

三江平原不同强度干扰下湿地植物 群落的物种组成和多样性变化

卢 涛^{1,2}, 马克明^{1,*}, 倪红伟³, 傅伯杰¹, 张洁瑜¹, 陆 琦¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041
3. 黑龙江省科学院自然资源研究所, 哈尔滨 150040)

摘要:以三江平原湿地-农田景观中沟渠的密度作为反映干扰强度的指标,研究了不同沟渠密度下湿地斑块植物群落的物种组成和多样性变化。结果表明:(1)在不同的干扰强度下,湿地植物群落的物种组成差异很大,随干扰强度增大,原有湿生物种减少,而中湿生、中生物种显著增加;(2)湿地植物群落的多样性随干扰强度的增大,整体上呈降低趋势,群落多样性在中等沟渠密度下($0.6 \sim 1.2 \text{ km}^2/\text{km}^2$)达到最大,但不同沟渠密度下群落间多样性差异基本不显著;(3)位点间的干扰强度差异越大,Whittaker 指数值越高;(4)不同的干扰强度下,各湿地斑块内部的物种周转速率同样在沟渠密度中等($0.6 \sim 1.2 \text{ km}^2/\text{km}^2$)时最高。

关键词:沟渠密度;物种组成; α 多样性; β 多样性;三江平原

文章编号:1000-0933(2008)05-1893-08 中图分类号:Q145, Q948 文献标识码:A

Variation in species composition and diversity of wetland communities under different disturbance intensity in the Sanjiang Plain

LU Tao^{1,2}, MA Ke-Ming^{1,*}, NI Hong-Wei³, FU Bo-Jie¹, ZHANG Jie-yu¹, LU Qi¹

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Centre for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

3 Institute of Natural Resources, Heilongjiang Academy of Sciences, Harbin 150040, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(5): 1893 ~ 1900.

Abstract: Agricultural drainage ditches are a reflection of the disturbance caused by agriculture and other human perturbations associated with agricultural activities, and the density of them can be seen as an important gradient reflecting local disturbance. When appropriately selected, drainage ditch density gradient represents an ideal opportunity for differentiating the long-term effects of agricultural activity from other environmental patterns. Unfortunately, to date, few published studies have assessed the variation in species composition and diversity of wetland communities along the agricultural drainage ditch density gradient, yet such information is urgently needed for the conservation of wetland ecosystems under intensive cultivation. In this study, ditch density was chosen as an indicator of disturbance intensity, and four sites with different ditch density was chosen to compare species composition and diversity among them. Sixty-seven quadrats and four transects were sampled along the ditch density gradient. The results showed that there existed a significant

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40671182);国家自然科学基金委创新研究群体科学基金资助项目(40621061)

收稿日期:2007-03-30; **修订日期:**2007-10-08

作者简介:卢涛(1975~),男,四川成都人,博士,主要从事植被生态学、景观生态学研究. E-mail: lutao@cib.ac.cn

* 通讯作者 Correspondence author. E-mail: mkm@cees.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40671182); The Innovation Research Group supported by the National Natural Sciences Foundation (No. 40621061)

Received date: 2007-03-30; **Accepted date:** 2007-10-08

Biography: LU Tao, Ph. D., mainly engaged in plant ecology and landscape ecology. E-mail: lutao@cib.ac.cn

negative relationship between disturbance intensity and species parameters, while species diversity did not differ greatly among sites, but species composition varied considerably. With increasing disturbance intensity, the wetlands tended to be reduced in plant species diversity, and an increasing loss of indigenous wetland species was paralleled with an increasing invasion of upland species. The results also show that the rate of species turnover within communities differed among communities under different disturbance intensities. The communities with intermediate ditch density ($0.6 - 1.2 \text{ km/km}^2$) had higher rates than the other communities.

