

不同建群时间下互花米草种群生长及生物量分配

姚懿函, 清华, 安树青*, 何军, 王玉

(南京大学生命科学学院, 湿地生态研究所, 南京 210093)

摘要: 采用“空间代替时间”的方法, 研究具有不同建群时间的互花米草种群生长及生物量分配特征。结果表明: 种群高度生长从建群 2a 到 16a 呈下降趋势, 6a 和 16a 均显著低于 2a ($P < 0.05$); 密度、总生物量及地上生物量从建群 2a 到 16a 均呈下降趋势, 16a 显著低于 2a ($P < 0.05$); 地下生物量、根冠比随建群时间延长先增长后降低, 但前者 16a 显著低于 2a ($P < 0.05$); 同化器官生物量不随建群时间变化, 而非同化器官生物量随建群时间延长而减少, 6a 和 16a 均显著低于 2a ($P < 0.05$); 须根和根状茎生物量随建群时间延长先增大后减小。结果显示建群 16a 后种群呈衰退态势, 探究其原因将有助于我国互花米草的管理与控制。

关键词: 互花米草; 建群时间; 生长; 生物量分配

Growth and biomass allocation of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

YAO Yihan, QING Hua, AN Shuqing*, HE Jun, WANG Yu

School of Life Science, Institute of Wetland Ecology, Nanjing University, Nanjing 210093, China

Abstract: Growth and biomass allocation of differently-aged populations of *Spartina alterniflora* were studied by methodology of “spatial for temporal gradient”. The results showed that: the height growth of *Spartina alterniflora* populations presented a downward trend with the increase of population age, and the height growth of 6 and 16 years old populations were significantly lower than that of 2 years old population ($P < 0.05$); the density, total biomass and above-ground biomass of populations decreased with the increase of population age, with significant difference between those of 16 and 2 years old populations ($P < 0.05$); the below-ground biomass and root-shoot ratio increased in the first few years followed with reducing thenafter, and the below-ground biomass of 16 years old population was significantly lower than that of 2 years old population ($P < 0.05$); the assimilative organic biomass didn't change with population age, while non-assimilative organic biomass reduced with increase of population age with those of 6 and 16 years old populations being significantly lower than that of 2 years old population ($P < 0.05$); the fibrous roots and rhizome biomass increased in the first few years followed with reducing. All the results indicated that the 16 years old population of *Spartina alterniflora* presented a declining trend and more understanding of the declining reasons will be helpful to the management and control of *Spartina alterniflora* in China.

Key Words: *Spartina alterniflora*; age of population; growth; biomass allocation

外来物种入侵已成为全球变化的重要现象之一^[1-2], 外来入侵种往往凭借其强大的繁殖传播能力和竞争适应能力得以迅速扩散, 形成爆发。但是, 存在外来物种成功入侵若干年后种群开始退化的现象。如大米草 (*Spartina anglica* Hubbard) 作为盐沼湿地植物, 天然分布于英国海岸, 先后入侵了美国、澳大利亚、荷兰等国

基金项目: 国家林业局公益资助项目 (200804005); 江苏省自然科学基金 (BK2009154); 国家高等学校博士学科点专项科研基金资助项目 (20070284022)

收稿日期: 2009-09-11; **修订日期:** 2009-12-01

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: anshuq@nju.edu.cn

家;我国的大米草 20 世纪 90 年代广泛分布于沿海滩涂,面积曾扩展到 36000 hm^2 ^[3],然而从 20 世纪 90 年代以后,我国引种的大米草却出现了严重的衰退,具体表现为植株矮化,生物量减少和有性繁殖基本丧失^[4-5]。另外,澳大利亚外来的含羞草(*Mimosa pudica*)由于病原菌感染导致大面积衰退^[6];原产非洲的弯叶画眉草(*Eragrostis curvula*)在引入美国后也发生过衰退,表现为种群中心植株大量死亡^[7]。外来入侵种发生衰退,对于控制外来入侵有重要指导意义,然而,这方面的研究工作鲜见报道。因此,外来入侵种的自然衰退是个值得深入研究的命题。

互花米草(*Spartina alterniflora* Loisel)原产于大西洋西海岸及墨西哥湾,是一种适宜在广阔滩面生长的耐盐耐淹的多年生草本植物,由于人类有意引入或无意带入,现在已成为全球海岸盐沼生态系统中最成功的入侵植物^[8]。我国于 1979 年从美国成功引进互花米草后,现已分布于我国沿海的大部分淤泥质滩涂,面积超过 5 万 hm^2 ^[9]。作为入侵种,互花米草在全球总体趋势属于种群爆发,但有报道互花米草在其原产地出现种群退化的现象^[10],在入侵地是否退化的报道少见,仅有个别小范围植株枯萎死亡的报道^[11],但是在野外观察发现发育成熟的互花米草种群存在逐渐斑块化的现象。因此,验证我国互花米草种群是否存在退化十分必要,这对于控制我国入侵互花米草有重要意义。

