

东南沿海滩涂互花米草生态系统形成及自然可控性分析

潘飞翔¹, 周芬芬², 姚雨¹, 林禹滔¹, 李建清²

(1 浙江原野建设有限公司, 原野园林植物省级重点农业企业研究院, 浙江温州, 325100; 2 温州市林业技术推广和野生动植物保护管理站, 浙江温州, 325027)

摘要: 本文为探究东南沿海滩涂的互花米草生态群落形成过程和时空变化, 从植被、土壤、鸟类以及底栖动物等环境要素分析出发, 东南沿海互花米草对生态系统的利弊及自然对策机制, 明确了互花米草在温州围垦滩涂的可行可控性, 为互花米草在其他沿海城市围垦滩涂治理或扩展提供参考。

关键字: 互花米草; 沿海滩涂; 生态修复; 抑制方案

Controllability analysis of *Spartina alterniflora* ecosystem formation on tidal flat of southeast coast

PAN Feixiang¹, Zhou Eenfen², Yao Yu¹, Lin Yutao¹

(1 Zhejiang Yuanye Construction Co., Ltd., Provincial key agricultural enterprise Research Institute of Yuanye garden plants, Wenzhou 325100; 2 Wenzhou Forestry Technology Promotion and Wildlife Protection and Management Station, Wenzhou 325027)

Abstract: In order to explore the ecological formation process and temporal and spatial changes of of *Spartina alterniflora* ecological community on tidal flats of the southeast coast, this paper analyzes environmental factors such as vegetation, soil, birds and benthic animals, and explores the advantages and disadvantages and the natural countermeasures of *S. alterniflora* on the ecosystem along the southeast coast. The feasibility and controllability of the growth of *S. alterniflora* in the reclaimed tidal flats in Wenzhou were clarified, and it provides a reference for *S. alterniflora* to reclaim mudflat in other coastal cities.

Key words: *Spartina alterniflora*; tidal flats; ecological restoration; suppression scheme

互花米草(*Spartina alterniflora*)是禾本科(Gramineae)米草属(*Spartina*)生长于淤泥质海滩潮间带的耐盐耐淹的盐沼植物, 其适宜生长的温度区间在 9~25℃, 盐度耐受区间在 1%~6%, 超出这个区间的海水温度和盐度都会降低互花米草的生存能力, 另外海流速度的加快也会抑制互花米草的生长(张丹华, 2019)。由于上述这些因素的影响, 互花米草在我国主要分布在暖温带至南亚热带的东南沿海海滩, 生长环境多为海滩高潮滩下部至中潮带上部部分。1979年, 我国从美国东海岸引进互花米草用于促淤造陆和海岸保护的生态工程项目, 之后在我国沿海滩涂迅速扩散, 引起生物入侵(Wang Q *et al.*, 2006)。因此, 在利用互花米草进行生态修复时必须进行多角度生态价值和可持续应用风险分析, 确保互花米草的应用在该地区是利大于弊的。

近年来东南沿海城市为了缓解经济快速发展导致的用地紧张, 加大了沿海滩涂的围垦促淤力度, 温州在实施的有瓯江口东滩涂生态修复工程、瓯飞等工程, 在围垦和规划围垦的面积达 221 km², 因此温州沿海近期形成的围垦地和滩涂是高盐度的盐碱地, 含盐量超过 0.3%, 加上潮水冲刷, 可生长的植物种类极

收稿日期:

基金项目: 省级新产品试制计划(2021D60SA308624)

* 李建清为通讯作者。

少, 种植植物成活率低。而互花米草因在我国沿海滩涂的促淤造陆、防风护岸和改良土壤等方面效果突出 (Chung, C. H., 2006), 被列为围垦滩涂区域生态修复植被选择之一。

到目前为止, 国内前期对互花米草的研究主要以互花米草的生态价值与应用为主, 近些年则集中在互花米草的入侵危害与治理。本文以东南沿海城市围垦滩涂为研究区域, 就互花米草在沿海围垦滩涂生态修复和危害治理进行系统分析。