Key Words: Ditch density; species composition; α -diversity; β -diversity; Sanjiang Plain

当今全球范围内湿地正以较其它任何生态系统都迅速的速度消亡^[1]。随着人类活动对湿地影响的加剧,人类活动与湿地动态变化关系的研究成为新热点^[2]。在各种破坏湿地的人类活动中,农业开发是最主要的因素。因此,研究农业开发对湿地生态系统的影响成为生态学研究中的重要方面^[3~6]。尽管如此,目前对于作为湿地-农田景观中重要组成部分的沟渠的研究还相对比较缺乏^[7]。沟渠在对农业生产产生积极作用的同时,其对湿地生态系统的负面影响也十分明显^[8]。自 20 世纪 70 年代开始,大量研究表明沟渠会严重威胁湿地生态系统的完整性^[9,10]、造成湿地面积的减少和破碎化^[11,12]、改变湿地水文^[13,14]、成为农田污染物的运移通道^[15]、加速外来物种入侵^[16]等。然而,对于群落水平上沟渠与湿地植物群落物种组成和多样性关系的研究,还未见有相关报道,而这又是深入理解湿地生态系统格局与过程的重要途径。

三江平原是我国最大的淡水湿地分布区之一,同时也是受人类活动影响天然湿地分布面积减少最快的区域之一^[17]。该区湿地丧失的主要因素是农业开发,而其农业开发的主要途径是开挖排水沟渠,排干湿地造田^[7]。因此三江平原的沟渠网络十分发达,大量水通过沟渠排出湿地,从而导致大片沼泽被开垦为农田或退化成草甸^[18]。在三江平原,沟渠的密度能够反映区域农业开发干扰的强度。一般来说,沟渠密度越大,农业开发强度越大,也即干扰强度越大。本研究拟通过对三江平原不同沟渠密度下湿地植物群落物种组成的替代过程以及多样性的变化分析,从群落特征变化角度阐明湿地生态系统对不同强度干扰的响应机制,从而为深入理解农业开发背景下湿地生态系统的退化过程和机制,以及研究退化湿地恢复与重建的生物学与生态学基础提供科学依据。

1 研究区概况

研究区位于三江平原同江市境内的洪河农场、前锋农场以及洪河国家级湿地自然保护区 ($47^{\circ}30' \sim 48^{\circ}00' \text{ N}$, $133^{\circ}20' \sim 134^{\circ}00' \text{ E}$)。区内平均海拔约为 60m;年平均降水量约 600mm,6~8 月份降水量占全年的 60%~70%;年平均气温 1.91°C 。除了自然湿地外,该区的土地利用方式主要有水田和旱田两大类型。总的来说,由于水田对水分的要求更为严格,因此水田为主的区域沟渠密度更大。

区域内随着水分的逐渐减少,主要植物群落类型由湿生的漂筏苔草 (*Carex pseudocuraica*) 向中湿生的小叶章 (*Phragmites angustifolia*) 群落演替。

2 研究方法

2.1 样带设计

为了定量评价干扰对湿地植物群落的影响,本研究以沟渠密度作为反映干扰强度的指标。群落调查前,先进行沟渠密度分级。具体方法为:首先利用研究区 2004 年的 TM 影像,结合 2002 年的水利设施图 (1:100000),将区域内的主要沟渠数字化。然后在 ArcGIS 平台下,以 $600\text{m} \times 600\text{m}$ 的栅格计算沟渠密度,并据此将研究区分为 6 级(图 1)。根据 Gibbs 的标准,面积大于 0.4hm^2 的湿地才能维持湿地物种及其功能^[19]。而本研究中,在沟渠密度大于 2.4km/km^2 的区域,几乎找不到符合该标准的湿地斑块。因此,初步选择的调查位点只限制在其它 4 个级别的范围内(图 1)。

群落调查于 2005 年 7 月,即在植物生长最旺盛的季节进行。考虑到研究区湿地主要为环形湿地的特点,在初步选择的各个位点附近,尽量选择受干扰最少的湿地斑块,沿着从湿地斑块外缘到中心的方向,即水分状

况增加的梯度设置样带,每间隔约 10m 布设一个 1m × 1m 大小样方。调查各样方内所有植物种的种类、盖度、高度及频度。4 个位点的样方数量分别为:A 位点 22 个,B 位点 18 个,C 位点 16 个,D 位点 11 个。