本研究通过不同时期遥感影像的解析,结合实地调查,采用空间代替时间的方法,研究具有不同建群时间的互花米草种群生长及生物量特征,分析其随建群时间的变化趋势,论证其是否存在退化现象,可为更好地预测其发展趋势及其科学管理提供理论基础。

1 研究区概况

研究区位于我国江苏省盐城国家级珍禽保护区的核心区($33^{\circ}27'—33^{\circ}39'N, 120^{\circ}29'—121^{\circ}41'E$)。该保护区成立于 1983 年,占地面积约为 4530 km^2 ;其核心区位于保护区中部,南以斗龙港出海口北岸为界,北以新洋港出海口南岸为界,东至海水 0 m 等深线,西以海堤向东 2 km 为界,总面积为 138 km^2 。

该区属于典型的原生潮滩湿地生态系统,且处于绝对保护之下,无居民居住,人为干扰少。该区淤泥质潮滩宽广平缓,一般宽 2—6 km,其中适宜互花米草生长的潮间带上部宽为 1—4 km。该区属暖温带向北亚热带过渡的季风气候,滩涂底质、潮汐动力与气候与互花米草原产地美国东海岸相近,适合互花米草的栽种与扩展。

江苏沿海自 1982 年开始试种互花米草,1983 年在启东、射阳、滨海、灌云、连云港、赣榆等市、县普遍试栽成功^[12],并迅速扩展,2001 年江苏沿海已形成约 137 km^2 的互花米草盐沼^[13],占据了沿岸潮滩适合其生长的生态位,并且能够通过滩面的淤高继续向海扩展。

研究区内互花米草盐沼形成及发展过程受人为干扰少,可以作为研究不同建群时间下互花米草种群自然变化的典型样地。

2 研究方法

2.1 互花米草建群时间及样地位置确定

本研究采用空间代替时间的方法,通过比较具有不同建群时间的现存互花米草种群来研究互花米草种群的特征变化,开展时间为 2008 年。

由于互花米草引种初期,种群斑块小,遥感影像无法分辨;通过分析对比,本研究选取 1991—1992 年、2001—2002 年和 2005—2006 年 3 个时相的江苏盐城沿海 TM 卫星遥感影像,首先对影像进行地理校正和大气辐射校正,然后采用监督分类法结合目视判读从不同卫星影像中提取互花米草盐沼,再结合地面调查与文献调研的结果,分别得到研究区 3 个时期的互花米草植被分布范围。将 3 个时期分布图进行叠加,图上 3 个时期重叠部分的互花米草形成于 1992 年或更早时候,即建群时间为 16a 或更长,考虑到互花米草种群形成初期辐射扩散^[14],确定该部分边缘的种群建群时间为 16a。仅 2002 年和 2006 年重叠部分的互花米草形成时间为 1992—2002 年之间,即建群时间为 6—15a,考虑到互花米草在海岸带的扩张趋势是向海方向扩展^[15],确定该部分向海方向外缘的互花米草种群是 2002 年新形成的,即建群时间为 6a。仅 2006 年有互花米草分布的部

分表示其现有种群为 2002—2006 年之间形成,即建群时间为 2—5a;同理,可以确定建群时间为 2a 的互花米草种群。由此,确定现有互花米草种群中建群时间为分别为 16、6、2a 的种群的地理位置,从而选定样地。在每个建群时间的种群范围内选取 3 个典型样地进行调查采样(图 1)。

2.2 野外调查及采样

分别于互花米草生长季的初期(2008 年 4 月下旬)及末期(2008 年 11 月上旬)进行野外调查及采样。通过 GPS 引导到达所确定的样地位置,每个样地选取 3 个 50 cm × 50 cm 样方,记录地理坐标。样地远离潮汐沟,且底质条件相对均质,植物生长和分布较为一致。末期调查及采样选取的样方尽量接近相应的初期样方。调查每个样方的植株密度,随机选取 6 株具有代表性的个体测量植株高度。将样方内所有植株地上部分齐地面收割,带回实验室。将样方内地面以下土壤分层取出,每 10 cm 一层,共 5 层,将其中的地下根系用水洗出,带回实验室。将取回的植株分别按不同构件(地上部分分为叶片、叶鞘和茎;地下部分为须根和根状茎),分别用自来水清洗,于 80℃ 烘干至恒重后,称干重。

2.3 数据分析

计算同化器官(叶片)与非同化器官(茎及叶鞘)的生物量,两者的比值(A/N);地下生物量,地上生物量,及其比值(根冠比)。数据统计分析采用 SPSS13.0 软件完成,用单因素方差分析(One-way ANOVA)检验不同建群时间下互花米草种群之间生长及生物量特征的差异显著性,并采用 Duncan 多重比较进行所需的后续检验($P=0.05$)。

