

九段沙湿地植被时空遥感监测与分析^{*}

沈 芳 周云轩 张 杰 吴建平 杨世伦

(华东师范大学河口海岸学国家重点实验室 上海 200062)

(华东师范大学资源与环境学院 上海 200062)

提要 收集了研究区近 20 年以来的陆地卫星影像, 结合以往实地调查资料, 探讨了九段沙湿地优势植被群落多光谱遥感的分类方法, 并对分类结果进行了现场校核, 得出: (1) 多光谱遥感数据能够区分海三棱藨草与芦苇、互花米草植被群落; (2) 季相变化的多光谱遥感数据可进一步区分芦苇与互花米草。分析了自 20 世纪 80 年代以来九段沙草滩及优势植被覆盖的时空变化, 基本分为两个阶段: 80 年代至 1999 年的自然演替阶段, 2000 年至今的人工干预阶段。结果表明: (1) 自然演替阶段。0m 以上潮滩面积自然淤涨平均每年 3.6 km^2 ; 草滩平均每年增长 1.2 km^2 ; 芦苇仅出现于上沙的中部(除中沙 1997 年人工种植芦苇和互花米草外), 其余均为海三棱藨草并占整体植被的 80% 以上, 湿地自然演替速度相对较慢。(2) 人工干预阶段。0m 以上潮滩面积自然淤涨平均每年 8.2 km^2 , 比自然淤涨速度快一倍以上; 草滩平均每年增长 7.86 km^2 , 增长速度远超过自然演替阶段; 中沙人工引种的芦苇和互花米草群落扩散迅速, 其覆盖占中下沙草滩的 53.70%, 其中互花米草扩散速度远快于芦苇, 在中、下沙上占据了优势地位, 而先锋植被海三棱藨草所占比例显著下降。

关键词 九段沙湿地, 遥感监测, 时空分布

中图分类号 P731

九段沙为潮间带、潮下带的河口心滩湿地, 每天潮涨潮落, 干湿交替, 很多情形下难以进入其中。地面调查不仅费时费力, 而且成本很高, 有时甚至无能为力, 给常规专业调查和观测工作带来很大的困难, 遥感技术的运用则大大弥补了常规地面观测手段的不足。湿地植被的遥感监测与应用, 较多的是针对动态变化较小的湖泊或平原沼泽湿地 (Catherine et al. 2001; 张淑清等, 1999), 对动态变化较大的潮滩湿地应用国内开展不多 (张忍顺等, 2005)。国外利用遥感技术和方法识别潮滩植被并对其空间分布及制图应用较早 (Craft et al. 1993; Rice et al. 2000), 近年来对盐沼植被的高光谱分类有所研究 (Schmidt et al. 2002)。

本文作者将采用多时相(多季相)的多光谱

卫星数据对九段沙的优势植被群落进行分类; 在河口海岸地理信息系统的支持下, 对 1988—2004 年以来的数字化海图, 计算和分析九段沙 0m 线以上滩涂面积的变化; 采用自 1987—2004 年近 20 年以来的 Landsat 影像数据, 遥感分析草滩面积的变化以及优势植被群落的时空变化, 目的在于在现势条件下, 挖掘多光谱卫星遥感对河口滩涂湿地动态变化的监测能力。

1 九段沙湿地概况

九段沙位于北纬 $31^{\circ}06'20''$ — $31^{\circ}14'00''$, 东经 $121^{\circ}53'06''$ — $122^{\circ}04'33''$, 北邻长江口北槽深水航道(见封面)。九段沙形成于 1945—1958 年间, 由长江径流携带大量的泥沙淤积而成, 是长江河口一块重要的河口潮滩新生湿地, 其植物群落的演替正处于初级阶段, 高等植物种类不多, 多样

* 上海市科技攻关计划“上海市滩涂资源可持续利用研究”项目, 04DZ12049 号; 上海市科技攻关计划“九段沙湿地的动态监测、效应评价及后备土地资源的科学利用”项目, 04DZ19305 号。沈 芳, 副教授, 博士, E-mail: fshan@skle.ecnu.edu.cn

