

黑嘴鸥繁殖栖息地动态遥感监测

刘春悦^{1,2}, 张树清^{1,*}, 江红星³, 李晓峰¹, 那晓东^{1,2}, 温兆飞^{1,2}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049;

3. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091)

摘要:以江苏盐城国家级自然保护区核心区为研究区, 结合黑嘴鸥巢址 GPS 点, 利用 1992、2002 和 2007 年 Landsat TM 遥感影像作为主要信息源, 借助地理信息空间分析技术, 在获取栖息地植被类型信息的基础上, 采用非等密度亚像元模型反演碱蓬植被覆盖度信息, 提取研究区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地动态变化情况, 并进一步对其进行预测。结果表明, 15a 间, 在自然和人为的双重干扰下, 研究区内碱蓬滩面积由 4772.3 hm² 减少到 4062.2 hm², 年变化率为 -47.34 hm²/a。碱蓬植被覆盖度均值由 1992 年的 (27.6 ± 3.8)% 增长到 2002 年的 (35.4 ± 2.0)%, 至 2007 年达到 (53.1 ± 4.5)%。同时, 利用 2002、2007 年黑嘴鸥巢址 GPS 位点, 提取对应年份黑嘴鸥繁殖栖息地碱蓬群落覆盖度, 其均值分别为 (35.08 ± 4.8)% 和 (37.58 ± 7.6)%, 无差异显著性 ($P = 0.066$)。结合黑嘴鸥繁殖栖息地选择的水源和干扰距离等因子, 叠加分析表明核心区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地面积由 1992 年的 2063.1 hm² 小幅增加到 2002 年的 2158.0 hm² (4.6%), 到 2007 年间大幅减少到 1723.1 hm² (-20.2%), 年降幅高达 86.97 hm²/a。按照 2002~2007 年碱蓬覆盖度变化率水平计算, 盐城保护区核心区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地将在 19.8a 后全部消失。有关研究成果, 可为保护区黑嘴鸥及其繁殖栖息地的保护、管理与恢复提供科学依据, 同时也为特定栖息地的监测方法提供参考。

关键词:黑嘴鸥; 繁殖栖息地; 盐城国家级自然保护区; 遥感; 植被覆盖度

文章编号: 1000-0933(2009)08-4285-10 中图分类号: Q149, TP79 文献标识码: A

Remote sensing monitoring on dynamic of nesting habitats of Saunders's Gull

Larus saundersi

LIU Chun-Yue^{1,2}, ZHANG Shu-Qing^{1,*}, JIANG Hong-Xing³, LI Xiao-Feng¹, NA Xiao-Dong^{1,2}, WEN Zhao-Fei^{1,2}

1 Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(8): 4285 ~ 4294.

Abstract: Vegetation coverage is an important factor influencing the nesting habitat selection for Saunders's gull (*Larus saundersi*). It is endemic to the Common Seepweed (*Suaeda glauca*) habitats for breeding in Yancheng National Nature Reserve (YNNR), which have been lost and degraded because of human land use and expansion of Smooth Cord-grass (*Spartina alterniflora*). We used satellite images in 1992, 2002 and 2007 to quantify the coverage change of Common Seepweed through the non-dense dimidiate pixel model from normalized difference vegetation index (NDVI) for the core area of YNNR. The Common Seepweed habitats on which this species depends in the study area decreased in area from 4772.3 hm² in 1992 to 4062.2 hm² in 2007 with annual rate of 47.34 hm²/a during the past 15 years. The mean coverage of Common Seepweed habitats increased from (27.6 ± 3.8)% in 1992 to (35.4 ± 2.0)% in 2002, and then to (53.1 ± 4.5)% in 2007. Meanwhile, we used 184 nesting locations in 2002 and 109 nesting locations in 2007 to qualify the mean

基金项目:全球环境基金 GEF 资助项目 (GF/2712-03-4627); 国家林业局保护司黑嘴鸥专项保护经费资助项目; 国家自然科学基金资助项目 (40871188); 地球系统科学数据共享网资助项目 (2006DKA32300-16)

收稿日期: 2008-11-12; 修订日期: 2009-03-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangshuqing@neigae.ac.cn

coverage of Common Seepweed habitats for Saunders's Gull, which were $(35.08 \pm 4.8)\%$ and $(37.58 \pm 7.6)\%$ respectively and showed no significant difference in 2002 and 2007 ($P=0.066$). Combined with the grids of water source distance and human disturbance distance, the suitable nesting habitats for Saunders's gull in the study area were also explored, which increased in area by 94.4 hm^2 from 1992 to 2002, and then decreased 434.8 hm^2 from 2002 to 2007 with annual decrease rate of $86.97 \text{ hm}^2/\text{a}$. Based on this decreasing rate, we predicted that the suitable nesting habitats for Saunders's gull will be disappeared within 19.8 years in study area. This paper also discussed the implication of our results for the conservation of Saunders's Gull and its habitats, and the use of remote sensing methods in conservation.

Key Words: Saunders's Gull; breeding habitat; Yancheng National Nature Reserve; remote sensing; vegetation coverage

栖息地在鸟类生活史中发挥着重要的作用^[1],对鸟类栖息地的监测与保护是对濒危物种保护的一种有效途径^[2]。目前在鸟类栖息地的研究中,大多仍采用传统的地面调查方法,不仅费时、费力,且限于局部训练样本空间范围,难以推广至区域尺度^[3]。遥感影像具有覆盖范围广、信息量大、更新速度快等特点,被广泛用于区域尺度的鸟类栖息地制图。近 30a 来,随着遥感技术的发展以及在大尺度范围的应用,特别是在全球水平上判定物种栖息地潜在的空间单元、栖息地的分布以及监测等方面,发挥着越来越重要的作用,成为分析、评估、监测以及预测建模等强有力的工具^[4]。