3 结果与分析

3.1 不同建群时间下互花米草种群高度生长与植株密度

生长季初期,不同建群时间互花米草株高无显著差异;生长季末期 2 年生种群株高显著高于 6 年生和 16 年生的种群,而后两者之间无显著差异;同时,2 年生互花米草种群植株高度增长显著高于 6 年生和 16 年生的种群,而后两者之间无显著差异(图 2a)。

生长季初期,互花米草种群植株密度随建群时间呈递减趋势,其中 2a 与 16a 之间的差异达到显著差异;生长季末期的趋势与生长季初期一致,其中建群时间为 6a 的种群密度略小于建群 2a 的种群,但两者差异不显著,而建群 16a 的种群显著小于前两者;1 个生长季后,建群时间为 16a 的种群的密度增量小,但不同建群时间的种群之间差异不显著(图 2b)。

3.2 不同建群时间下互花米草生物量累积及其分配

无论生长季初期和生长季末期,建群时间为 6a 的种群的总生物量均显著高于 2a 和 16a 的种群,后两者无显著差异;1 个生长季的总生物量累积随建群时间延长而递减,2 年生与 16 年生种群的累积量差异显著(图 3)。

生长季初期,不同建群时间种群的地上生物量均无显著差异($P>0.05$);地下生物量为 $6a>16a>2a$ ($P<0.05$)。生长季末期,2 年生种群的地上生物量显著高于 6 年生和 16 年生种群($P<0.05$),后两者无显著差异($P>0.05$);6 年生种群的地下生物量显著高于 2 年生和 16 年生的种群($P<0.05$),后两者无显著差异($P>0.05$)。经过一个生长季,地上生物量累积量的变化趋势为 2 年生种群显著高于 6 年生和 16 年生种群

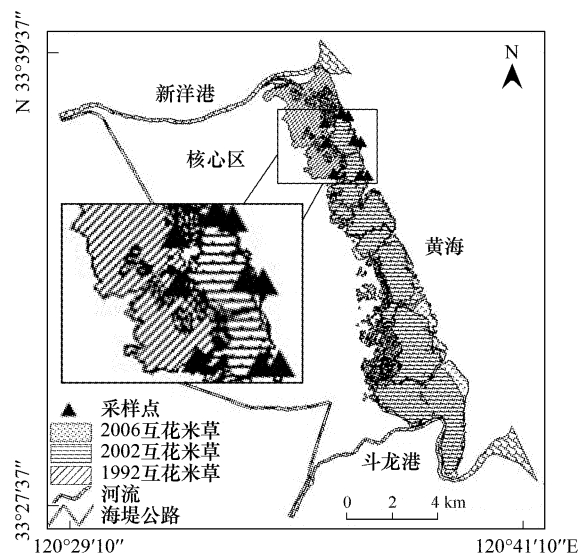


图 1 不同建群时间的互花米草种群分布及样地地理位置图
Fig.1 Distribution of differently-aged populations of *Spartina alterniflora* and sampling sites

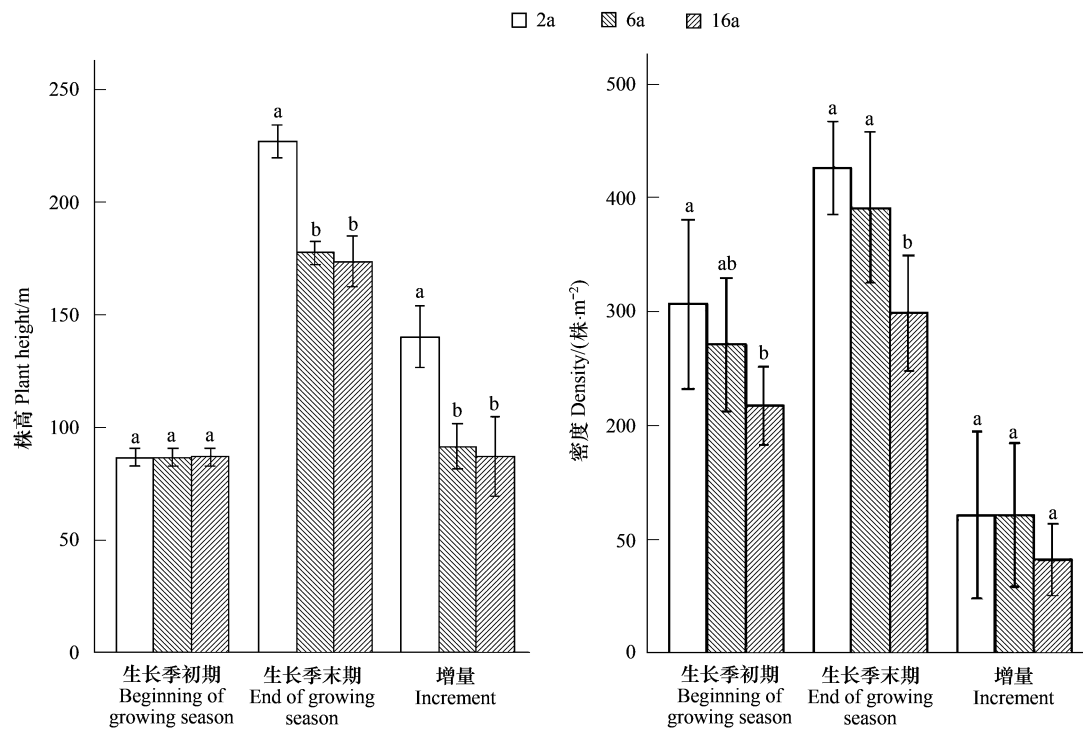


图2 不同建群时间下互花米草植株高度与植株密度

Fig. 2 Plant height and density of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