收稿日期: 2005-06-12, 收修改稿日期: 2006-02-16

性较低(唐承佳等, 2003)。

1.1 九段沙优势植物群落

目前主要存在三种优势植被群落: 海三棱藨草群落、芦苇群落、互花米草群落。

海三棱藨草群落: 是我国特有物种, 仅分布于长江口及杭州湾沿江或沿海滩涂上。该种群是滩涂上的先锋种群, 一般高度为 0.4—0.8m。目前在九段沙的各沙洲均有分布。

芦苇群落: 生长迅速, 地下根茎发达, 蔓延力强, 生长三年以上就可成为整齐、繁茂、均一的背景化群落, 优势种芦苇高 1.5—2.5m, 人工引种之前主要分布于上沙, 目前在九段沙的各沙洲均有分布。

互花米草群落: 外来物种, 原产北美大西洋沿岸, 是一种典型的耐盐草滩植物(陈一宁等, 2005), 通常分布在中潮带下缘(海拔 0.5—2m)。由于具有较强的保滩促淤能力, 1997年人工引种植于九段沙的中沙, 如今已大量扩散到下沙, 生长迅速。

1.2 局地成带格局

自然条件下, 九段沙沿潮滩高程梯度, 依次是潮下藻类及盐渍带、潮间海三棱藨草带、潮上芦苇带。

潮下藻类及盐渍带: 位于低潮带和中潮带下部, 为滩涂最低区域, 即“光滩”地。该地带长时间被海水淹没, 盐度高, 水动力干扰强度大, 形成以青灰色粗粉沙为主的盐渍地, 并伴有潮沟、串沟等地貌现象, 一般不生长高等植物。

潮间海三棱藨草带: 生长在中潮滩上部, 海三棱藨草的生长高程下限为 +2.0m, 根据高程及密度梯度, 可分为外带和内带, 外带植株低矮, 分布稀疏, 靠近光滩; 内带植株高度增加, 密度增大, 靠近芦苇带, 但外带与内带之间的界限并不明显。

潮上芦苇带: 分布于高潮滩以上区域, 只在大潮潮满时才被水淹。芦苇的生长高程下限为 +2.6m, 最适生长高程在 +3.0m 以上。2000年秋季九段沙植被分布调查, 芦苇大部分分布在上沙中央潮上带地区, 一般在 +3.5m 高程以上才能生长。

在人工干预下, 芦苇-互花米草群落混生带位于中沙、下沙。互花米草一般在小潮高潮线以上的中潮带生长良好, 生长高程范围是 1.0—3.0m, 最适生长高程为 1.5—2.5m, 发展迅速, 具有很强

的耐盐能力, 在潮水经常淹没的潮间带, 其它高等植物几乎无法生存, 它却能正常生长(徐国万等, 1989)。

1.3 季相变化

一般情况下生物群落指标如密度、盖度和多度在年度内呈周期性变化, 通常春末、夏季和初秋指标较高, 而秋末、冬季和初春指标较低。长江口湿地植被也具有显著的季相变化, 春季开始生长, 夏季生物量最大, 秋季逐渐衰落死亡。对于植被的季相变化陆地卫星遥感均可以监测到。

2 遥感数据及分析方法

2.1 数据源

本研究收集了 1987—2004 年二十余景 Landsat TM /ETM 遥感影像数据, 根据九段沙湿地植被演替过程大体将数据源分为三个阶段:

(1) 1987—1997 年, 九段沙上、中、下沙均为自然演替过程阶段;

(2) 1997—1999 年, 九段沙中沙实施人工引种工程, 这一阶段植被为存活、适应阶段。这一阶段人工引种还没有显著扩散, 促淤效应不显著, 基本可划分到自然演替的阶段;

(3) 2000—2004 年, 九段沙在人工干预下, 人工引种植被迅速扩散, 保滩促淤效应显著。

同时还针对湿地植被的季相变化特征, 收集了春、夏、秋、冬不同季相植被从生长发育到枯萎死亡的影像数据。

像九段沙这样的潮间带湿地, 一般难以建立地面控制点(GCPs)。地面控制点集中不均匀地分布在影像局部区域的上海市包括崇明岛内, 而满足遥感影像几何精校正要求的合格 GCPs 获取有一定难度。不过, 我国卫星地面站生产的经过系统几何校正的 TM /ETM 产品, 在平原地区图像内部几何保真度相当高, 误差在一个像元左右, 与几何精校正结果非常接近, 但绝对几何位置误差较大(戴昌达等, 2004)。考虑到遥感估算面积时, 对影像几何保真度要求高, 绝对位置要求不高的特点, 本文中作者直接采用经过系统几何校正的遥感影像进行草滩面积估算。