1. 互花米草在温州地区分布情况

温州市位于浙江省东南部, 地理坐标介于北纬 27°03'—28°36'、东经 119°37'—121°18'之间, 温州陆域面积 12110 km², 海域面积 8649 km²。大陆海岸线北起乐清市湖雾镇, 南至苍南县云亭虎头鼻, 全长 339 km, 岛屿面积 177 km², 江河面积 340 km²。温州海区是我国著名强潮区之一, 也是平均潮差较大的海域, 最大潮差为 6.41 m~8.34 m, 平均潮差为 4.09 m~5.09 m。海区年平均风速为 2.0 m/s—7.9 m/s, 海区盐度水平 28.8—35.58‰, 年平均 30.55‰。入海水系从北至南依次有瓯江、飞云江、鳌江流入海。全年波向夏季以东到东南向浪为主, 冬季以偏北浪为主, 又以 3 级以下轻浪为主, 6 级以上仅占 3%, 大浪常见于在台风时段。

浙江省于 1983 年开始在玉环县桐丽五门滩涂试种互花米草, 从 1991 年开始推广互花米草, 并以苍南海城涂、瓯海灵昆涂等地作为试验点, 互花米草正式进入温州沿海区域。根据数据显示, 温州地区的互花米草在 1993 为 390.64 hm², 2003 年为 821.09 hm², 年增长率为 11.02%, 温州各区县的互花米草见表 1 (宋国利, 2011)。

表 1 温州沿海各县互花米草面积变化表

Table 1 Change of *Spartina alterniflora* area in coastal counties of Wenzhou

年份 year	地区 region					
	温州市 (hm ²)	苍南县 (hm ²)	龙湾区 (hm ²)	平阳县 (hm ²)	瑞安市 (hm ²)	乐清市 (hm ²)
1993 年	390.64	48.09	329.91	0.89	9.60	2.17
2000 年	691.87	180.22	199.28	10.45	281.20	21.19
2003 年	821.09	143.27	156.07	18.94	342.93	159.89
年均增 长%	11.02	19.79	-5.26	202.81	347.21	726.82

2. 互花米草生长对滩涂生态系统的影响

2.1 互花米草生长对滩涂原生植被的影响

在我国, 互花米草主要危害表现在沿海地区的强适应性和竞争力, 互花米草生长后主要与红树林、短叶茳苳、海三棱藨草、芦苇、碱蓬和柽柳等原生植物发生竞争 (Zuo Ping, 2012; Mao Dehua, 2019)。在无人干扰下, 几年内就可以将乡土耐盐植物海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)、碱蓬 (*Suaeda glauca*)、南方碱蓬 (*Suaeda australis*)、碱菀(*Tripolium vulgare*)等的生存空间抢占, 成为单优种群 (陈中义, 2005)。随着盐度增加, 互花米草在与芦苇、碱蓬、海三棱藨草等竞争中表现出更强的适应力, 迅速挤占了本地种的生态位, 导致本地种只能分布在高程较高且盐度较低的区域 (Liao Chengzhang, 2007)。互花米草与红树植物存在生态位的重叠, 互花米草在红树林内呈斑块状分布于林间空隙处, 在红树林密集的地方难以生长, 在红树林的边缘以带状或斑块状分布, 与红树植物竞争阳光和生长空间, 对周围红树林幼苗形成遮荫, 抑制幼苗的生长 (李海生, 2021)。譬如在秋茄与互花米草竞争生长试验中, 秋茄种植区域仍会受到互花米草的侵入, 只有等红树林生长到一定郁闭度后可与互花米草自然竞争 (林秋莲, 2020)。

互花米草的生长对原生植物的影响并非全是“赶尽杀绝”式的。首先, 互花米草未在滩涂全部区域占据优势地位, 在浙江南部沿海中、高潮滩互花米草移植后的成活率为 100%, 在低潮滩, 移植后的成活率仅为 15%~30% (宋连清, 1997), 这些互花米草低适应区域的原生植被受互花米草的影响就非常小。互花