($P < 0.05$), 后两者无显著差异 ($P > 0.05$); 地下生物量累积量的变化趋势为 2 年生和 6 年生种群之间无显著差异 ($P > 0.05$), 但都显著高于 16 年生种群 ($P < 0.05$) (图 3)。

生长季初期, 不同建群时间下种群根冠比的变化趋势为 6a (4.15) > 16a (3.40) > 2a (1.55), 其中 6a 与 2a 种群间的差异显著 ($P < 0.05$); 生长季末期的根冠比变化趋势为 6 年生种群 (2.32) 显著大于 2 年生 (0.81) 与 16 年生 (1.11) 种群 ($P < 0.05$), 而后两者无显著差异 ($P > 0.05$) (图 3)。

3.3 不同建群时间下互花米草种群地上生物量分配

生长季初期, 各建群时间下种群的同化器官生物量、非同化器官生物量均无显著差异。生长季末期, 各种群同化器官生物量差异仍不显著; 2 年生种群的非同化器官生物量显著高于 6 年生和 16 年生的种群, 后两者无显著差异。经过一个生长季, 各建群时间下种群的同化器官生物量的累积量无显著差异; 非同化器官生物量累积量的变化趋势均为 2 年生种群显著小于 6 年生和 16 年生的种群, 后两者无显著差异 (表 1)。

不同建群时间种群的 A/N 比在生长季初期无显著差异, 在生长季末期产生变化, 2 年生种群显著小于 6 年生和 16 年生的种群, 后两者无显著差异 (表 1)。

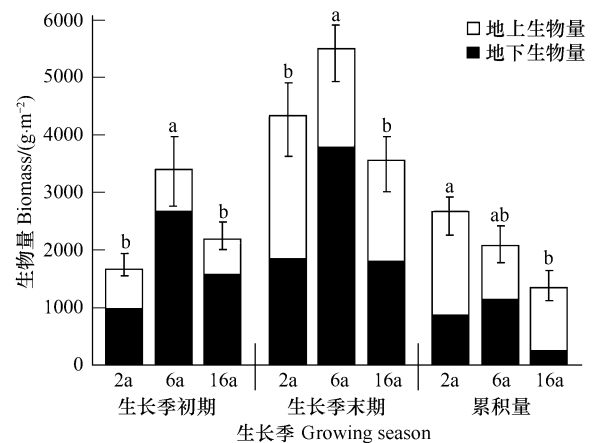


图3 不同建群时间下互花米草种群生物量累积及其分配

Fig. 3 Biomass accumulation and allocation of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

表 1 不同建群时间互花米草种群地上生物量分配及年际增量/(g·m⁻²)*Table 1 Above-ground biomass allocation and annual increment of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

生长季 Growing season	建群时间/a Population age	同化器官 Assimilative organs	非同化器官 Non-assimilative organs	同化器官/非同化器官 Assimilative organs/ Non-assimilative organs
生长季初期 Beginning of growing season	2	305.90 ± 36.44a	372.18 ± 55.37a	0.94a
	6	354.19 ± 40.59a	369.99 ± 35.91a	0.95a
	16	342.49 ± 61.22a	286.04 ± 47.53a	1.18a
生长季末期 End of growing season	2	816.58 ± 98.83a	1666.53 ± 194.08a	0.49b
	6	658.09 ± 49.35a	1039.02 ± 86.65b	0.64a
	16	690.14 ± 89.18a	1044.65 ± 133.97b	0.67a
增量 Increment	2	510.68 ± 90.23a	1294.35 ± 116.46a	—
	6	303.9 ± 46.80a	669.03 ± 95.20b	—
	16	347.65 ± 55.37a	758.61 ± 72.47b	—

* 不同的字母表示不同建群时间下的差异显著($P < 0.05$)

3.4 不同建群时间下互花米草种群地下生物量分配及垂直空间分布

3.4.1 不同建群时间互花米草种群地下生物量分配

生长季初期,不同建群时间下种群须根生物量比较结果为 6a > 16a > 2a;6 年生种群的根状茎生物量显著高于 2 年生和 16 年生的种群,后两者无显著差异。生长季末期,不同建群时间种群须根生物量比较结果与生长季初一致;根状茎生物量比较结果为 6a > 2a > 16a(表 2)。

