性能增强[36]。（2）互花米草有较高的叶面积指数、地上生物量、植株密度和凋落物量[23, 37]，起到良好的遮阴作用，减少了土壤水分的丧失。（3）互花米草凋落物量显著高于芦苇和海三棱藨草群落[37]，凋落物进入土壤后对水分的强吸附作用，也可能是土壤含水量增加的原因之一。在陆地生态系统，马樱丹入侵澳大利亚的牧场、种植园和森林[12]，药鼠李入侵伊利诺斯州的林地[10]均显著增加了植物生物量、土壤有机碳含量和凋落物的量，进而显著增加了土壤含水量。长叶金合欢在入侵葡萄牙海岸沙丘生态系统的短期内（<10a）未增加土壤有机碳含量，进而没有明显改变土壤含水量，而在入侵长期内（>20a）显著增加土壤有机碳含量，从而显著增加了土壤含水量[9]。

在高潮滩，互花米草入侵显著降低了土壤盐度和硫酸盐含量，可能因为芦苇是拒盐植物[38]，而互花米草是泌盐植物[39]，通过泌盐来降低土壤盐度。潮滩湿地的盐分主要来自潮水的输入，而在高潮滩受潮水的影响较小，使得植物的作用能得到足够的体现。在低潮滩，互花米草入侵对土壤盐度和硫酸盐含量没有明显影响，可能的原因是低潮滩受潮水影响比高潮滩更加频繁、时间较长[40]，土壤和潮水间的水盐交换较为充分，因此，低潮滩土壤盐度和硫酸盐含量上受潮水影响更加明显，植物作用的体现度下降。

长江河口湿地土壤 pH 基本保持稳定, 始终在 8.0 以上, 互花米草入侵并未改变土壤碱性环境。尽管互花米草根系会分泌小分子的有机酸可能会降低土壤 pH[41], 也可能通过偏好吸收铵态氮降低土壤 pH[42], 但是长江河口区域及附近海域海水 pH 平均值在 8.2 左右 [43], 长江河口湿地频繁受周期性的潮水淹没, 湿地土壤和潮水之间存在频繁的水盐交换 [44], 周期性的碱性潮水淹没维持了长江口湿地稳定的土壤 pH 值。



注: “I”为标准误, “*”表示在 $p < 0.05$ 水平上有显著差异

图 5 高潮滩和低潮滩不同植物群落下土壤有机碳(a)、无机碳(b)和微生物碳(c)

Fig.5 Soil Organic Carbon (a), Inorganic Carbon (b), and Microbial Biomass Carbon (c) in Different Plant Stands in High and Low Tidal Zones, Respectively

在湿地土壤中, 土壤 $\text{Fe(III)}/\text{Fe(II)}$ 比率与土壤还原电位呈显著的正相关, 可以用来表征湿地土壤的氧化还原环境 [45]。在高潮滩, 与芦苇群落相比, 互花米草入侵显著降低了土壤 $\text{Fe(III)}/\text{Fe(II)}$ 比率, 可能是由于互花米草入侵显著增加了土壤含水量, 使氧气通过土壤扩散进入的难度增加。相对于芦苇, 互花米草入侵可能会使土壤环境变得更加厌氧。而在低潮滩, 互

花米草入侵增加了土壤 Fe(III) / Fe(II) 比率。相对于海三棱蕉草, 尽管互花米草入侵显著增加了土壤含水量, 使氧气在土壤中的扩散难度增加, 但互花米草是维管植物且生物量显著高于海三棱蕉草, 可以通过根状茎向土壤输送和分泌氧 [46], 互花米草入侵可以改善低潮滩土壤供氧状况。依据土壤 Fe(III) / Fe(II) 比率与氧化还原环境间的关系, 低潮滩互花米草和海三棱蕉草群落土壤 Fe(III) / Fe(II) 比率均小于等于 1, 属于还原性土壤, 也就是说互花米草入侵低潮滩并未改变土壤的还原环境; 而高潮滩互花米草和芦苇群落土壤 Fe(III) / Fe(II) 比率均处于 1 和 2 之间, 属于弱氧化性土壤 [47, 48]。