米草的分布范围与芦苇有部分重合, 芦苇适宜生长范围最低为海滩高潮滩下部, 而中潮带大部分情况下为光滩, 从而形成芦苇-互花米草-光滩的生长带分界线, 芦苇与互花米草在不同潮间带形成单一优势群落, 交界处又互相渗透共存。在部分地区, 互花米草通过调节种间/种内相互作用改变了原生态系统的结构和功能 (Altieri A H, 2010), 并与当地物种海草形成了相邻共存的带状景观格局。

2.2 互花米草生长对滩涂底栖动物与鸟类的影响

互花米草适宜区域位于海陆过渡地带, 盐度高且波动大, 加之海浪长时间冲刷, 底质复杂。特殊的生境造成了互花米草海滩生态系统中单一的植被类型, 由于互花米草地下根茎发达, 随着滩面的逐年淤高, 根茎与淤泥胶结在一起, 土壤中累积大量有机物, 有利于底栖生物的生存、穴居和繁衍, 并引来各种海鸟觅食栖息 (李加林, 2004)。

互花米草的生长对动物的影响是多方面的, 主要取决于互花米草对生长环境中的植被的影响程度。在一些生态环境较好、植被种类繁多的区域, 互花米草的生长使其他植被失去生存空间, 形成单一密集群落, 可能导致沿海贝类、蟹类和鱼类等多种生物窒息死亡, 出现了以滩涂生物为捕食对象的白鹭等禽鸟减少的现象, 还有许多鸟类丧失觅食环境和栖息场所而逐渐消失 (于海燕, 2010)。

第二种情况是对原初环境影响较小, 与当地植被形成竞争与共存的关系。这种情况下植被种类变化不大, 共生区域的出现为底栖动物提供了更复杂的生长环境, 在不影响次级生产力的同时, 可能提高了底栖动物的生物多样性。譬如互花米草与海草共生生境增加了甲壳类底栖动物的密度、生物量和多样性, 降低了多毛类底栖动物的密度和生物量以及软体类底栖动物的生物量 (隋皓辰, 2020)。而秋茄-互花米草区域的大型底栖动物略优于红树林生境 (林秋莲, 2020)。

还有一种情况是互花米草在光滩生长, 大量对互花米草与底栖动物的研究报告中都显示这种情况会对底栖动物产生有利影响。互花米草在三沙湾红树林的光滩生长后, 大型底栖动物物种数有所增加 (黄雅琴, 2020)。互花米草在澳大利亚小天鹅港生长后, 底栖动物物种丰富度及密度均显著高于光滩 (Hedge P, 2010)。

互花米草的生长造成了本地鸟类种群数量和物种多样性显著下降, 但也为某些非本地鸟类提供了空白生态位, 在一定程度上丰富了本地物种多样性, 对互花米草的快速清除反而可能不利于已适应并依赖互花米草生境的鸟类 (陈潘, 2019)。盐城海滩珍禽自然保护区中米草生态系统占主导地位, 其中有国家一类保护鸟类 11 种、二类 36 种, 中日候鸟协定保护鸟类 134 种, 此外还有数百种鸟类在迁徙过程中在此栖息停留 (沈永明, 2001)。

2.3 互花米草生长对滩涂土壤的影响

互花米草生长对地形环境有着积极的作用。海岸带由于不同因素的影响, 形成侵蚀型、淤长型和稳定型海岸 (彭建, 2000)。侵蚀型海岸由于波浪、潮流等的侵蚀作用, 对海岸、堤坝造成威胁, 给沿海人民的生命财产带来隐患。淤长型海岸会随着人类对海涂围垦速度的加快, 使得可围滩地减少, 围垦成本增加。互花米草优势在于能以较低的成本, 在侵蚀型海岸能消浪护岸, 在淤长型海岸能保滩促淤, 因而具有很好的工程效益 (李加林, 2004)。同时遥感分析和野外调查发现, 互花米草由于明显的促淤作用, 加速了潮滩的沉积速率, 容易使细颗粒物沉降堆积, 从而改变潮滩表层物质的分布, 导致互花米草滩内潮水沟宽深比小, 密度大, 水道稳定 (王爱军, 2006)。