2.2 多季相影像优势植被光谱特性

芦苇、海三棱藨草二者除了实测地物光谱曲线特征存在差异外, 比较而言, 海三棱藨草矮而细, 芦苇高而粗; 海三棱藨草生长分布的高程较低, 芦苇分布的高程较高; 二者下垫面的湿度不同, 芦苇被海水淹没时间短, 海三棱藨草淹没时

间长。这些差异造成两种植被的影像光谱特性区别较大,海三棱藨草往往呈现植被-土壤混合光谱特性或植被-土壤-水体混合光谱特性,芦苇则呈现出较单一的植被光谱特性。

对遥感数据有效解译中,遇到的最大难点之一,便是掌握被研究对象的光谱特性的时问和空间变化规律(赵英时等,2003)。植被在它整个一年的生长周期中光谱特性几乎处于连续的变化状态中,九段沙湿地植被也不例外(图1)。这种变化可能属于植物本身自然变化,也可能是环境

的影响,如潮水的涨落,高低潮、枯洪季的变化,影响到植被下垫面“植-土”比例等。本文作者通过对不同季相的多光谱影像数据分别计算归一化差值植被指数NDVI,其表达式: $NDVI = \frac{DN_{NIR} - DN_R}{DN_{NIR} + DN_R}$,式中 DN_{NIR} 为近红外波段的亮度值, DN_R 为可见光红光波段的亮度值。结合实地植被分布调查结果,对影像分别统计上沙芦苇,中、下沙互花米草、海三棱藨草的平均NDVI值,结果见图2。

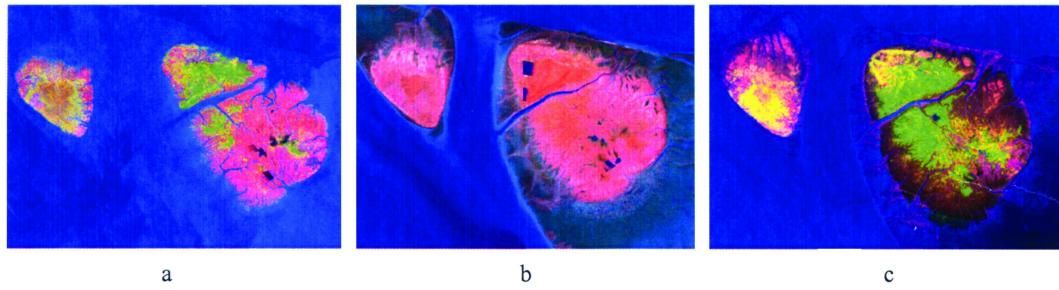


图1 九段沙不同季相的遥感影像图

Fig 1 Seasonal spectral change in satellite images

a 冬初 Winter b 春季 Spring c 秋初 Autumn

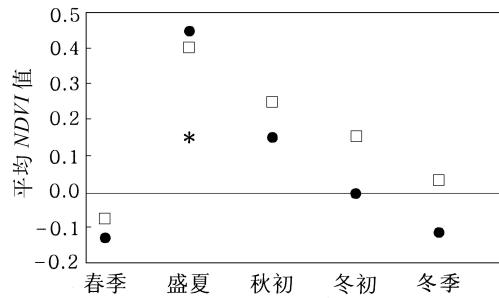


图2 九段沙不同季相优势植被 TM 影像
归一化植被指数平均 NDVI 值

Fig. 2 Mean NDVI in age-based vegetation on different seasonal images in Jiuduansha wetland

△为上沙芦苇; ◇为中、下沙互花米草; * 为海三棱藨草

NDVI为正值,表明有植被覆盖;NDVI为负值或近于0,表明可见光波段比近红外有较高的反射作用,往往为湿地裸露或大气散射影响的情况,一般不选用。因此采用NDVI指数区分九段沙优势植被群落应选择夏季、秋季、冬初三个季节的影像数据。