鸟类所选择的栖息地并非等同于人类基于遥感分类所获得的地表覆被信息^[5]。某些鸟类对于栖息地的选择常是针对地表覆被的内部结构(微生境),而非仅考虑植被类型^[6]。栖息地组分与结构特征是鸟类生境选择的重要依据^[7],其动态变化直接影响鸟类的种类组成与数量^[8]。以遥感解译的斑块为栖息地的空间单元会掩盖斑块内部微生境差异^[9]。目前,利用遥感资料提取鸟类栖息地空间分布信息的方法包括两大类:物种分布直接识别和物种分布间接反演^[10,11]。遥感间接反演的其中一种方法是将像元光谱辐射值与物种分布调查信息建立相关模型,据此预测物种的空间分布。这种方法弥补了基于物种生境需求信息基础上的栖息地遥感间接反演方法的不足^[10],并在许多生态系统中用于预测物种的分布,证实了具有较好的应用前景。如 Verlinden 等采用归一化植被指数(NDVI)评价纳喀拉哈沙漠的非洲鸵鸟(*Struthio camelus*)、麋羚(*Alcelaphus buselaphus*)及黑尾牛羚(*Connochaetes taurinus*)的栖息地适宜性^[12]。

黑嘴鸥(*Larus saundersi*)是世界濒危鸟类之一^[13,14],中国鸟类红皮书中将其定为易危物种^[15]。前期研究表明,黑嘴鸥是依赖碱蓬滩涂繁殖的水鸟,碱蓬植被覆盖度是其繁殖栖息地选择的重要因子^[16,17]。由于植被覆盖度具有显著的时空分异的特点,传统的地面实测调查只能在很小的尺度范围内提供栖息地植被结构和分布状况的变化信息,有很大的局限性^[18],并不适合刻画大面积区域的植被变化情况。因而利用遥感技术已成为估算植被覆盖度的主要手段^[19]。近年来,遥感反演植被覆盖度在水土保持、蒸散量、土壤含水量估算等研究方向应用广泛,但其用于鸟类栖息地评估和预测的研究国内还未见报道。

本研究选择江苏盐城珍禽自然保护区核心区为研究区,以黑嘴鸥为研究对象,利用 1992、2002、2007 年 Landsat TM 遥感影像作为主要信息源,借助地理信息系统空间分析技术,在获取栖息地植被类型信息的基础上,采用非等密度亚像元模型对栖息地进行植被覆盖度反演,获取碱蓬滩植被覆盖度信息,分析碱蓬滩总面积及植被覆盖度变化情况,结合其它巢址选择因子,提取出 1992~2007 年盐城保护区核心区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地,分析其空间分布及质量动态信息,并进一步对适宜栖息地的变化进行预测。为研究区黑嘴鸥繁殖栖息地保护、管理与恢复提供科学依据。

1 研究区概况

江苏盐城国家级自然保护区(图 1)地处盐城市境内的沿海地带($119^{\circ}27' \sim 121^{\circ}16'E$ 、 $32^{\circ}34' \sim 34^{\circ}28'N$),分属响水、滨海、射阳、大丰和东台 5 县(市);地跨暖温带和北亚热带两个生物气候带,气候温暖湿润,雨水充沛,四季分明。年平均气温 14°C ,无霜期 220d,年降雨量 1000~1080mm,其中 6~8 月份全区降雨量达到 400~800mm,占全年降雨量的 40%~50%。江苏盐城滨海湿地植被演替层次十分明显,从海边向陆地方

向, 过渡类型依次为: 无植被的光滩(泥滩)、米草(*Spartina alterniflora*)滩、碱蓬(*Suaeda glauca*)滩、獐毛(*Aeluropus littoralis*)草滩、白茅(*Imperata cylindrica*)草滩或芦苇(*Phragmites communis*)滩^[16,20]。

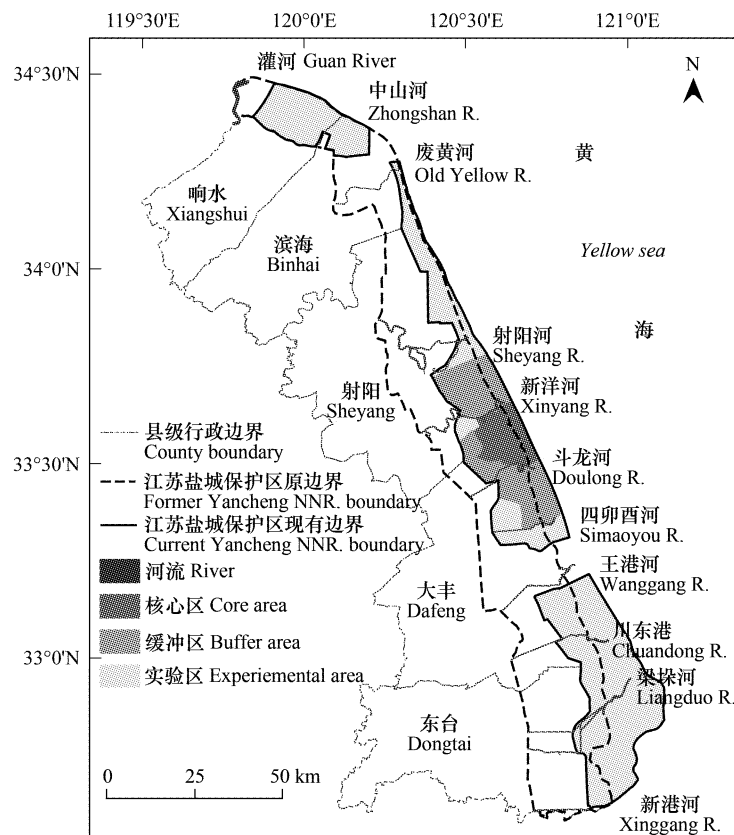


图1 研究区位置示意图

Fig. 1 The location of study area

该保护区是世界第二大黑嘴鸥繁殖地^[21],近 10a 来,该区黑嘴鸥种群数量基本维持在 1000 只左右,核心区黑嘴鸥种群数量多年平均为 (816.75 ± 167.31) 只, 占整个保护区黑嘴鸥种群数量的 $(85.24 \pm 7.00)\%$ 。研究表明,在自然和人为双重干扰下,保护区核心区碱蓬滩面积不断减少,加之互花米草对潮水的阻隔作用,影响碱蓬群落的盖度和高度,黑嘴鸥巢址空间分布格局发生了显著变化^[21]。