互花米草生长对土壤中重金属含量产生影响。互花米草植株的根对重金属 Mn, Cr, Cu, Fe, Ni 等有富集作用。互花米草的优势体现在单株富集重金属总量较大, 生物量也大, 可以通过收割富集重金属的互花米草地上部分, 有效降低互花米草生长环境中的重金属质量分数 (胡恭任, 2008)。相同生态位的植物对比, 互花米草根部的重金属的累积量远远大于芦苇, 同时有效的阻止了重金属的向上迁移, 减少凋落物中的重金属回到土壤中。综上所述, 可以认为互花米草固定湿地重金属元素的能力比芦苇更高效 (谢红霞, 2006)。

互花米草对盐沼土壤有机碳组分有显著影响, 互花米草的高生长繁殖速率意味着其高效的固碳能力, 是优秀的固碳植物。有报道的建群 23 年的互花米草群落表层顽固性有机碳含量高于光滩, 表层土壤可溶性有机碳含量为: 互花米草滩>碱蓬滩>光滩, 且随着建群时间的增长, 互花米草对表层土壤有机碳与土壤碳库稳定性的贡献率呈递增趋势 (杭子清, 2013)。互花米草对氮、硫元素具有富集作用, 互花米草区的土壤中全氮储量、氮含量和氮流失速率高于碱蓬和芦苇 (Qi Xiangzhen, 2019; Yang Wen, 2016), 土壤总硫和

土壤有效硫含量也均高于光滩区土壤中其含量(张艳, 2017)。

在对江苏盐城新洋港海岸带盐沼碱蓬带、米草带、光滩带等 3 个地带的土壤微生物分析结果来看, 细菌的种类最为丰富, 其中米草带细菌种类最为繁多, 碱蓬带次之。真菌种类较少, 米草带真菌含量略高于碱蓬带, 光滩带最少。土壤中放线菌的类群在米草跟碱蓬两个地带并无显著的差异, 相对光滩, 在数量上具很大优势(赵平芝, 2008)。

3. 互花米草在温州围垦滩涂的可行性分析

温州近年来加大了沿海滩涂的围垦促淤力度, 产生了多个围垦吹填滩涂, 这些滩涂原始环境为光滩, 无植被分布, 互花米草的生长不会对该处生态环境造成破坏, 属于对植被影响最小的一种情况。温州地区的互花米草有 30 年的生长历史, 在许多地方已经稳定的融入了当地的沿海生态环境中, 在部分吹填滩涂自然形成生长的互花米草, 对温州乃至浙江整个沿海滩涂生态环境的影响是可控的。互花米草良好的促淤作用, 加速了潮滩的沉积速率, 实现有机物前期累积, 为土壤微生物与底栖动物提供养分, 进而吸引鸟类入驻, 是极其优秀的滩涂先锋植物, 为后期无论是互花米草自然生长还是清除互花米草种植其他植物都提供了良好的前期准备。而且光滩演替成互花米草群落, 能够有效提高该区域的观赏价值和碳汇能力。

同时, 互花米草在围垦滩涂生长对鸟类的影响也非常微小。互花米草对鸟类的影响主要体现在互花米草群落密度大, 不利于一些大型水鸟的栖息与觅食, 但互花米草的区域仅限制在围垦滩涂等新建人工湿地, 形成时间短, 尚未形成稳定的鸟类活动场所。其次, 温州地区湿地资源十分丰富, 面积 8 公顷以上的各类湿地面积合计 20.70 万公顷, 其中海与海岸湿地面积 18.10 万公顷, 占比 87.42%, 当互花米草在一处围垦滩涂生长导致不利于部分鸟类栖息后, 这些鸟类仍有大量栖息地选择。