2.2 数据处理

2.2.1 α 多样性的测度

(1) 丰富度指数

物种数 以每个样方或位点出现的物种数计算。

Margalef 指数 $D_{mg} = (S - 1) / \ln N_0$

(2) 多样性指数

Shannon-Wiener 指数 $H' = - \sum P_i \ln p_i$

Simpson 指数 $D = 1 - \sum P_i^2$

(3) 均匀度指数

Pielou 指数 $J_{sw} = H' / H'_{\max}$

上述指数中各参数的具体含义见文献^[20,21]。计算过程中均用重要值代替物种个体数。重要值的计算公式为:

重要值 = (相对高度 + 相对盖度 + 相对频度) / 3

2.2.2 β 多样性指数的测度

Whittaker 指数

$$\beta_w = S / m\alpha - 1$$

Jaccard 指数

$$C_j = \frac{j}{a + b - j}$$

Sørensen 指数

$$C_s = \frac{2j}{a + b}$$

Cody 指数

$$\beta_c = [g(H) + l(H)] / 2$$

各指数中参数的含义见文献^[22]。此外,由于本研究中 4 个位点的样方数量不一致,因此计算各位点间 β 多样性时,物种丰富度采用转换物种丰富度(TSR)计算^[23~25]。计算公式为:

$$TSR = N_s / \ln S$$

式中, N_s 为物种数, S 为每个位点的取样面积总和。

2.2.3 统计分析

本研究数据分析和图表绘制在 SPSS Version 10.0 和 SigmaPlot 2001 中进行。

3 结果与分析

3.1 不同干扰强度下群落物种组成变化

不同群落的物种组成变化是物种适应性和群落环境变化相互作用的结果。干扰能改变植物群落内的环境条件,而群落环境的变化又致使群落物种组成的变化,从而使得不同生活、生态特性的物种在不同群落环境中成为优势种^[26]。从表 1 中可以看出,4 个位点间植物群落在物种组成上存在着较大的差异。从位点 A 到 D,随着干扰强度的增大,植物生态类群功能群组成中,湿生植物分布密度显著降低,而中湿生、中生植物分布则明显扩大。如漂筏苔草和睡菜(*Menyanthes trifoliata*)都仅在位点 A 处有较多的分布;而小叶章和黄花蒿(*Artemisia annua*)则多出现在位点 C 和 D。且各位点间优势群落的种类组成表现出明显的生态替代现象,即随着渠道密度增大、水分条件减少的梯度,群落基本沿苔草群落-甜茅群落-野青茅群落-小叶章群落的序列演化。

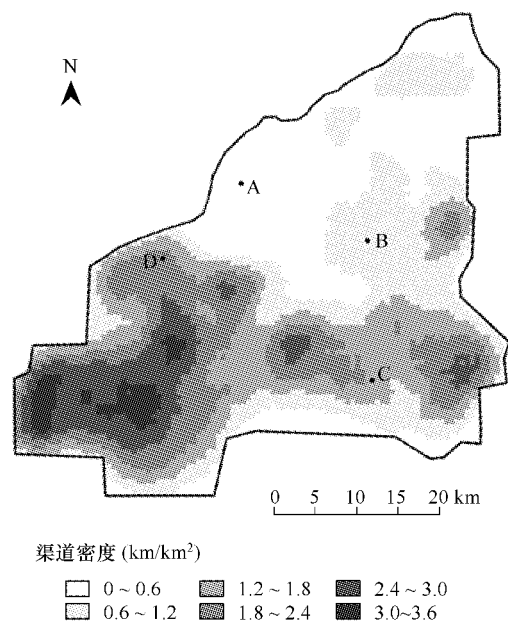


图1 沟渠密度分级图

Fig. 1 Pattern of agricultural ditch density in the study area
A、B、C、D 代表样带所在的 4 个位点 Points indicate locations of four vegetation sampling transects

表 1 研究区最常见的 10 种物种在各位点的分布密度比较

Table 1 A comparison of plant density (%) within the four study sites. The 10 species shown represent the most common found in the study area