2 研究方法

2.1 遥感影像预处理与土地覆被分类

本文采用分辨率为 30m 的 1992 年 6 月 7 日、2002 年 5 月 26 日、2007 年 9 月 21 日盐城保护区南部的 Landsat-TM 5 影像(轨道号为 119/37),将 1992 年、2007 年影像与 2002 年按照寻找同名地物点的方式进行相对几何精纠正,均方根误差(root mean square error, RMSE)控制在 0.5 个像元之内。

由于影像时相、拍摄时的天气状况、植被物候期等条件不能保证完全的一致,造成影像间相同的植被条件下的辐射差异。本研究以 2002 年影像为基准,与 1992、2007 年的 NDVI 影像上取 74 个不变地物点,进行回归分析后,获得以下辐射配准模型:

$$NDVI_{02} = NDVI_{92} \times 1.252 - 0.112 \quad R^2 = 0.893$$

$$NDVI_{02} = NDVI_{07} \times 2.290 - 0.334 \quad R^2 = 0.718$$

利用上述公式对研究区 1992、2007 年影像进行相对辐射配准,从而保证三期影像反演结果的一致性和可比性,最后裁剪出研究区影像。

在 ENVI 4.4 环境下,利用最大似然(maximum likelihood)监督分类后辅以人工解译,将该区的土地覆盖

类型划分为:草滩(包括獐茅、白茅草滩)、碱蓬滩、米草滩、芦苇滩、泥滩,潮下带(低于平均潮位、海水-3m等深线以内的海岸带)、耕地、水体、养殖塘共9类。混淆矩阵(confusion matrix)检验结果,三期影像 Kappa 系数为 0.78、0.77、0.83。

2.2 植被覆盖度估算模型

植被指数转换法不依赖于实测数据,通过对各像元中植被类型及分布特征的分析,建立植被指数与植被覆盖率的转换关系来直接估算植被覆盖率,已成为该领域研究的一种趋势^[22~24]。

归一化植被指数(normalized difference vegetation index, *NDVI*)是单位像元内的植被类型、覆盖形态、生长状况等的综合反映。诸多经验模型证实植被覆盖率与植被的 *NDVI* 值之间存在密切关系^[22,24,25]。鉴于 TM 影像的空间分辨率,本文选择亚像元模型反演研究区植被覆盖度。根据实地调查,研究区内以草本植被为主,植被类型较为单一,影像单一像元范围内植被混合分布现象并不明显,且密度不均,此种情况符合非等密度亚像元模型的假设条件^[24],该条件下植被覆盖度的计算公式为:

$$f_g = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_g - NDVI_{\min}} \quad (1)$$

式中, f_g 为植被覆盖度(%); $NDVI_{\min}$ 对应于非植被像元的 *NDVI* 值, $NDVI_g$ 为植被覆盖部分的 *NDVI* 值,可由 Beer 定律得出^[24]:

$$NDVI_g = NDVI_{\max} - (NDVI_{\max} - NDVI_{\min}) \exp(-K \times LAI) \quad (2)$$

其中, $NDVI_{\max}$ 对应像元之内叶面积指数(leaf area index, *LAI*)趋向 ∞ 时对应的像元 *NDVI* 值, K 为消光系数。

2.3 确定模型参数

由(2)式可以看出,非等密度模型必须确定的参数包括 $NDVI_{\max}$ 、 $NDVI_{\min}$ 、消光系数 K 以及叶面积指数 *LAI*。

(1) $NDVI_{\max}$ 、 $NDVI_{\min}$ 的确定

由于图像中不可避免的存在着噪声, *NDVI* 影像的极值并不一定是 $NDVI_{\max}$ 、 $NDVI_{\min}$, 其中, $NDVI_{\max}$ 是指植被刚好达到全覆盖状态下的 *NDVI* 值,并非 *NDVI* 影像实际能达到的最大值^[26]。研究区范围内,米草植被覆盖度可达 100%^[27];而泥滩为裸土,植被覆盖度可视为 0%。因此,本研究将土地覆被分类图与相应年份的辐射配准之后的 *NDVI* 的影像叠加,选择各年米草斑块中心区域像元,求取其平均值,作为各年份 $NDVI_{\max}$ 参数;选取各年份泥滩斑块中心区域像元,求取其平均值,作为各年份 $NDVI_{\min}$ 参数(表 1)。

(2) K 、*LAI* 的确定

根据 Baret 和 Guyot^[28]以及 Choudhury 等^[29]的研究,消光系数 K 的取值范围为 $0.8 < K < 1.3$, 本文取 $K = 1$ ^[19,22]。

利用 *LAI* 和植被指数的统计关系,从遥感资料中估算 *LAI* 是较为常用的方法,大多数的经验模型受区域和时期的限制,Price 采用两流近似法(two stream approximation)来提取 *LAI*^[25]。该方法利用影像的可

见光和近红外波段反射值的散点图,来确定计算 *LAI* 所需参数,利用这些参数和传感器所探测到的地物反射信息计算 *LAI*。

LAI 与同影像像元亮度值(*DN*)之间的关系可用下述公式描述:

$$DN_{si} = \frac{DN_i(e^{2c_iLAI} - r_{\infty i}^2) + DN_{\infty i}(1 - e^{2c_iLAI})}{1 - r_{\infty i}^2 \cdot e^{2c_iLAI} - DN_i \cdot r_{\infty i}^2 \cdot (1 - e^{2c_iLAI})/DN_{\infty i}} \quad (3)$$