3 优势植被群落的遥感分类

芦苇、互花米草、海三棱藨草作为九段沙三

种优势植被群落,它们在多季相影像光谱特性上是存在差异的(图2)。夏季,芦苇与互花米草的平均NDVI值均较高且比较接近,二者不易区分,但与海三棱藨草的平均NDVI值相差较大。因此,可选择夏季的影像数据将海三棱藨草植被群落与它们区分出来。

图2中反映出芦苇和互花米草NDVI值相差较大的是在入秋至冬初季相,秋末冬初季节芦苇已经枯萎(图1a暗黄色),而互花米草还没有衰落(图1a 1c亮绿色),其平均NDVI值仍然较高。因此选择秋季或冬初季节的影像数据便可将二者区别出来。由此对2000—2004年九段沙湿地的植被群落进行了遥感分类,见图3所示。在夏季能将海三棱藨草与芦苇-互花米草区分出来(图3a 3d);秋初能分别将海三棱藨草、芦苇、互花米草识别出来(图3c);冬初可将芦苇和互花米草二者区分出来(图3b)。由图3可以看出九段沙湿地植被时空分布变化较快。

根据多年调查积累,以及2004年12月、2005年6月两次对九段沙进行了野外实地调查并对遥感分类结果进行校核。由于九段沙工作条件

相当艰苦, 作者只能选取部分区域进行对比, 结果表明: 上沙的东南局部区域(图3b)误将芦苇划分为互花米草, 错分误差为4.6%; 在中沙的下部大潮沟附近误将互花米草划分为芦苇(图3h),