与土著植物相比, 互花米草入侵显著增加了植物生物量, 与 Liao 等 [25] 和 Peng 等 [49] 的研究结果相一致。与土著种相比, 入侵种往往有比较优势的生理生态特征如光合速率, 叶面积指数和生长速率等 [50]。Osunkoya 等 [51] 比较了澳大利亚东南部四种土著藤本和四种入侵藤本植物的差异, 发现入侵藤本植物有高的光合效率、光能利用率、光合能量利用率和比叶面积指数, 低的叶建成成本。在夏威夷森林中, 30 种入侵植物比 34 种土著植物有更高的净光合作用 [52]。在长江河口湿地, 与土著种芦苇和海三棱蕉草群落相比, 互花米草有更高的净光合速率、叶面积指数和较长的生长季 [23], 从而使得互花米草有更高的生物量, 意味着互花米草入侵显著增加了湿地净初级生产力(NPP), 增加了湿地的碳输入。值得注意的是, 互花米草凋落物氮浓度低于芦苇和海三棱蕉草, 代表互花米草凋落物的质量较低 [37]。原位实验也表明, 互花米草地上凋落物的分解速率低于海三棱蕉草, 地下凋落物的分解速率低于芦苇 [37]。但是, 互花米草群落的生物量远高于土著植物群落, 其产生的凋落物的量也远高于土著植物群落 [37], 尽管互花米草凋落物分解速率相对较低, 由于其高的凋落物的量, 仍然通过凋落物分解使土壤有机碳积累增加。NPP 和土壤有机碳的增加为微生物的生长提供了更多的可利用性底物, 进而增加土壤微生物生物量碳。在盐沼湿地, 无机碳是土壤总碳的重要组成部分, 东滩湿地的高潮滩土壤无机碳占总碳的 60% 以上, 中潮滩占 70% 以上。土壤无机碳含量和土壤 pH 成显著的负相关 [53], 酸性肥料的长期使用会导致农田土壤无机碳的丧失 [54]。东滩湿地的 pH 值高于 8.0, 且互花米草入侵对土壤 pH 基本没有影响, 从 pH 变化角度看, 入侵应该不会对土壤无机碳产生明显作用。在本研究中, 互花米草、芦苇和海三棱蕉草群落下土壤无机碳之间无明显不同, 与 Cheng 等 [55] 报道的长江口九段沙湿地互花米草与海三棱蕉草群落间的比较结果相似。Liao 等 [25] 比较了长江口九段沙湿地互花米草、芦苇和海三棱蕉草三种群落间土壤总碳(有机碳和无机碳之和) 的差异, Peng 等 [49] 比较了长江口崇明东滩湿地互花米草和芦苇群落土壤总碳的差异, 研究表明, 互花米草入侵对土壤总碳的增加主要是通过增加有机碳来实现的, 对无机碳无影响。也就是说, 由于土壤无机碳在不同情形下基本不变, 群落间土壤总碳差异的模式与土壤有机碳相同, Liao 等 [25] 和 Peng 等 [49] 以总碳为指征的碳变化不能恰当反映土壤碳过程特点。

互花米草自引入我国滨海湿地(包括长江河口湿地)后迅速扩散, 在防风防浪、保滩护岸、促淤造陆和固定二氧化碳等方面发挥着较好的正生态效应, 然而, 互花米草入侵显著改变了我国滨海湿地的景观、改变河口水文格局、影响了鸟类、底栖动物、土壤动物和微生物多样性和群落结构, 破坏了其他物种栖息环境, 从而具有较强的负生态效应。因此, 亟需通过长期系统的监测, 全面定量评估互花米草入侵我国滨海湿地的生态后果。

4 结论

互花米草入侵可以显著影响长江河口湿地部分土壤理化性质, 且对不同潮位的部分土壤理化性质的影响有明显分异。互花米草入侵对东滩湿地高潮滩和低潮滩的土壤温度和 pH 均无显著影响, 且所有群落土壤 pH 值均在 8.0 以上。在高潮滩, 与芦苇群落相比, 互花米草入侵显著降低了土壤盐度、硫酸盐和 Fe(III) / Fe(II) 比率, 而在低潮滩, 与海三棱蕉草群落相比, 互花米草入侵对土壤盐度和硫酸盐无显著影响, 但显著增加了土壤 Fe(III) / Fe(II) 比率。无论是高潮滩, 还是低潮滩, 与土著植物群落相比, 互花米草入侵显著增加了植物生物量, 从而增加了土壤有机碳和微生物碳含量, 而对占土壤总碳 60% 以上的无机碳含量无显著影响。互花米草入侵可能通过影响长江河口湿地土壤理化性质, 进而深刻影响有机质分解等生物地化过程及生态系统的结构和功能。