式中, s 指土壤, $i = 1, 2$, 对应于 TM 影像的红光波段(波段 3)、短波红外波段(波段 4); $DN_{\infty i}$ 可从影像中直接读取, c_i 用于描述辐射能量穿透叶面时的衰减性质,其大小取决于植被类型; $r_{\infty i}$ 代表高密度植被覆盖区

表 1 研究区植被覆盖度反演参数表

Table 1 The parameters for vegetation coverage estimation in study area

年份 Year	$NDVI_{\min}$	$NDVI_{\max}$	a	b
1992	-0.3258	0.6517	1.0023	9.4358
2002	-0.2521	0.7865	0.8506	28.445
2007	-0.3550	0.6759	0.7834	2.5976

的地物反射值。

将(3)式带入土壤线方程(4):

$$DN_{s2} = a \times DN_{s1} + b \tag{4}$$

可以得到 LAI 和灰度值 DN 的多项式方程。 a, b 可从可见光和近红外波段的散点图中通过回归法求取。本研究通过回归方法获得的 3 个时相影像土壤线方程参数 a, b 见表 1。

根据 Price 的实验结果^[25]: $c_1 = 0.6, c_2 = 0.21, r_{\infty 1} = 0.05, r_{\infty 2} = 0.07$, 上述参数适用于垂直密度不高的农田和草地。利用 LAI 查找表和适当的内插方法求取研究区 3 个时期影像 LAI 值^[22]。

最后将 $NDVI_{max}, NDVI_{min}, K$ 及 LAI 带入非等密度模型, 计算出 3 个时期研究区植被覆盖度图。

2.4 植被覆盖度反演精度验证

2007 年 5 月下旬, 在黑嘴鸥巢址调查的同时, 选择 15 个巢址为中心, 建立 $30m \times 30m$ 样方, 每个样方内随机布设 10 个 $1m \times 1m$ 小样方, 采用照相法并利用影像阈值分割技术, 数字化测量其植被覆盖度, 以此平均值作为 $30m \times 30m$ 样方的碱蓬植被覆盖度。以此 15 个样本点提取 2007 年植被覆盖度反演结果值, 与实地测量值进行配对样本 T 检验 (paired-samples T Test), 结果表明两组数据之间无差异显著性 ($t = -1.590, df = 14, p = 0.134$)。可见, 反演所得植被覆盖度精度满足宏观尺度下对研究区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地的分析。

本文将植被覆盖度划分为 5 个等级: $<20\%$ 、 $20\% \sim 40\%$ 、 $40\% \sim 60\%$ 、 $60\% \sim 80\%$ 、 $>80\%$ 。据此, 将研究区植被覆盖度反演结果转化为植被覆盖等级图(图 2)。

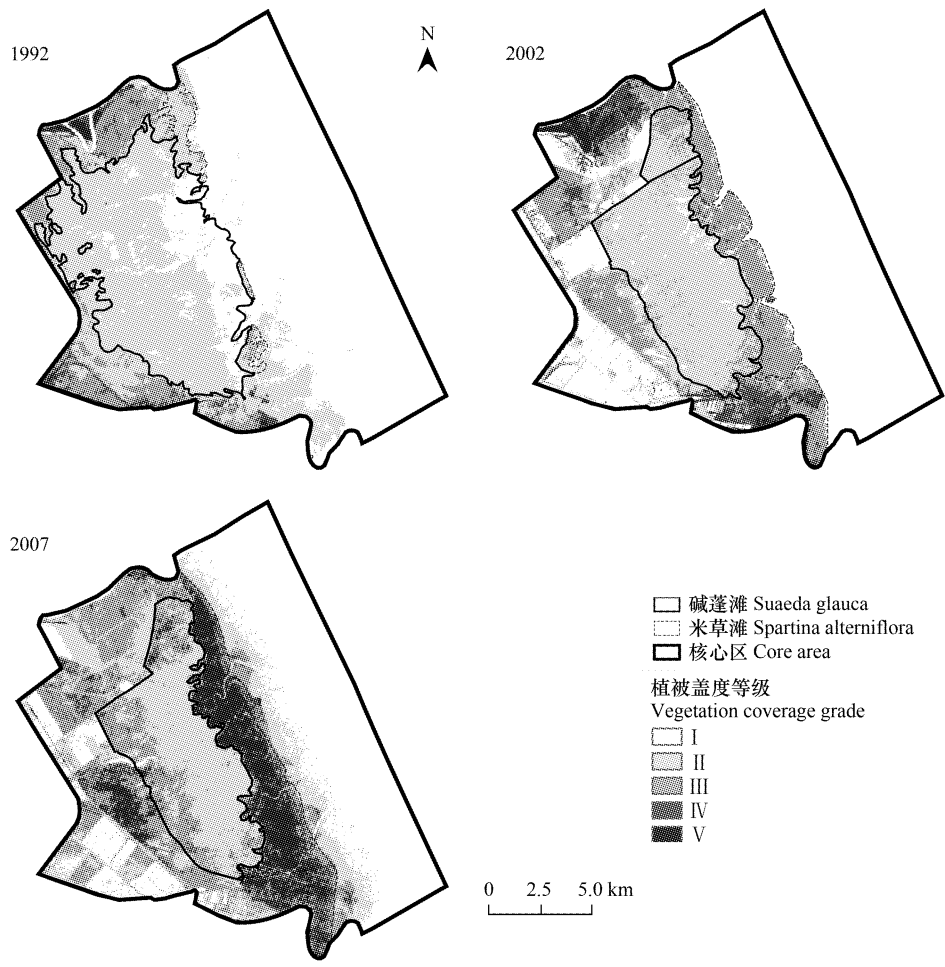


图 2 研究区 1992、2002、2007 年植被覆盖等级图
Fig. 2 Distribution of vegetation coverage grade of study area (1992, 2002, 2007)