经过一个生长季,6 年生种群的须根生物量增量显著高于 2 年生和 6 年生种群,后两者无显著差异,其中 16 年生种群的须根量是降低的;根状茎生物量增量的比较结果为 2a > 6a > 16a(表 2)。

表 2 不同建群时间互花米草种群地下生物量分配及年际增量/(g·m⁻²)*Table 2 Below-ground biomass allocation and annual increment of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

生长季 Growing season	建群时间 Population age/a	须根 Fibrous root	根状茎 Rhizome
生长季初期 Beginning of growing season	2	521.21 ± 29.23c	463.68 ± 25.70b
	6	1730.17 ± 210.24a	932.78 ± 72.70a
	16	945.10 ± 110.31b	618.61 ± 51.17b
生长季末期 End of growing season	2	697.99 ± 12.49c	1145.40 ± 53.74b
	6	2363.94 ± 54.48a	1426.01 ± 54.95a
	16	900.96 ± 85.58b	905.29 ± 53.77c
增量 Increment	2	176.78 ± 27.88b	681.72 ± 27.82a
	6	633.77 ± 140.58a	493.23 ± 86.01b
	16	-44.14 ± 43.15b	286.68 ± 49.09c

* 不同的字母表示不同建群时间下的差异显著($P < 0.05$)

3.4.2 不同建群时间互花米草种群地下生物量垂直空间分布

生长季初期,建群 2a 的种群地下各层生物量由上到下呈明显递减趋势,而 6 年生和 16 年生种群地下各层的分布相对均匀,无明显趋势。生长季末期,2 年生和 6 年生种群地下各层生物量分布规律为先增加后减少,其中 10—20cm 层分布最多;而 16 年生种群的分布是由上到下依次递减,即表层的生物量最多(图 4)。

4 讨论与结论

4.1 互花米草存在入侵后自然衰退趋势

入侵种凭借其强大的繁殖传播能力和竞争适应能力在其入侵地快速扩张,分布范围及面积不断扩大,但同时对于建群一定时间的局域种群也会存在衰退的迹象。这种小范围的局域衰退对整个入侵性的影响可能很小,但影响是肯定存在的,随着衰退区域的扩大和衰退程度的加深,这种影响也将更为明显。因此,目前开

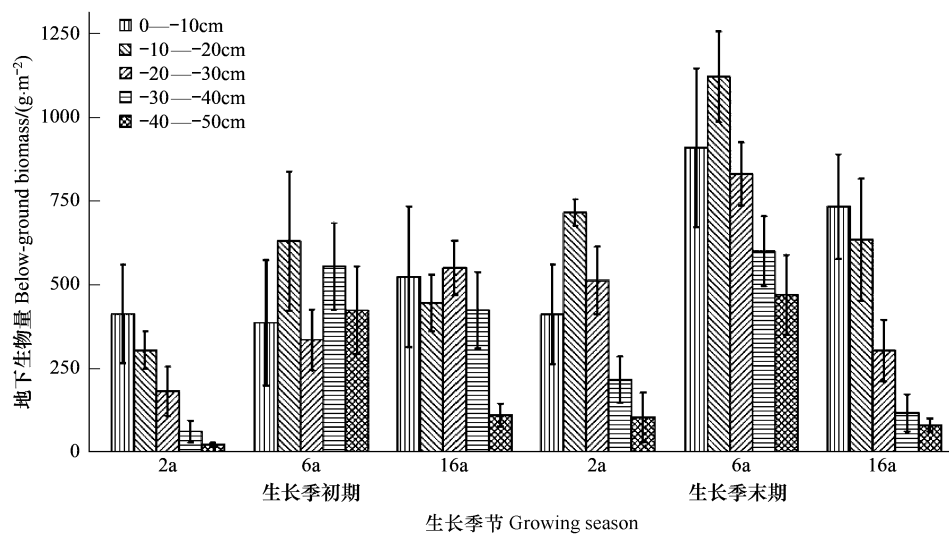


图4 不同建群时间互花米草种群地下生物量垂直空间分布

Fig. 4 Vertical distribution of below-ground biomass of differently-aged populations of *Spartina alterniflora*

展互花米草种群局域范围衰退的研究,对分析未来互花米草可能的入侵趋势有一定意义。

植株密度是植物种群发展过程中最基本的形态特征,在一定程度上反映种群的发展态势^[16]。本研究表明,入侵互花米草种群植株密度随建群时间延长呈下降趋势,16年生种群的密度显著低于2年生种群。野外调查过程中还发现16年生种群的分布呈明显斑块化。研究区内不同时期遥感影像解译得到的互花米草分布图也反映出该种群由建群最初两年呈连续成片分布发展到16a后呈斑块化分布的特征。由此推测,该种群有正在退化的趋势。