参考文献:

- [1] VAN KLEUNENM , DAWSONW , ESSLF , et al . Global exchange and accumulation of non - native plants [J] . Nature , 2015 , 525 (7567) : 100 — 103 .
- [2] vILAM , EsPINAR JL , HEJDAM , et al . Ecological impacts of invasive alien plants : a meta - analysis of their effects on species , communities and ecosystems [J] . Ecology Letters , 2011 , 14 (7) : 702 — 708 .
- [3] SEEBENSH , ESSLF , DAWSONW , et al . Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change [J] . Global Change Biology , 2015 , 21 (11) : 4128 — 140 .
- [4] DosT 入 LEKT , MONzBERGov 入 z , KLADIVov 入 A , et al . Plant - soil feedback in native vs . invasive populations of a range expanding plant [J] . Plant and Soil , 2016 , 399 (1 / 2) : 209 — 220 .
- [5] IBARRA — OBANDO SE , POUMIAN — TAPIAM , MORZARIA — LUNA HN . Long - term effects of tidal exclusion on salt marsh plant species at Estero de Punta Banda , Baja California [J] . Estuaries and Coasts , 2010 , 33 (3) : 753 — 768 .
- [6] SILVESTRI , DEFINAA , MARANI M . Tidal regime , salinity and salt marsh plant zonation [J] . Estuarine , Coastal and Shelf Science , 2005 , 62 (1 / 2) : 119 — 130 .
- [7] SASAKIA , HAGIMORIY , NAKATSUBOT , et al . Tidal effects on the organic carbon mineralization rate under aerobic conditions in sediments of an intertidal estuary [J] . Ecological Research , 2009 , 24 (4) : 723 — 729 .
- [8] TAILLEFERTM , NEUHUBERS , BRISTOW G . The effect of tidal forcing on biogeochemical processes in intertidal salt marsh sediments [J] . Geochemical Transactions , 2007 , 8 (1) : 6 .
- [9] MARCHANTEE , KJOLLERA , STRUWES , et al . Short - and long - term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem [J] . Applied Soil Ecology , 2008 , 40 (2) : 210 — 217 .
- [10] HENEGHANL , FATEMIF , UMEKL , et al . The invasive shrub European buckthorn (*Rhamnus cathartica* , L .) alters soil properties in Midwestern U . S . woodlands [J] . Applied Soil Ecology , 2006 , 32 (1) : 142 — 148 .
- [11] HERRC , CHAPUIS — LARDYL , DASSONVILLEN , et al . Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions [J] . Journal of Plant Nutrition and Soil Science , 2007 , 170 (6) : 729 — 738 .
- [12] OSUNKOYA OO , PERRETT C . Lantana camara L . (Verbenaceae) invasion effects on soil physicochemical properties [J] . Biology and Fertility of Soils , 2010 , 47 (3) : 349 — 355 .