3 结果与分析

3.1 碱蓬滩总面积变化

土地覆被解译结果显示,3 个时期,碱蓬滩总面积分别为:4772.3、3949.9、4062.2 hm^2 (图3)。15a 间,碱蓬滩面积共计减少710.1 hm^2 ,占1992年面积的15%,年变化幅度为47.34 hm^2/a 。与此同时,碱蓬滩的分布重心向东偏南38°方向偏移2.9 km。1992~2002,核心区北部兴建约0.13万 hm^2 人工养殖塘(向南),加之自然演替(向东),碱蓬滩重心向东偏南20°偏移2.9 km;2002~2007年间,由于米草的阻隔作用,碱蓬滩向东扩张的趋势受到制约,5a 间,碱蓬滩重心向西偏南61°偏移0.77 km。从分布空间格局上看,碱蓬滩在1992年大面积连片分布的基础上,面积萎缩的同时斑块边缘逐渐破碎化;而米草滩由离散的斑块状分布逐步连续成片,到2002年,新洋河与斗龙河之间米草已将碱蓬与泥滩完全阻隔。

3.2 碱蓬滩各等级植被覆盖度变化

在总面积发生变化的同时,碱蓬植被覆盖度发生明显变化。碱蓬滩植被覆盖度总体水平呈明显上升的趋势(图3)。1992年,核心区人工景观很少,基本保持自然状态,受到人为干扰较少,在自然潮水的侵蚀下,碱蓬滩盖度等级水平较低。碱蓬植被覆盖度均值为(27.6 $\pm$ 3.8)%,最大值为42.4%,以I、II两个等级为主,面积分别为950.9、3820.1 hm^2 ,两者合计该时期占碱蓬总面积的99%以上。由于米草的快速扩张及人为隔断潮沟,阻隔了潮水的自然蔓延,加速了核心区植被演替进程,2002年,碱蓬植被覆盖度均值上升为(35.4 $\pm$ 2.0)%,最大值为57.2%,以II、III两个等级为主,II等级碱蓬面积较1992下降,但比例有所上升(85.77%),III等级碱蓬面积为548.7 hm^2 ,占该时期碱蓬面积的13.89%,I等级碱蓬基本仅存12.7 hm^2 。2007年,碱蓬植被覆盖度出现多元化趋势,向高覆被等级继续增长,总体均值为(53.1 $\pm$ 4.5)%,最大值达87.4%,II等级碱蓬面积减少为2347.3 hm^2 ,占该年碱蓬总面积的57.78%,III等级碱蓬面积则显著增加(1600.5 hm^2),比例升至39.40%,两者合计占碱蓬总面积的97.18%,此外IV等级碱蓬显著增加,面积为278.6 hm^2 ,比例为6.86%。

从年变化速率来看,除I等级之外,其他等级碱蓬面积在2002~2007年间年变化率均高于1992~2002时期。其中II等级下降较为明显,从1992年的3820.1 hm^2 下降到2002年的3387.7 hm^2 ,2002~2007年间,II等级面积仅存2190.1 hm^2 ,这一时期年降幅高达239.5 hm^2/a ,是前一时期的5.5倍。与此同时,II等级显著增加,15a 间面积从1.3 hm^2 增加到2007年的1527.3 hm^2 ,前一时期的年增幅为54.7 hm^2 ,2002~2007年间,年增幅增长到195 hm^2/a ,是前者的3.6倍。IV等级的年增幅也高达55.7 hm^2/a 。

3.3 黑嘴鸥繁殖栖息地碱蓬盖度

利用2002和2007年份黑嘴鸥巢址GPS点,采用最邻近采样(nearest)方法,提取对应年份植被覆盖度反演结果栅格值(表2)。独立样本T检验(independent-samples T Test)结果显示,两个年份间,黑嘴鸥巢址植被覆盖度差异不显著($t=1.667$, $df=291$, $p=0.066$)。因此,可将两个年份黑嘴鸥巢址碱蓬盖度反演结果作为其繁殖栖息地选择的适宜碱蓬覆盖度。其均值在30.18%~43.78%之间,覆盖度水平在20%~40%、40%~60%两个等级之间,因此本研究将碱蓬群落盖度II、III等级的碱蓬滩确定为黑嘴鸥适宜营巢的碱蓬覆盖度水平。

3.4 黑嘴鸥适宜繁殖栖息地动态

影响黑嘴鸥巢址选择的因子主要有4类,按照贡献率依次为植被覆盖度(26.23%)、人为活动干扰强度

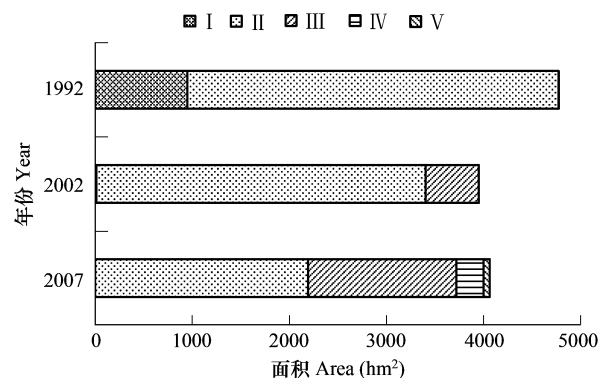


图3 研究区1992、2002、2007年碱蓬植被覆盖等级动态变化

Fig. 3 The dynamics of vegetation coverage grade of study area (1992, 2002, 2007)

表 2 研究区典型繁殖水禽巢址及其植被覆盖度统计结果

Table 2 The nest number and mean of vegetation coverage of breeding waterbirds in the study area						
物种 Species	2002		2007		2002 + 2007	
	巢数 Number of nests	植被覆盖度 (均值 ± 标准差) vegetation coverage (Mean ± SD) (%)	巢数 Number of nests	植被覆盖度 (均值 ± 标准差) vegetation coverage (Mean ± SD) (%)	巢数 Number of nests	植被覆盖度 (均值 ± 标准差) vegetation coverage (Mean ± SD) (%)
黑嘴鸥 Saunders's Gull	184	35.08 ± 4.8	109	37.58 ± 7.6	293	36.98 ± 6.8