3c), 错分误差为5.7% (图3c)、8.1% (图3b)。错分误差的大小与影像的质量、时相及分类方法有关, 而时相对九段沙植被群落的分类起重要作用。

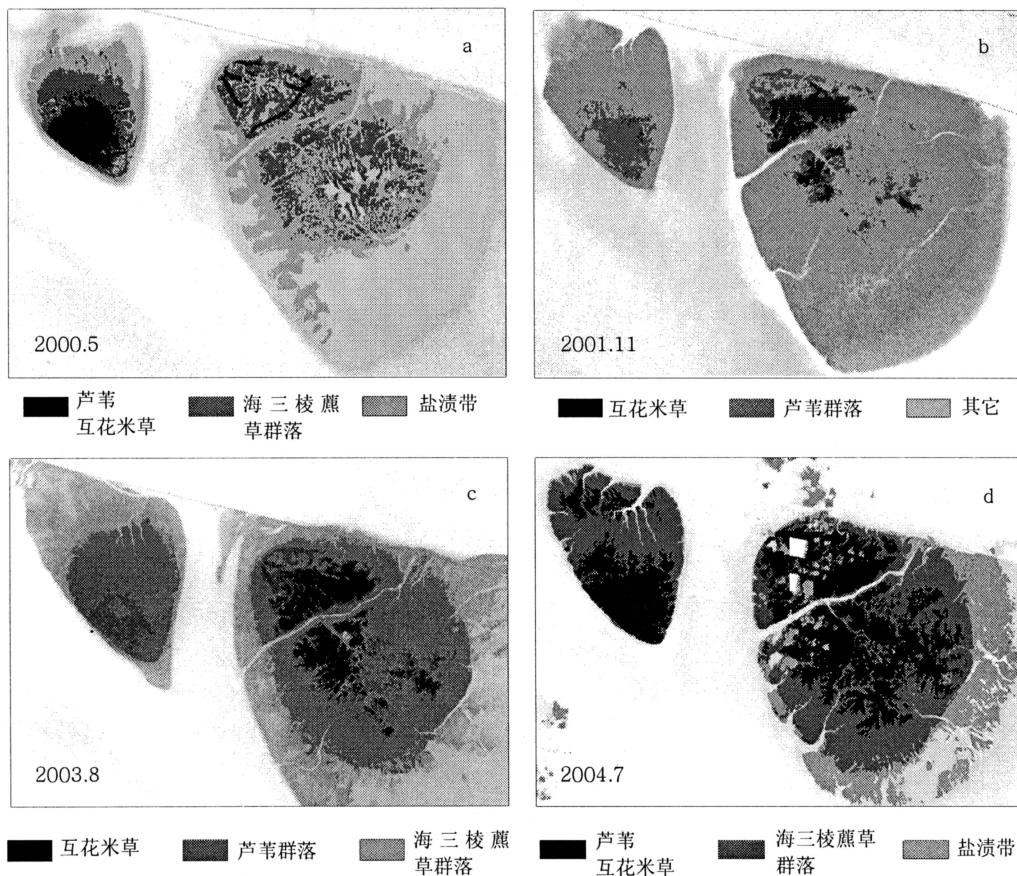


图3 九段沙植被群落分类及时空分布

Fig. 3 Classification and spatial-temporal distribution of vegetation

4 九段沙湿地时空变化过程

4.1 九段沙潮滩及草滩面积变化

在 ArcGIS 软件平台支持下, 选择 1988—2004 年 10 个年份的九段沙区域的水下地形图进行数字化, 在统一深度基准面下分别计算了水深 0m 线以上出露的九段沙潮滩面积, 见表 1。选择 1988—2004 年草滩生长季节的 Landsat TM /ETM 遥感数据, 采用监督分类方法区分潮滩上的草滩和光滩, 遥感估算草滩的分布面积, 见表 1。

表 1 中反映出 1988 年以来 0m 线以上的露滩面积逐渐扩大了, 自 1988 年到 2000 年, 0m 以上潮滩面积自然淤涨 43.5 km^2 , 年平均淤涨约 3.6 km^2 , 这一阶段为自然淤涨过程。2000 年以后

为工程促淤过程, 一是 1997 年实施的生物促淤保

表 1 九段沙潮滩及草滩面积统计表¹⁾

Tab. 1 Statistic areas of tidal flat and vegetated flat from 1988 to 2004

| 年份 | 0m 线以上面积 (km^2) | 草滩面积 (km^2) | 草滩所占 0m 面积百分比 (%) |
|------|-------------------------------|---------------------------|-------------------|
| 1988 | 70.35 | 12.851 | 18.27 |
| 1990 | 80.65 | 13.989 | 17.35 |
| 1995 | 114.62 | — | — |
| 1996 | — | 19.857 | — |
| 1997 | 99.0 | 24.447 | 24.69 |
| 1998 | 117.59 | — | — |
| 1999 | 124.03 | 29.837 | 24.06 |
| 2000 | 113.85 | 27.251 | 23.94 |

续表

| 年份 | 0m 线以上面积 (km ²) | 草滩面积 (km ²) | 草滩所占 0m 面积百分比 (%) |
|------|--------------------------------|----------------------------|-------------------|
| 2001 | 124.89 | 35.033 | 28.05 |
| 2002 | 133.47 | 40.498 | 30.34 |
| 2003 | — | 50.459 | — |
| 2004 | 146.65 | 58.690 | 40.02 |

注: 1) 引自陈家宽 2003 年“上海市九段沙科学考察报告”中的数据

滩工程,二是 2000 年竣工的长江口北槽深水航道一期工程。表 1 统计数据显示,2000—2004 年 0m 以上潮滩面积扩大约 32.8 km²,年平均扩大 8.2 km²,九段沙工程促淤速率比自然淤涨速率快一倍以上。

同时,1988—2000 年草滩面积自然增长约 14.4 km²,年平均增长约 1.2 km²。1997 年在中沙上引种了互花米草和芦苇。从 1997—2004 年连续的遥感观测分析,2000 年出现向外快速扩散的迹象,2000—2004 年草滩面积骤增约 31.44 km²,年平均增长扩大 7.86 km²。尤其是 2001 年互花米草植被群落扩散到下沙之后,呈现了快速扩散的增长趋势,近两年内草滩面积增长了 18.2 km²,年增长约 9.1 km²。

4.2 九段沙植被群落覆盖及比例变化

2000—2004 年是人工引种植被快速扩散的阶段,根据图 3 遥感分类结果统计出九段沙包括上、中、下沙的芦苇与互花米草、海三棱藨草覆盖的面积作图 4,它们所占植被总体覆盖面积的百分比统计见表 2 所示,可以看出 2000、2001 年海三棱藨草约占总植被覆盖的 80%,2003 年降至 61%,2004 年降至 52%;而互花米草与芦苇植被群落的覆盖比例大大增加。