植物种群植株高度和生物量都属于种群的基本数量特征^[16],能够反映种群的生态学特性、生产力以及生长发育状况^[17]。本研究表明,入侵的互花米草种群植株株高随建群时间延长呈下降趋势,16年生种群的株高显著低于2年生种群,说明该种群的互花米草随时间逐渐矮化,种群的生长状况逐渐衰退。入侵互花米草种群在生长季初期和末期的现存总生物量随建群时间先增长后降低,说明入侵成功初期种群迅速生长,占据生境,但随着时间推移,生长开始变缓,有逐渐衰退的迹象。种群一个生长季总生物量的累积随建群时间延长呈递减趋势,可以看出16年生种群的净初级生产力要远低于2年生种群,也可表明种群正逐渐衰退。总之,以上种群高度和生物量证据都表明建群16a种群的生产力和生长发育状况都显著小于2年生的种群,整体上呈衰退态势。

植物各部分是一个统一的整体,地上部分的光合产物对地下部分的生长发育有重要的影响,是地下部分生物量的能量来源,又依靠地下部分吸收生长所需要的水分和营养物质^[17]。本研究表明,16年生种群一个生长季的地上、地下生物量的累积量均显著小于2年生种群,这表明建群16a后种群的光合能力和吸收水分、营养物质的能力都远不如2年生种群,进而影响种群整体的生长状况,这与上述密度株高结果一致,可以说明种群正逐渐衰退。植物地下/地上生物量的比值即根冠比,是描述植物地上部分生物量与地下部分生物量配置关系的一个重要参数^[18],反映了营养物质的分配关系,互花米草属多年生草本植物,常常具有较高的根冠比。本研究表明,入侵种群的根冠比随建群时间延长先增大后减小,说明种群发展一定时间后,为了维持一定的光合能力,有机质分配向地下输送相对变少,而对地上部分的投入相对变多,这是种群发展过程中与海岸环境相互作用的结果。

植物地上部分的叶片是进行光合作用、制造并积累有机物质的主要场所,是主要的同化器官,反映植物利用光照生产有机质的能力,决定了植物初级生产力的高低。植物同化器官生物量与非同化器官生物量的比值(A/N)是植物种群或群落的光合生产的重要指标^[16,19],A/N值越大说明同化器官生物量分配比例高,有利于

植物摄取光资源、同化养分。本研究表明,入侵互花米草种群的地上部分的同化器官的生物量不随建群时间变化,非同化器官生物量随建群时间变化趋势为减少,A/N 值随建群时间增大,这些说明随建群时间延长,在地上总生物量减少的情况下,互花米草通过增加叶片的光合产物转化为自身形态建成的量,减少向非同化器官(主要为茎秆)转移的量来维持一定光合生产能力,但却会导致植株的矮小。

互花米草地下部分的须根系是其吸收养分的通道;根状茎是其养分与气体传输的重要通道,并且具有较强的繁殖能力,是其种群的建立、更新与扩张的一条重要的途径^[20]。本研究表明,入侵种群地下部分须根系和根状茎干重的变化都是先增大后减小,说明入侵种群的养分吸收、传输能力和无性繁殖扩张能力在入侵初期显著增强,有利于种群的迅速扩张,但一段时间后须根系和根状茎量都开始下降,16 年生种群相比于 2 年生种群已大大降低,种群吸收养分和无性繁殖的能力相应减弱,种群的生产力和扩张力也随之下降,促使种群逐渐衰退。另外,入侵种群地下生物量的空间分布规律随建群时间也有一定变化,随建群时间的延长越来越集中于表层,是与环境因子相互作用的结果,并不能直接说明种群发展态势。

4.2 互花米草衰退的可能原因

植物衰退是植物种群发生的重要现象,主要表现为种群生活力下降,并伴随叶片变黄、变小,植物顶端枯死、植株矮化,最后可能演变为种群呈现不同面积斑块状死亡。植物自然衰退的原因主要包括:内在生长繁殖能力降低^[21-22];环境胁迫^[23-24];病菌侵染^[25-26];人为干扰^[27-28]。

已有报道互花米草在其原产地退化的原因主要是自然因素:过度淹没导致的土壤厌氧条件抑止植物根系气体交换,累积植物毒素^[29-30];持续干旱导致土壤缺水,盐度增加,土壤酸化,大量释放对植物有毒金属元素(Fe、Al)^[10]。目前互花米草在全球入侵地总体上属爆发之势,发生衰退的报道很少见。在我国黄河口互花米草盐沼有发生退化的现象,成片互花米草枯萎死亡,原因与大量贝壳沉积影响互花米草的正常生长有关^[11]。

苏北珍禽保护区潮滩属于典型淤积性海岸,互花米草秆密集粗壮、地下根系发达,能够对潮水起到显著的消浪及缓流作用,故能促进泥沙的快速沉降与淤积^[8, 31],因此互花米草种群在该保护区潮滩定居成功后的发展过程是伴随着高程增加的,而高程的增加又会引起潮侵率、沉积物物理化学性质(粒径、盐度、酸碱度、养分等)和微生物等环境因子的变化^[13, 32-33],16a 后互花米草种群的衰退状态是种群与这些环境因子的变化相互作用的结果。本研究的区域属于自然保护区,人为干扰很少,该因素可以排除。但是对于种群是否存在内在繁殖力下降和病菌侵染还需要进一步研究。