(20.55%)、底栖生物量(14.82%)及距水源距离(14.02%)。黑嘴鸥对 20% ~ 60% 盖度水平的碱蓬滩、距人类活动干扰距离 > 500m、底栖生物量 > 300g/m²、距水源距离 500 ~ 1000m 的生境选择指数为正^[16,21]。本研究从遥感影像中提取各个时期水体、道路信息,利用 ARCGIS 空间分析(spatial analyst tools)工具计算其距离栅格图(30m × 30m),按照上述标准对碱蓬滩植被覆盖度、水体、道路距离图层进行重新分类(Reclassify),符合条件栅格赋值为 1,相反赋值为 0。底栖生物量因子遥感影像无法获取,因而不予以考虑。将各个时期上述 3 个图层进行栅格相乘运算,获得研究区各个时期黑嘴鸥适宜繁殖栖息地空间分布信息(表 3)。2002 年黑嘴鸥野外调查 184 个巢点,141 个(76.6%)巢点位于适宜繁殖栖息地范围内;2007 年野外调查巢点 109 个,98 个(89.9%)巢点位于适宜繁殖栖息地范围内(图 4)。

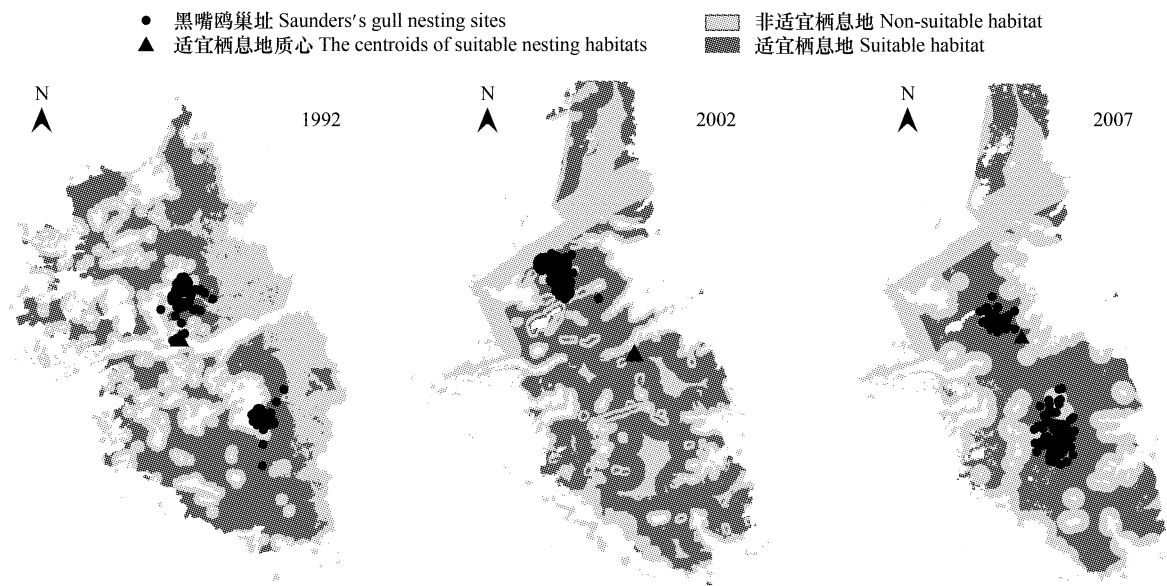


图 4 研究区 1992、2002、2007 年黑嘴鸥适宜营巢栖息地分布图
Fig. 4 Distribution of suitable nesting habitats for Saunders's gull in study area in 1992, 2002, 2007

表 3 研究区 1992、2002、2007 黑嘴鸥适宜/非适宜繁殖栖息地面积及百分比

Table 3 The area and percentage for suitable nesting habitats for Saunders's gull in study area in 1992, 2002, 2007						
项目 Item	1992		2002		2007	
	面积 Area(hm ²)	百分比 Percentage (%)	面积 Area(hm ²)	百分比 Percentage (%)	面积 Area(hm ²)	百分比 Percentage (%)
非适宜栖息地 Non-suitable habitat	2708.7	56.8	1791.9	45.4	2339.0	57.6
适宜栖息地 Suitable habitat	2063.6	43.2	2158.0	54.6	1723.1	42.4
合计 Total	4772.3	100.0	3949.9	100.0	4062.2	100.0

15a 间,研究区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地面积经历了小幅增加后骤降的过程。斑块重心变化趋势先东南

(1.27km, 16°)再转向西南(1.33 km, 68°), 与碱蓬滩总体变化趋势相同。1992~2002年, 黑嘴鸥适宜繁殖栖息地面积由 2063.1 hm² 增长到 2158.0 hm², 占碱蓬总面积的比例由 43.2% 升至 54.6%。这一时期适宜栖息地面积的增加得益于同一时期碱蓬低盖度(I 等级)面积大幅减少, II、III 等级碱蓬面积比例的上升。2002~2007 年间, 碱蓬滩总面积仅减少 112.3 hm², 但适宜繁殖栖息地面积却萎缩 434.8 hm², 占碱蓬滩总面积比例从 54.6% 下降到 42.4%, 年降幅为 86.97 hm²/a。