-
- [13] CHACONN, HERRERA I, FLORES, et al. Chemical, physical, and biochemical soil properties and plant roots as affected by native and exotic plants in Neotropical arid zones [J]. Biology and Fertility of Soils, 2009, 45 (3) : 321 — 328 .
- [14] GRATTON C, DENNO R F. Restoration of arthropod assemblages in a salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis* [J]. Restoration Ecology, 2005, 13 (2) : 358 — 372 .
- [15] RAVITZ, EHNFELD J G, HUGHES G B L O M M. Effects of vegetation on root — associated microbial communities : a comparison of disturbed versus undisturbed estuarine sediments [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38 (8) : 2359 — 2371 .
- [16] ANGELONI N L, JANKOWSKI K J, TUCHMAN N C, et al. Effects of an invasive cattail species (*Typha x glauca*) on sediment nitrogen and microbial community composition in a freshwater wetland [J]. FEMS Microbiology Letters, 2006, 263 (1) : 86 — 92 .
- [17] ZEDLER J B. KERCHER S. Causes and consequences of invasive plants in wetlands : opportunities, opportunities, and outcomes [J]. Critical Reviews in Plant Sciences, 2004, 23 (5) : 431 — 52 .
- [18] 王卿. 安树青. 马志军, 等. 入侵植物互花米草 — 生物学、生态学及竹理 [J]. 植物分类学报, 2006, 44 (5) : 559 — 588 .
- [19] LI B. LIAO C H. ZHANG X D, et al. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China : an overview of current status and ecosystem effects [J]. Ecological Engineering, 2009, 35 (4) : 511 — 520 .
- [20] 徐伟伟. 王国祥. 刘金娥, 等. 苏北海滨湿地互花米草种群繁殖方式 [J]. 生态学报. 2014, 34 (14) : 3839 — 3847 .
- [21] 曹浩冰. 葛振吗. 祝振昌, 等. 崇明东滩盐沼植被扩散格局及其形成机制 [J]. 生态学报. 2014, 34 (14) : 3944 — 3952 .
- [22] 刘钊. 李秀珍. 同中正, 等. 长江口九段沙盐沼湿地芦苇和互花米草生物量及碳储量 [J]. 应用生态学报, 2013, 24 (8) : 2129 — 2134 .
- [23] JIANG L F, LUO Y Q, CHEN J K, et al. Ecophysiological characteristics of invasive *Spartina alterniflora* and native species in salt marshes of Yangtze River estuary, China [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 81 (1) : 74 — 82 .
- [24] 欧阳林梅, 王纯, 王维奇, 等. 互花米草与短叶井栏枯落物分解过程中碳氮磷化学计量学特征 [J]. 生态学报, 2013, 33 (2) : 389 — 394 .
- [25] LIAO C z, LUO Y Q, JIANG L F, et al. Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze Estuary, China [J]. Ecosystems, 2007, 10 (8) : 1351 — 1361 .

-
- [26] CHEN HL , LIB , HU JB , et al . Effects of *Spartina alterniflora* invasion on benthic nematode communities in the Yangtze Estuary [J] . Marine Ecology Progress Series , 2007 , 336 : 99 — 110 .
- [27] GAN XJ , CAI YT , CHOIC , et al . Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan , a Chinese wetland of international importance [J] . Estuarine , Coastal and Shelf Science , 2009 , 83 (2) : 211 — 218 .
- [28] 赵彩云 , 柳晓燕 , 白加德 , 等 . 广西北海西村港互花米草对红树林湿地大型底栖动物群落的影响 [J] . 生物多样性 , 2014 , 22 (5) : 630 — 639 .
- [29] 江旷 , 陈小南 , 鲍毅新 , 等 . 互花米草入侵对大型底栖动物群落垂直结构的影响 [J] . 生态学报 , 2016 , 36 (2) : 535 — 544 .
- [30] 彭容豪 . 互花米草对河口盐沼生态系统氮循环的影响 — 上海崇明东滩实例研究 [D] . 上海 : 复旦大学博士学位论文 , 2009 .
- [31] YANG SL , DING PX , CHEN SL . Changes in progradation rate of the tidal flats at the mouth of the Changjiang (Yangtze) River , China [J] . Geomorphology , 2001 , 38 (1 / 2) : 167 — 180 .
- [32] ZHAOB , YAN YE , GUO HQ , et al . Monitoring rapid vegetation succession in estuarine wetland using time series MODIS — based indicators : an application in the Yangtze River Delta area [J] . Ecological Indicators , 2009 , 9 (2) : 346 — 356 .
- [33] LOVLEY DR , PHILLIPS EJP . Rapid assay for microbially reducible ferric iron in aquatic sediments [J] . Applied and Environmental Microbiology , 1987 , 53 (7) : 1536 — 1540 .
- [34] WUJ , JOERGENSEN RG , POMMERENINGB , et al . Measurement of soil microbial biomass C by fumigation — extraction — an automated procedure [J] . Soil Biology and Biochemistry , 1990 , 22 (8) : 1167 — 1169 .
- [35] EHRENFELD JG , RAVITB , ELGERSMA K . Feedback in the plant — soil system [J] . Annual Review of Environment and Resources , 2005 , 30 (1) : 75 — 115 .
- [36] 刘效东 , 乔玉娜 , 周国逸 . 土壤有机质对土壤水分保持及其有效性的控制作用 [J] . 植物生态学报 , 2011 , 35 (12) : 1209 — 1218 . [LIU XD , QIAO YN , ZHOU GY , et al . Controlling action of soil organic matter on soil moisture retention and its availability [J] . Chinese Journal of Plant Ecology , 2011 , 35 (12) : 1209 — 1218 .
- [37] LIAO CZ , LUO YQ , FANG CM , et al . Litter pool sizes , decomposition , and nitrogen dynamics in *Spartina alterniflora* — invaded and native coastal marshlands of the Yangtze Estuary [J] . Oecologia , 2008 , 156 (3) : 589 — 600 .
- [38] ZHAO KF , SONGJ , FENG G , et al . Species , types , distribution , and economic potential of halophytes in China [J] . Plant and Soil , 2011 , 342 (1 / 2) : 495 — 509 .