4.3 结论

综上所述,不同建群时间下互花米草种群的生长与生物量分配特征都有差异,种群总体上呈衰退态势,其衰退的原因可能与伴随建群时间环境因子发生的变化有关。本文的研究只涉及植物的生长和生物量分配,属于研究的初级阶段,今后还需要对种群繁殖以及种群与环境因子相互作用进一步探索与研究,以便更好地预测入侵互花米草种群的发展趋势,为科学管理提供科学理论。

References:

- [1] Vitousek P M, Tumer D R, Parton W J, Sanford R L. Litter decomposition on the Mauna Loa environment matrix, Hawaii I: Patterns mechanisms and models. *Ecology*, 1994, 75(2): 418-429.
- [2] Baskin Y. Winners and losers in a changing world: Global changes may promote invasions and alter the fate of invasive species. *BioScience*, 1998, 48(10): 788-792.
- [3] Zhong C H. Brief history of *Spartina anglica* and research work abroad. *Journal of Nanjing University*, 1985, 40(2): 1-30.
- [4] Li H L, Zhi Y B, Zhao L, An S Q, Deng Z F, Zhou C F, Gu S P. Eco-physiological responses of the declining population *Spartina anglica* to N and P fertilizer addition. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(7): 2725-2732.
- [5] Li H L, Zhi Y B, Lei G C, Zhao L, An S Q, Deng Z F, Zhou C F, Xu G M. Plant growth, reproduction characters and biomass allocation in response to water level gradient in the clonal plant *Spartina anglica*. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(7): 3525-3531.

- [6] Wilson C G, Pitkethley R N. Botryodiplodia dieback of *Mimosa pudica*, a noxious weed in northern Australia. *Plant Pathology*, 1992, 41: 777-779.
- [7] Wan C G, Sosebee R E. Central dieback of the dryland bunchgrass *Eragrostis curvula* (weeping lovegrass) re-examined: The experimental clearance of tussock centres. *Journal of Arid Environments*, 2000, 46: 69-78.
- [8] Wang Q, An S Q, Ma Z J, Zhao B, Chen J K, Li B. Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 2006, 44(5): 559-588.
- [9] Zuo P, Liu C A. Analysis on impacts of exotic plant on China costal zones-case study of *Spartina anglica* and *Spartina alterniflora*. *Ocean Development and Management*, 2008, 12: 107-112.
- [10] McKee K L, Mendelssohn I A, Maternes M D. Acute salt marsh dieback in the Mississippi River deltaic plain: a drought-induced phenomenon?. *Global Ecology and Biogeography*, 2004, 13: 65-73.
- [11] Zhang F, Liu C A, Jiang Y. Study on dieback mechanism of tidal-flat salt marsh. *Ocean Development and Management*, 2008, 8: 99-101.
- [12] Zhong C X, Zhou R Z, Zhou H B. Study on the experiments of plantings of *Spartina anglica* and its effects of Saline Soil amelioration in China. *Journal of Nanjing University*, 1985, 40(2): 44-82.
- [13] Zhang R S, Shen Y M, Lu L Y, Yan S G, Wang Y H, Li J L, Zhang Z L. Formation of *Spartina alterniflora* salt marsh on Jiangsu coast, China. *Oceanologia Etlimnologia Sinica*, 2005, 36(4): 358-366.
- [14] Liu Y X, Zhang R S, Li M C. Approach on the dynamic change and influence factors of *Spartina alterniflora* Loisel saltmarsh along the coast of the Jiangsu province. *Marine Geology Letters*, 2004, 20(2): 18-22.
- [15] Zhang R S, Shen Y M, Lu L Y, Zhang Z L. Formation of *Spartina alterniflora* salt marshes on the coast of Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering*, 2004, 23: 95-105.
- [16] Zhang L H, Zeng C S, Tong C. Study on Biomass Dynamics of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in the Wetlands of Minjiang River Estuary. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2008, 3(2): 25-33.
- [17] Qin Y Y, Jiang X X, Li F, Wei F, Liang S C. Biomass dynamics of *Spartina alterniflora* at its sexual propagation stage in Shankou mangrove area of Guangxi, China. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(12): 2083-2086.
- [18] Mokany K, Raison R J, Prokushkin A S. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 2006, 12: 84-96.
- [19] Zhang Y M, Yang Y F, Wang L J. Studies on seasonal dynamics of production and allocation in *Phragmites australis* population in Sanjiang wetland plain. *Chinese Journal of Grassland*, 2006, 28(4): 1-5.
- [20] Smart R M. Distribution and environmental control of productivity and growth form of *Spartina alterniflora* (Loisel.) // Sen D N, Rajpurohit K S eds. *Tasks for Vegetation Science*, The Hague: Dr W Junk Publisher, 1982, 2: 127-142.
- [21] Thompson J. D, Mcneilly T, Gray A J. Population variation in *Spartina anglica* C. E. Hubbard II. Reciprocal transplants among three succession populations. *New Phytologist*, 1991, 117: 129-139.
- [22] Kulkarni R N, Baskaran K. Inheritance of resistance to *Pythium* dieback in the medicinal plant periwinkle. *Plant Breeding*, 2003, 122: 184-187.
- [23] Erneberg M. Effects of herbivory and competition on an introduced plant in decline. *Oecologia*, 1999, 118: 203-209.
- [24] Anderson R C, Gardner D E, Daehler C C, Meinzer F C. Dieback of *Acacia koa* in Hawaii: ecological and pathological characteristics of affected stands. *Forest Ecology and Management*, 2002, 162: 273-286.
- [25] Raybould A F, Gray A J, Clarke R T. The long-term epidemic of *Claviceps purpurea* on *Spartina anglica* in Poole Harbour: pattern of infection, effects on seed production and the role of *Fusarium heterosporum*. *New Phytologist*, 1998, 138: 497-505.
- [26] Thomas P. *In vitro* decline in plant cultures: detection of a legion of covert bacteria as the cause for degeneration of long-term micropropagated triploid watermelon cultures. *Plant Cell Tissue and Organ Culture*, 2004, 77: 173-179.
- [27] Turner R E, Lewis R R. Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 1997, 4: 65-72.
- [28] McGraw J B. Evidence for decline in stature of American ginseng plants from herbarium specimens. *Biological Conservation*, 2001, 98: 25-32.
- [29] Webb E C, Mendelssohn I A, Wilsey B J. Causes for vegetation dieback in a Louisiana salt marsh: a bioassay approach. *Aquatic Botany*, 1995, 51: 281-289.
- [30] Seddon S, Connolly R M, Edyvane K S. Large-scale seagrass dieback in northern Spencer Gulf. South Australia. *Aquatic Botany*, 2000, 66: 297-310.
- [31] Nesto S A, Lana P C. Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranagua Bay (south-eastern Brazil). *Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 1997, 44: 641-648.