3.5 黑嘴鸥适宜繁殖栖息地变化预测

按照 2002~2007 年黑嘴鸥适宜繁殖栖息地减少的年变化率(86.97hm²/a)计算, 黑嘴鸥适宜繁殖栖息地面积将于 19.8a 之后消失殆尽。然而, 在研究区碱蓬总面积、基础设施(道路等)以及水体面积不变的条件下, 黑嘴鸥适宜栖息地面积将由碱蓬植被覆盖度的变化所决定。通过转移矩阵计算, 核心区 II 等级碱蓬向高覆被等级转换的速率为 195.1 hm²/a, 按照此速率, 11.2a 内, II 等级碱蓬将逐渐被高等级覆盖度水平碱蓬取代而消失, 此时研究区将布满 III、IV、V 高覆被碱蓬群落, IV、V 碱蓬面积增长至 1112.1 hm², 占 2007 年碱蓬总面积的 27.3%, 栖息地植被覆盖度水平过高, 对于黑嘴鸥亲鸟本身寻找自己的巢位将增加一定的困难, 同时不使其观察外界干扰因素和天敌, 对黑嘴鸥繁殖栖息地的选择将产生不利影响。

4 讨论与结论

研究结果表明, 江苏盐城国家级自然保护区核心区除人为围垦外, 外来物种快速扩张加速了滩涂原生盐沼植被的自然演替进程, 是导致黑嘴鸥繁殖适宜碱蓬群落面积逐年缩小的直接原因^[21]。碱蓬作为江苏盐城滨海湿地的土著先锋物种, 在自然情况下, 随着泥滩的不断淤积, 向海域方向持续扩展。然而米草引种之后, 其取代碱蓬群落成海岸带新的先锋植被^[30], 碱蓬群落向海域方向扩展空间受到严重制约; 另一方面, 随着时间的推移, 经雨水的自然淋洗, 土壤含盐量逐渐降低, 较碱蓬高级的植被群落(獐茅、白茅群落)在内陆方向不断将碱蓬群落演替, 向海域方向推进; 加之南(斗龙河)北(新洋河)方向两条河流的天然阻隔, 核心区碱蓬群落生存空间为“四周封闭”的状态, 已无潜在的扩展空间。另外, 米草群落对潮水有较强的阻隔作用^[30], 潮水对碱蓬滩的侵蚀减少, 潮沟、低洼地数量降低, 碱蓬种子得以大量保留, 且枯枝无法被潮水带走。这些原因直接导致核心区碱蓬植被覆盖度迅速上升。按照 2002~2007 年变化率水平计算, 11.2a 之后, 核心区 40% 盖度下的碱蓬将消失殆尽; 19.8a 之后, 盐城保护区核心区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地将全部消失。

本研究以 TM 影像 NDVI 为基本参数, 运用像元二分模型中的非等密度模型, 获得研究区连续、大尺度面状植被覆盖度信息, 利用野外实地巢址调查数据验证反演结果, 其精度满足宏观尺度下对研究区黑嘴鸥适宜繁殖栖息地的分析。在此基础上, 定量分析江苏盐城滨海湿地黑嘴鸥适宜栖息地动态变化情况, 并对适宜繁殖栖息地的变化进行预测, 该方法技术路线简单、可操作性强, 应用前景广泛。即使在缺乏实地调查资料的情况下, 利用历史遥感影像数据, 可实现对珍稀水禽栖息地变化的动态监测。本文研究表明, 利用遥感影像信息反演技术对珍稀水禽栖息地分析与预测具可行性, 但是对于所选取的植被指数并未作进一步筛选, 反演精度还有可提升的空间。

在进行适宜栖息地的提取中, 并未考虑挖沙蚕和收割碱蓬等局部人为活动的干扰, 提取的适宜繁殖栖息地面积偏大。考虑到滩涂干旱化食物量的减少、米草继续扩张导致潮水对碱蓬滩涂侵蚀的进一步减少、人为干扰加剧等不利因素, 适宜繁殖栖息地减少的实际速度比预测的要快。为防止因栖息地变迁导致黑嘴鸥繁殖种群的消失, 建议保护区加强与相关部门的协调, 对黑嘴鸥等濒危珍稀鸟类繁殖的碱蓬滩涂, 特别是在 4 月下旬~5 月中旬繁殖季节, 严格限制人为的干扰和开发活动; 对为改变潮水或雨水的径流方向而临时筑建的堤坝进行全面疏通, 采取措施限制互花米草的进一步扩展并降低已有互花米草对群落潮水的阻隔作用, 促进碱蓬滩涂水系的自然流动, 从而保证滩涂植被的自然演替^[21]; 对高盖度碱蓬, 可效仿其他保护区采取人工降低植被覆盖度等修复措施, 改善保护区珍稀水禽繁殖栖息地质量。

References:

- [1] Cody M L. Habitat selection in birds. London: Academic Press, 1985.