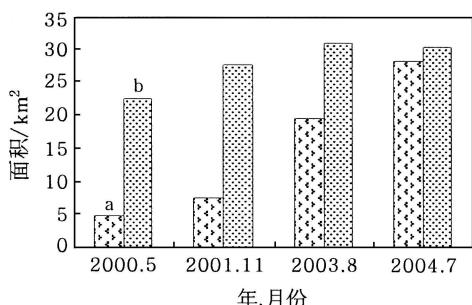


图 4 优势植被群落覆盖分布面积图

Fig. 4 Histogram of plant species coverage
a 芦苇-互花米草; b 海三棱藨草

表 2 九段沙植被占总植被覆盖比例

Tab. 2 Plant species statistics

| 时间 (年.月) | 互花米草 + 芦苇 (%) | 海三棱 藨草 (%) |
|-------------|------------------|---------------|
| 2000.5 | 18.0 | 82.0 |
| 2001.11 | 21.2 | 78.8 |
| 2003.8 | 38.6 | 61.4 |
| 2004.7 | 48.0 | 52.0 |

这一阶段九段沙的上沙仍然保持着植被自然演替的过程,但中、下沙人工引种的芦苇和互花米草增长很快,从图 5 可以看出互花米草比芦苇扩散能力更强,其 2003 年的覆盖面积高于芦苇覆盖面积的 1.3 倍。

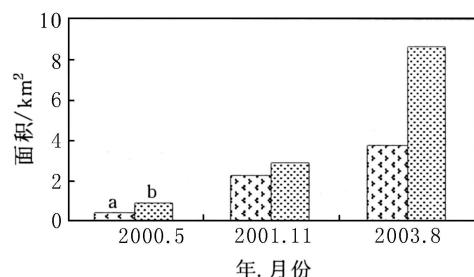


图 5 中、下沙芦苇和互花米草各覆盖面积

Fig. 5 Coverage of *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in the middle and lower shoals
a 芦苇; b 互花米草

综合表 1、2, 图 4、5, 经计算, 自 2001 年互花米草和芦苇扩散至下沙后, 中、下沙在 2001 年, 芦苇和互花米草群落覆盖面积占中下沙草滩总面积的 19.23%, 其中芦苇占 8.33%, 互花米草占 10.90%; 在 2003 年, 芦苇和互花米草群落覆盖面积占中下沙草滩总面积的 30.89%, 其中芦苇占 9.23%, 互花米草占 21.66%; 在 2004 年, 芦苇和互花米草群落覆盖面积占中下沙草滩总面积的 53.70%, 而海三棱藨草群落只占中下沙草滩的 46.3%, 有退蚀的趋向。

4.3 九段沙草滩时空演化过程的遥感分析

滩涂高程是制约九段沙植被种群空间分布的主要因素。九段沙长期以来受河口风浪掀沙及南、北槽过滩水流作用的影响(恽才兴, 2004), 自 50 年代形成后直至 90 年代初滩面高程一直不足 +3.0 m(吴淞零点)。据资料, 1971 年上沙滩顶高程 +1.6 m, 当时的上沙、中沙和下沙为裸露的粉细沙中低滩, 无植被生长; 1985 年以后滩地

开始抬高; 1987年遥感观测, 九段沙主要是两块沙体露滩并已有草滩发育, 由于没有当年的实测资料, 经与崇明东滩植被横向对比后推断草滩上发育的是海三棱藨草, 结合传感器过境的时间及附近潮位站的潮高数据, 遥感推算这一阶段滩面高程在 + 2.0m—+ 3.0m之间。

根据陆地卫星资料, 上世纪 90年代初期上沙中央有芦苇生长的迹象, 结合潮位遥感推算上沙滩面高程 + 3.6m以上。最早 1996年的实地调查结果, 证实了芦苇在上沙中央及西南岸呈点状分布, 植被面积约为 350ha, 占当时上沙 0m线以上面积的 20% (何文珊, 2002)¹⁾。上沙当时的演替速度快于中沙和下沙, 这一阶段属于九段沙湿地自然演替的过程。