温州地区近海污染主要以富营养化和重金属为主, 污染程度沿海岸呈带状分布, 越靠近海岸, 污染越严重。水质检测结果显示, 超标指标为无机氮、活性磷酸盐、汞、铅和溶解氧, 底质沉积物中铜、镉超 I 类标准, 铅、锌、汞、硫化物存在一定的污染。互花米草能高效固定土壤中的氮, 在盐水环境中对氮的吸收利用也大于芦苇, 有助于缓解近海的富营养化污染(李晓林, 2000; 李敏, 2009)。互花米草对 Pb、Hg 等重金属胁迫都具有较好的耐受性, 同时对重金属有富集作用, 通过收割互花米草的地上部分可以缓解近海的重金属污染。

滩涂的围垦也解决了互花米草的潜在入侵扩散威胁, 有研究表明, 围垦显著降低了堤内互花米草的扩张速度, 观测期内堤外互花米草种群面积增幅超过 400%, 而堤内仅为 21%。其原因是围垦大堤阻隔了潮水, 阻断了堤内互花米草种子随潮水传播的途径, 从而降低了其种群的有性扩张速度, 围垦堤内无淹水影响及泥沙交换引起的高程变化, 缺乏淹水及高程的变化导致互花米草的环境强适应性优势大大降低, 在该区域与其他植被竞争无法达到绝对的压制, 故互花米草种群的生长及扩张较堤外受到更大的限制(刘潞, 2019)。

综上所述, 互花米草在温州围垦滩涂生态群落中对滩涂植被、鸟类等有利有弊, 对改善近海的环境污染有一定正向作用。在温州围垦滩涂的互花米草群落扩散威胁也是极小的, 互花米草群落是自然可控的。互花米草群落发挥其优势, 避免其有害的一面, 为其他沿海城市滩涂生态修复提供了参考。

4. 互花米草控制应急技术要点

虽然温州地区的互花米草生长危害极低, 但为应对可能出现的互花米草扩散泛滥情况, 以及互花米草种植区域改种其他植物的需要, 可从以下 3 个方面进行防治。

4.1 种植芦苇缓解互花米草生长

芦苇的适宜生长潮间带高于互花米草, 种植芦苇能有效阻断互花米草向高潮带扩张的趋势, 同时, 有研究表明, 芦苇能有效缓解互花米草的化感作用, 通过对比不同浸提液对黑麦草和碱蓬的种子萌发与幼苗生长的影响, 发现互花米草浸提液具备明显的化感抑制作用, 芦苇虽然也有化感作用, 但是它对黑麦草和碱蓬的抑制效果小于互花米草, 而且 1:1 互花米草与芦苇混合浸提液显著提高了黑麦草的种子萌发, 虽然对碱蓬仍表现出化感抑制趋势, 但是它的抑制效果没有互花米草的作用显著(舒王凯, 2019)。可见种植芦苇能有效抑制缓解互花米草对其他滩涂植物的化感抑制。

4.2 种植无瓣海桑抑制互花米草的生长

有研究表明,无瓣海桑能有效抑制互花米草的生长,随着无瓣海桑红树林种植年限的增加,互花米草生长状况逐年受到影响,表现为株高变矮,盖度减少,多度降低,频度较小,生物量减少,说明无瓣海桑可以有效地抑制互花米草的滋生蔓延,并可恢复红树林生态系统(唐国玲,2007)。其原因可能是无瓣海桑群落土壤化感作用强于互花米草群落,无瓣海桑通过根系分泌和凋落物分解产生更多的化感物质进入土壤,改变群落内土壤的化学性质,从而抑制互花米草的生长(李静,2011)。