-
- [39] UNGAR I A . Ecophysiology of vascular halophyte [M] , Boca Raton : CRC Press , 1991 .
- [40] TANGL , GAOY , WANG CH , et al . How tidal regime and treatment timing influence the clipping frequency for controlling invasive *Spartina alterniflora* : implications for reducing management costs [J]. Biological Invasions , 2010 , 12 (3) : 593 — 601 .
- [41] HINES ME , BANTA GT , GIBLIN AE , et al . Acetate concentrations and oxidation in salt — marsh sediments [J]. Limnology and Oceanography , 1994 , 39 (1) : 140 — 148 .
- [42] MOZDZER TJ , KIRWANM , MCGLATHERY KJ , et al . Nitrogen uptake by the shoots of smooth cordgrass *Spartina alterniflora* (J]. Marine Ecology Progress Series , 2011 , 433 : 43 — 52 .
- [43] PATRAS , LIU CQ , LI SL , et al . A geochemical study on carbon cycling in the Changjiang estuary [J]. Earth and Environment , 2010 , 38 (4) : 409 — 413 .
- [44] 布乃顺, 王坤, 侯玉乐, 等. 半月周期的潮汐对滨海湿地土壤理化性质的影响 [J] . 长江流域资源与环境, 2015 , 24 (11) : 1898 — 1905 .
- [45] ZOU YC , LU XG , JIANG M . Dynamics of dissolved iron under pedohydrological regime caused by pulsed rainfall events in wetland 50115 [J]. Geoderma , 2009 , 150 (1 / 2) : 46 — 53 .
- [46] HOWES BL , TEAL J M . Oxygen 1055 from *Spartina alterniflora* and its relationship to salt marsh oxygen balance [J]. Oecologia , 1994 , 97 (4) : 431 — 438 .
- [47] 李学刚, 吕晓霞, 孙云明, 等. 渤海沉积物中的”活性铁”与其氧化还原环境的关系 [J] . 海洋环境科学, 2003 , 22 (1) : 20 — 24 .
- [48] ALLER RC . Mobile deltaic and continental shelf muds as suboxic , fluidized bed reactors [J]. Marine Chemistry , 1998 , 61 (3 / 4) : 143 — 155 .
- [49] PENG RH , FANG CM , LIB , et al . *Spartina alterniflora* invasion increases 5011 inorganic nitrogen pools through interactions with tidal subsidies in the Yangtze Estuary , China [J] . Oecologia , 2011 , 165 (3) : 797 — 807 .
- [50] VAN KLEUNENM , WEBERE , FISCHER M . A meta — analysis of trait differences between invasive and non — invasive plant species [J]. Ecology Letters , 2010 , 13 (2) : 235 — 245 .
- [51] OSUNKOYA OO , BAYLISSD , PANETTA FD , et al . Variation in ecophysiology and carbon economy of invasive and native woody vines of riparian zones in south — eastern Queensland [J]. Austral Ecology , 2010 , 35 (6) : 636 — 649 .
- [52] BARUCHZ , GOLDSTEIN G . Leaf construction cost , nutrient concentration , and net CO₂ assimilation of native and invasive species in Hawaii [J] . Oecologia , 1999 , 121 (2) : 183 — 192 .

[53] 祖元刚, 李冉, 王文杰, 等. 我国东北土壤有机碳、无机碳含量与土壤理化性质的相关性 [J]. 生态学报, 2011, 31 (18) : 5207 — 5216 .

[54] ATJES NH, SOMBROEK W G. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical 50115 [J]. Global Change Biology , 1 997 , 3 (2) : 1 61 — 1 73 .

[55] CHENG XL , LUO YQ , CHEN JQ , et al . Short — term C4 plant SPartina alternlj7ora invasions change the 5011 carbon in C3 plant — dominated tidal wetlands on a growing estuarine Island ! J]. 5011 Biology and Biochemistry , 2006 , 38 (12) : 3380 — 3386 .