1997年, 在九段沙中沙实施了“种青促淤”生态工程, 即在新生湿地上引入芦苇与互花米草。中沙西北端人工种植芦苇, 东南端人工种植互花米草(图 6)。2000年遥感观测所种人工植被存活, 并在中沙中部有扩散趋势(图 6)。1997—1999年, 人工引种植被为存活、适应阶段。2000年中沙出现扩散迹象, 还未开始向下沙扩散。上沙、下沙仍然处于自然演替的过程, 除了芦苇在上沙局部中央分布外, 海三棱藨草仍然是九段沙草滩的主要植被群落, 占整个草滩面积的 80%以上。

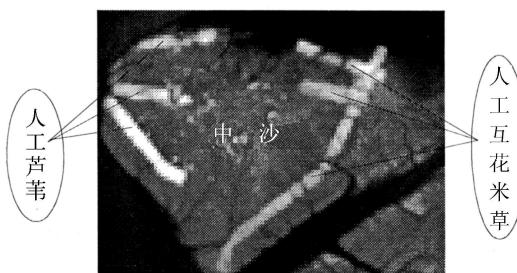


图 6 中沙人工引种植被分布示意图

Fig. 6 Artificial plantation in the middle shoal

2001年遥感观测互花米草显示了很强的扩散能力, 已由中沙扩散到了下沙(图 3b)。经遥感观测统计, 芦苇和互花米草群落在中下沙上的覆盖已由 2001年的 19.23% 扩大至 2004年的 53.70%。

5 结论

(1) 多光谱遥感方法能够解决九段沙优势植

被群落分类问题。在植被生长旺季(如夏季)通过多光谱遥感影像能够区分海三棱藨草群落与芦苇、互花米草群落, 但区分芦苇与互花米草较困难; 只要采用季相变化如采用同年份的夏/秋季和秋末/冬初的两景影像数据就可将它们进一步区分出来了。

(2) 分析计算了九段沙自 1988—2004年 0m 线以上的滩涂面积, 总体趋势为淤涨, 根据淤涨速度分两个阶段: 1988—1999年, 基本是自然淤涨阶段, 平均淤涨速率 $3.6 \text{ km}^2/\text{a}$ 2000—2004年, 为人工干预阶段, 平均淤涨速率 $8.2 \text{ km}^2/\text{a}$ 比自然淤涨速度快一倍以上。遥感统计分析, 自然淤涨阶段草滩平均增长约 $1.2 \text{ km}^2/\text{a}$ 人工干预阶段草滩平均增长 $7.86 \text{ km}^2/\text{a}$ 增长速率大大超过自然演替阶段。同时, 分析了人工干预下的中、下沙人工引种植被的覆盖变化, 2000年人工引种的芦苇和互花米草群落覆盖占中下沙草滩的 5.3%, 到 2004年快速增至 53.70%, 其中互花米草扩散速度远快于芦苇, 而海三棱藨草群落只占中下沙草滩的 46.3%, 有退蚀的趋向。

(3) 分析了自 80年代至今近 20年以来九段沙湿地草滩的时空变化过程。遥感观测 80年代至人工种青工程之前, 为湿地自然演替阶段, 湿地演替速度较慢, 仅上沙局部中央有芦苇分布, 其余均为先锋植被海三棱藨草群落, 占植被的 80%以上。在人工引种芦苇和互花米草后, 2000年出现扩散迹象, 至今互花米草-芦苇群落迅速扩散至下沙, 已占九段沙整体植被的 48%。

(4) 河口滩涂湿地由于其特殊的自然环境, 尤其像九段沙四面环水的河口心滩, 这样的自然环境传统实地调查的确很困难。遥感手段一方面作为实地调查点工作模式到面工作模式的扩展及补充, 另一方面也是地面调查困难时替代传统调查的有效途径。

参 考 文 献

- 张淑清, 陈 春, 1999. 三江平原湿地遥感分类模式研究. 遥感技术与应用, 14(1): 54—58
张忍顺, 沈永明, 陆丽云等, 2005. 江苏沿海互花米草 (*Spartina alterniflora*) 盐沼的形成过程. 海洋与湖沼, 36(4): 358—366