- [2] Rands M R W. The effect of nest site selection on nest predation in Grey Partridge *Perdix perdix* and Red-legged partridge *Alectoris rufa*. *Ornis Scandinavica*, 1988, 19: 35—40.
- [3] Phinn S R, Stow D A, Mouwerik D V. Remotely sensed estimates of vegetation structural characteristics in restored wetland, Southern California. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1999, 65(4): 485—493.
- [4] Gottschalk T K, Huettmann F, Ehlers M. Thirty years of analyzing and modeling avian habitat relationships using satellite imagery data: A review. *International Journal of Remote Sensing*, 2005, 26: 2631—2656.
- [5] Laurent E J, Shi H J, Gatzolis D, Le Bouton J P, Walters M B, Liu J G. Using the spatial and spectral precision of satellite imagery to predict wildlife occurrence patterns. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 97(2): 249—262.
- [6] Stouffer P C and Bierregaard R O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 1995, 76: 2429—2445.
- [7] Ravenscroft N O M and Beardall C H. The importance of freshwater flows over estuarine mudflats for wintering waders and wildfowl. *Biological Conservation*, 2003, 113: 89—97.
- [8] MacArthur R H and MacArthur J W. On bird species diversity. *Ecology*, 1961, 42: 594—598.
- [9] St-Louis V, Pidgeon A M, Radeloff V C, Hawbaker T J, Clayton M K. High resolution image texture as a predictor of bird species richness. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 105: 299—312.
- [10] Nagendra H. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 2001, 22: 2377—2400.
- [11] Turner W, Spector S, Gardiner N, Fladeland M, Sterling E, Steininger M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 2003, 18: 306—314.
- [12] Verlinden A, Masogo R. Satellite remote sensing of habitat suitability for ungulates and ostrich in the Kalahari of Botswana. *Journal of Arid Environments*, 1997, 35: 563—574.
- [13] Collar N J, Andrew P. Birds to Watch: The ICBP World Check-list of Threatened Birds, ICBP Technical Publication No. 8. International Council for Bird Preservation, 1988.
- [14] Hilton T C. IUCN Red List of Threatened Species. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2000.
- [15] Zheng G M, Wang Q S. China Red Data Book of Endangered Animals (Aves). Beijing: Science Press, 1998. 242—243.
- [16] Jiang H X, Chu G Z, Qian F W, Lu J. Breeding microhabitat selection of Saunders's gull *Larus saundersi* in Yancheng of Jiangsu Province, China. *Biodiversity Sciences*, 2002, 10 (2): 170—174.
- [17] Jiang H X, Chu G Z, Hou Y Q. Breeding habitat selection of Saunders's gull *Larus saundersi* in Yancheng of Jiangsu. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22 (7): 999—1004.
- [18] Curran P J, Williamson H D. Sample size for ground and remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 1986, 20: 31—41.
- [19] Chen Y H, Li X B, Shi P J, Zhou H L. Estimation vegetation coverage change using remote sensing data in haidian district, Beijing. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25 (5): 588—593.
- [20] Chu G Z, Hou Y Q, Qian F W, Liu X P, Wang H. The population and distribution of several waterbirds species around the coast of Yancheng of Jiangsu Province in breeding season. *Scientia Silvae Sinica*, 2000, 36 (3): 87—92.
- [21] Jiang H X, Chu G Z, Hou Y Q, Qian F W, Wang H, Zhang G G, Zheng G M. Spatiotemporal variation of nesting sites of the Saunders's gull *Larus saundersi*. *Acta Zoologica Sinica*, 2008, 54 (2): 191—200.
- [22] Chen J, Chen Y H, He C Y, Shi P J. Sub-pixel model for vegetation fraction estimation based on land cover classification. *Journal of Remote Sensing*, 2001, 5(6): 416—422.
- [23] Quarmby N A, Townshend J R G, Settle J J, White K H, Milnes M, Hindle T L, Silleos N. Linear mixture modelling applied to AVHRR data for crop area estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 1992, 13(3): 415—425.
- [24] Gutman G, Ignatov A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models. *International Journal of Remote Sensing*, 1998, 19(8): 1533—1543.
- [25] Price J C. Estimating vegetation amount from visible and near infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, 1992, 41(1): 29—34.
- [26] Yang X Q, Zhu W Q, Pan Y Z, Song G B. Estimation of vegetation coverage based on an improved sub-pixel model. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19 (8): 1860—1864.
- [27] Chen Y N, Gao S, Jia J J, Wang A J. Tidal flat ecological changes by transplanting *Spartina anglica* and *Spartina alterniflora*, northern Jiangsu coast. *Oceanologia Etlimnologia Sinica*, 2005, 36(5): 394—403.
- [28] Baret F and Guyot G. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 1991, 35: 161—173.
- [29] Choudhury B J, Ahmed N U, Idso S B, Reginato R J, Daughtry C S T. Relations between evaporation coefficients and vegetation indices studied by model simulations. *Remote Sensing of Environment*, 1994, 50: 1—17.

- [30] Shen Y M, Liu Y M, Chen Q Z. Analysis of the expanding process of the *Spartina alterniflora* Loisel salt marsh on Jiangsu Province coast by remote sensing. *Journal of Plant Resources and Environment*, 2002, 11(2): 33–38.

参考文献:

- [15] 郑光美, 王歧山. 中国濒危动物红皮书(鸟类). 北京: 中国科学出版社, 1998. 242~243.
- [16] 江红星, 楚国忠, 钱法文, 陆军. 江苏盐城黑嘴鸥(*Larus saundersi*)繁殖微生境的选择. *生物多样性*, 2002, 10(2): 170~174.
- [17] 江红星, 楚国忠, 侯韵秋. 江苏盐城黑嘴鸥(*Larus saundersi*)的繁殖栖息地选择. *生态学报*, 2002, 22(7): 999~1004.
- [19] 陈云浩, 李晓兵, 史培军, 周海丽. 北京海淀区植被覆盖的遥感动态研究. *植物生态学报*, 2001, 25(5): 588~593.
- [20] 楚国忠, 侯韵秋, 钱法文, 刘希平, 王会. 江苏盐城沿海地区繁殖季节几种水鸟的数量及分布研究 I. *林业科学*, 2000, 36(3): 87~92.
- [21] 江红星, 楚国忠, 侯韵秋, 钱法文, 王会, 张国钢, 郑光美. 黑嘴鸥巢址的时空变化. *动物学报*, 2008, 54(2): 191~200.
- [22] 陈晋, 陈云浩, 何春阳, 史培军. 基于土地覆盖分类的植被覆盖率估算亚像元模型与应用. *遥感学报*, 2001, 5(6): 416~422.
- [26] 阳小琼, 朱文泉, 潘耀忠, 宋国宝. 基于修正的亚像元模型的植被覆盖度估算. *应用生态学报*, 2008, 19(8): 1860~1864.
- [27] 陈一宁, 高抒, 贾建军, 王爱军. 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*, 2005, 36(5): 394~403.
- [30] 沈永明, 刘咏梅, 陈全站. 江苏沿海互花米草(*Spartina alterniflora*)盐沼扩展过程的遥感分析. *植物资源与环境学报*, 2002, 11(2): 33~38.