- [32] Sanchez J M, Otero X L, Izco J. Relationships between vegetation and environmental characteristics in a salt-marsh system on the coast of Northwest Spain. *Plant Ecology*, 1998, 136: 1-8.
- [33] Silvestri S, Defina A, Marani M. Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, 62: 119-130.

参考文献:

- [3] 仲崇信. 大米草简史及国外研究概况. *南京大学学报*, 1985, 40(2): 1-30.
- [4] 李红丽, 智颖飏, 赵磊, 安树青, 邓自发, 周长芳, 顾舒平. 大米草自然衰退种群对 N、P 添加的生态响应. *生态学报*, 2007, 27(7): 2725-2732.
- [5] 李红丽, 智颖飏, 雷光春, 赵磊, 安树青, 邓自发, 周长芳, 徐贵明. 不同水位梯度下克隆植物大米草的生长繁殖特性和生物量分配格局. *生态学报*, 2009, 29(7): 3525-3531.
- [8] 王卿, 安树青, 马志军, 赵斌, 陈家宽, 李博. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. *植物分类学报*, 2006, 44(5): 559-588.
- [9] 左平, 刘长安. 中国海岸带外来植物物种影响分析——以大米草与互花米草为例. *海洋开发与管理*, 2008, 12: 107-112.
- [11] 张帆, 刘长安, 姜洋. 滩涂盐沼湿地退化机制研究. *海洋开发与管理*, 2008, 8: 99-101.
- [12] 仲崇信, 卓荣宗, 周鸿彬. 大米草的引种栽培试验及其效果. *南京大学学报*, 1985, 40(2): 44-82.
- [13] 张忍顺, 沈永明, 陆丽云, 燕守广, 王艳红, 李加林, 张正龙. 江苏沿海互花米草盐沼的形成过程. *海洋与湖沼*, 2005, 36(4): 358-366.
- [14] 刘永学, 张忍顺, 李满春. 江苏沿海互花米草盐沼动态变化及影响因素研究. *海洋地质动态*, 2004, 20(2): 18-22.
- [16] 张林海, 曾从盛, 仝川. 闽江河口湿地芦苇和互花米草生物量季节动态研究. *亚热带资源与环境学报*, 2008, 3(2): 25-33.
- [17] 覃盈盈, 蒋潇潇, 李峰, 韦锋, 梁士楚. 山口红树林区互花米草有性繁殖期的生物量动态. *生态学杂志*, 2008, 27(12): 2083-2086.
- [19] 张友民, 杨允菲, 王立军. 三江平原沼泽湿地芦苇种群生产与分配的季节动态. *中国草地学报*, 2006, 28(4): 1-5.