1) 何文珊, 2002. 河口湿地生态演替及其干扰研究——以长江口九段沙湿地为实例. 华东师范大学博士学位论文, 5—35

- 陈一宁, 高抒, 贾建军等, 2005. 米草属植物 *Spartina anglica* 和 *Spartina alterniflora* 引种后江苏海岸湿地生态演化的初步探讨. 海洋与湖沼, 36(5): 394—403
- 赵英时等, 2003 遥感应用分析原理与方法. 北京: 科学出版社, 56—57
- 唐承佳, 陆健健, 2003. 长江口九段沙植物群落研究. 生态学报, 23(2): 399—402
- 徐国万, 卓荣宗, 曹豪等, 1989. 互花米草生物量年动态及其与滩涂生境的关系. 植物生态学与地植物学学报, 13(3): 230—235
- 戴昌达, 姜小光, 唐伶俐, 2004. 遥感图像应用处理与分析. 北京: 清华大学出版社, 81—83
- 恽才兴, 2004. 长江河口近期演变基本规律. 北京: 海洋出版社, 223—225
- Catherine Prigent, Elaine Matthews, Philippe Aires et al, 2001. Remote sensing of global wetland dynamics with multiple satellite data sets. Geophysical Research Letters, 28(24): 4631—4634
- Craft C B, Seneca E D, Broome S W, 1993. Vertical accretion in microtidal regularly and irregularly flooded estuarine marshes. Estuarine Coastal and Shelf Science, 37: 371—386
- Rice D, Rooth J, Stevenson J C, 2000. Colonization and expansion of *Phragmites australis* in Upper Chesapeake Bay Tidal Marshes. Wetlands, 20(2): 280—299
- Schmidt K S, Skidmore A K, 2003. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. Remote Sensing of Environment, 85: 92—108

REMOTE-SENSING ANALYSIS ON SPATIAL-TEMPORAL VARIATION IN VEGETATION ON JIUDUANSHA WETLAND

SHEN Fang, ZHOU Yun-Xuan, ZHANG Ji, WU Jian-Ping, YANG Shi-Lun

(State Key Lab of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai, 200062)

(School of Resources and Environmental Science, East China Normal University, Shanghai, 200062)

Abstract Estuarine wetland has powerful ecological function and great biodiversity between land and ocean. Jiuduansha wetland in $31^{\circ}06'20''$ — $31^{\circ}14'00''N$, $121^{\circ}53'06''$ — $122^{\circ}04'33''E$, is a new-born wetland in Changjiang(Yangtze) River estuary formed between 1945 to 1958 by large amount of deposits unloaded from the river. The vegetation is in a primary stage, including mainly low plant and few higher ones in small diversity. In this research, data of field observation and spectrometry features of plant species were analyzed to the contrast of satellite imagery in different seasons. Identification and classification of dominant species were made with multispectral satellite data, showing that the plant *Scirpus mariqueter* and *Phragmites australis* or *Spartina alterniflora* but *P. australis* and *S. alterniflora* can be identified with multispectral satellite imagery in blooming season. Superimposing two different-season satellite images could pick out *P. australis* and *S. alterniflora* from the rest on the images.

In addition, evolution of the wetland since 1980 to the present was studied based on tidal flat deposition, the spatial-temporal variation in vegetation, and plant species. Two major phases were divided: natural vegetation phase from 1980 to 1999, and artificial vegetation phase since 2000. In the natural phase, the mean rate of tidal flat increased in area above 0 meter water depth was $3.6\text{km}^2/\text{a}$, and the mean rate of vegetation increase was $1.2\text{km}^2/\text{a}$. *P. australis* flourished only in the center of upper shoal, and *S. mariqueter* was the major occupant taking about 80% of the total. With the artificial interference, the tidal flat growth above 0 meter water depth increased to $8.2\text{km}^2/\text{a}$, more than doubled than the one in the natural vegetation phase; the mean growth rate of grass coverage was $7.86\text{km}^2/\text{a}$, much greater than that in the natural phase. Artificially planted *P. australis* and *S. alterniflora* spread swiftly on to the middle and lower parts of the shoals, taking 53.70% of the total vegetation area, and the invasion of *S. alterniflora* was rapid than that of *P. australis*, being developing into a dominating species and gradually took space from pioneer *P. australis*.

Key words Jiuduansha wetland, Remote sensing monitoring, Spatial-temporal distribution