4.3 刈割等物理方法控制互花米草生长

通过物理手段清理互花米草时,在没有正确的方法支持下往往结果会事倍功半。有研究表明,单一的切割对互花米草的萌生株数影响不明显(黄丽,2007),而部分地区采取冬季火烧与收割反而可能对互花米草的生长和繁殖有一定的促进作用(王智晨,2006),正确的做法应该是通过在互花米草生长关键期(7月的扬花期)刈割配合一定水位的持续淹水(约3个月),能够迅速有效地治理互花米草(袁琳,2008)。同时高强度遮荫会显著影响互花米草生物量和渗透调节物质,极大程度抑制互花米草的快速生长(张丽平,2019)。

5. 展望

近年来,多有互花米草造成生态破坏的报道,但笔者认为,互花米草在特定地区仍有其价值。互花米草具有的成活率高、固碳能力强等优点,能有效促进滩涂生态系统的修复。因此应对自然生长的互花米草,以及将来是否可能将互花米草主动应用,还需要从以下几个方面进行考虑:1. 生物多样性保护:互花米草在滩涂生长后是否形成单一群落对滩涂生态系统的生物多样性的保护至关重要;2. 土壤性质改良:互花米草具有固碳、固氮、重金属富集等作用,可有效改良土壤性质,因此对于某些盐碱度、重金属含量偏高的滩涂可试验性种植;3. 互花米草的配置方式:不同滩涂区域需根据生境条件(主要包括地形、土壤),以及与其它物种的混交关系,设置合理的种植模式来让其自由生长或是限制生长。

参考文献

- 陈潘,张燕,朱晓静,等. 2019. 互花米草入侵对鸟类的生态影响[J]. 生态学报, 39(07):20-28.
- 陈中义,李博,陈家宽. 2005. 互花米草与海三棱藨草的生长特征和相对竞争能力[J]. 生物多样性, 13(2):130-136.
- 杭子清. 2013. 互花米草(*Spartina alterniflora*)盐沼土壤有机碳组分、来源及结构特征研究[D]. 南京师范大学.
- 胡恭任,于瑞莲. 2008. 泉州湾互花米草中重金属富集程度分析[J]. 华侨大学学报:自然科学版, 29(2):250-255.
- 黄丽. 2007. 互花米草切割迹地红树林恢复效果试验[J]. 防护林科技, 000(005):26-28.
- 黄雅琴,王建军,何雪宝,等. 2020. 三沙湾互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵对大型底栖动物群落结构的影响[J]. 海洋与湖沼, v.51(03):78-91.
- 李海生,彭小彬,吴秩鑫,等. 2014. 互花米草对红树林湿地的入侵现状调查研究[J]. 广东第二师范学院学报, 34(3):6.
- 李加林. 2004. 互花米草海滩生态系统及其综合效益——以江浙沿海为例[J]. 宁波大学学报:理工版, 17(1):5.
- 李静,田广红,彭少麟,等. 2011. 无瓣海桑和互花米草群落土壤化感作用比较[J]. 生态与农村环境学报, 27(002):105-108.
- 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[J]. 生态学报, 29(7):3960-3969.
- 李晓林,姚青. 2000. VA菌根与植物的矿质营养[J]. 自然科学进展, 10(6):524-531.
- 林秋莲,顾肖璇,陈昕韡,等. 2020. 红树植物秋茄替代互花米草的生态修复评估——以浙江温州为例[J]. 生态学杂志, 39(6):8.
- 刘潞,余夏杨,唐洪根,等. 2019. 围垦对条子泥互花米草种群年季扩张特征的影响[J]. 农业资源与环境学报, v.36;No.175(03):128-136.
- 彭建,王仰麟. 2000. 我国沿海滩涂景观生态初步研究[J]. 地理研究(03):249-256.
- 沈永明. 2001. 江苏沿海互花米草盐沼湿地的经济、生态功能[J]. 生态经济(9):3.
- 舒玉凯,董鸣,杨俊,等. 2019. 本地种芦苇缓解湿地外来入侵种互花米草的化感作用[J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 18(005):483-489.
- 宋国利,金文斌. 2011. 基于RS和GIS技术的温州海岸带湿地变化研究[C].

- 宋连清. 1997. 互花米草及其对海岸的防护作用[J]. 东海海洋(1).
- 隋皓辰, 闫家国, 崔保山, 等. 2020. 互花米草与海草床的共生效应对盐沼湿地底栖动物群落的影响[J]. 环境生态学, 001(008):21-27.
- 唐国玲, 沈禄恒, 翁伟花, 等. 2007. 无瓣海桑对互花米草的生态控制效果[J]. 华南农业大学学报, 28(001):10-13.
- 王爱军, 高抒, 贾建军. 2006. 互花米草对江苏潮滩沉积和地貌演化的影响[J]. 海洋学报(中文版), 28(1):92-99.
- 王智晨, 张亦默, 潘晓云, 等. 2006. 冬季火烧与收割对互花米草地上部分生长与繁殖的影响[J]. 生物多样性, 14(4):9.
- 谢红霞. 2006. 长江口潮滩芦苇与互花米草中重金属累积的比较研究[D]. 华东师范大学.
- 于海燕, 邵卫伟, 韩明春, 等. 2010. 浙江省典型生态系统外来入侵物种调查研究[J]. 中国环境监测(05):70-74.
- 袁琳, 祝振昌, 张利权, 等. 2008. 刈割与水位调节集成技术控制互花米草(*Spartina alterniflora*)[J]. 生态学报, 28(11):8.
- 张丹华, 胡远满, 刘淼. 2019. 基于 Maxent 生态位模型的互花米草在我国沿海的潜在分布[J]. 应用生态学报, 30(7):2329-2337.
- 张丽平, 周亚圣, 刘君成, 等. 2019. 遮荫对刈割互花米草生物量及渗透调节物质的影响[J]. 西南林业大学学报, 039(004):142-148.
- 张艳. 2017. 胶州湾互花米草湿地土壤硫素分布特征及其影响因素[D]. 青岛大学.
- 赵平芝, 张玲, 朱晓飞, 等. 2008. 苏北海岸带互花米草盐沼土壤微生物的空间分布[J]. 中国农学通报, 24(006):255-260.
- Altieri A H, Wesenbeeck B, Silliman B. 2010. Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success[J]. Ecology, 91(5):1269-1275.
- Chung, C. H. 2006. Forty years of ecological engineering with spartina plantations in china. Ecological Engineering, 27(1), 49-57.
- Hedge P, Kriwoken L K. 2010. Evidence for effects of *Spartina anglica* invasion on benthic macrofauna in Little Swanport estuary, Tasmania[J]. Austral Ecology, 25(2):150-159.
- Liao Chengzhang, Luo Yiqi, Jiang Lifen, et al. 2007. Invasion of *Spartina alterniflora* Enhanced Ecosystem Carbon and Nitrogen Stocks in the Yangtze Estuary, China[J]. Ecosystems, 10(8):1351-1361.
- Mao Dehua, Liu Mingyue, Wang Zongming, et al. 2019. Rapid Invasion of *Spartina Alterniflora* in the Coastal Zone of Mainland China: Spatiotemporal Patterns and Human Prevention[J]. Sensors, 19(10):2308.
- Qi Xiangzhen, Liu Huiyu, Lin Zhenshan, et al. 2019. Impacts of Age and Expansion Direction of Invasive *Spartina alterniflora* on Soil Organic Carbon Dynamics in Coastal Salt Marshes Along Eastern China[J]. Estuaries and Coasts(4).
- Wang Qing, An Shuqing, MA Zhijun, et al. 2006. Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management[J]. Acta Phytotaxon Sin, 44(5):559-588.
- Yang Wen, An Shuqing, Zhao Hui, et al. 2016. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on soil organic carbon and nitrogen pools sizes, stability, and turnover in a coastal salt marsh of eastern China[J]. Ecological engineering: The Journal of Ecotechnology, 86:174-182.
- Zuo Ping, Zhao Shuhe, Liu Chang'an, et al. 2012. Distribution of *spartina* spp. along china's coast[J]. Ecological Engineering, 40(none), 160-166.