物种 Species	位点 A Site A		位点 B Site B		位点 C Site C		位点 D Site D	
	$\bar{x}$	SE	$\bar{x}$	SE	$\bar{x}$	SE	$\bar{x}$	SE
漂筏苔草 <i>Carex pseudocuraica</i>	28.82	35.07	5.33	21.16	2.33	5.10	0.55	1.51
狭叶甜茅 <i>Glyceria spiculosa</i>	21.59	31.71	11.94	28.24	2.19	5.15	3.18	7.17
毛果苔草 <i>Carex lasiocarpa</i>	12.00	24.48	18.89	27.20	0.21	0.39	0.14	0.32
忽略野青茅 <i>Calamagrostis neglecta</i>	8.85	24.91	26.78	32.13	9.06	19.51	1.82	6.03
睡菜 <i>Menyanthes trifoliata</i>	8.67	20.93	0.33	1.19	0.09	0.30	0.00	0.00
小叶章 <i>Deyeuxia angustifolia</i>	0.33	1.08	0.83	3.54	58.13	48.19	47.77	36.70
灰脉苔草 <i>Carex appendiculata</i>	0.00	0.00	3.87	13.26	17.50	37.73	0.00	0.00
黄花蒿 <i>Artemisia annua</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	10.06	10.25	14.73	32.59
小白花地榆 <i>Sanguisorba parviflora</i>	0.00	0.00	0.19	0.54	1.00	1.53	0.93	2.01
驴蹄草 <i>Caltha natans</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.48	1.14	1.95

从 4 个位点群落组成的生活型结构多样性上看,在所有位点中,地面芽植物均占绝对优势,但各位点间物种的生活型构成还是存在明显差异(图 2)。如隐芽植物在位点 A 占有较大比例,而在位点 D 则已经消失。这表明随着干扰强度的增大,隐芽植物呈减少趋势。而地上芽植物和 1 年生植物则与隐芽植物有着相反的趋势,它们都基本随干扰强度的增大而增加。这种生活型结构上的变化反应了湿地植物群落在退化的不同阶段对应着不同的优势物种,致使各生活型功能群在群落中的地位、功能大小、作用发挥上存在明显的差别。

3.2 不同干扰强度下群落 α 多样性变化

α 多样性是刻画植物群落组成结构的重要指标^[27]。从表 2 中可以看出,随着干扰强度的增大,湿地

植物群落物种的丰富度呈先增加后降低的趋势。在 B 位点,物种数达最大值 55,而在 D 位点达最小值 36; Margalef 指数同样在 B 位点达最大值 1.24,而在 D 位点达最小值 0.81。Margalef 丰富度指数在位点 A、C、D 间虽然存在差异,但差异性不显著。

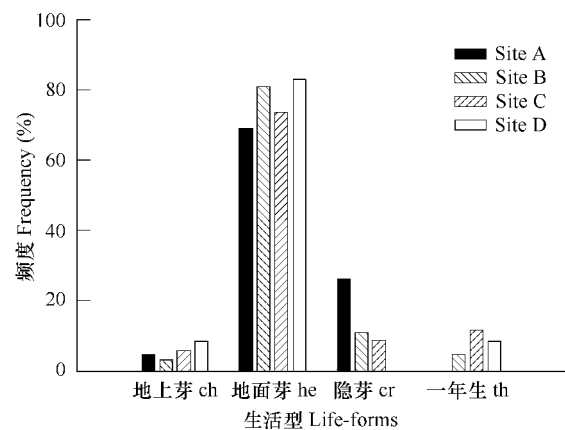


图 2 各位点物种的生活型构成比较

Fig. 2 The frequency of species life-forms in four sites

表 2 不同位点间群落多样性指数比较

Table 2 Pattern of species diversity in four sites according to increasing level of ditch density

位点 Site	沟渠密度 Ditch density (km/km ²)	丰富度指数 Richness index		多样性指数 Diversity index		均匀度指数 Evenness index
		物种数 Species number	Margalef 指数(D_{mg})	Shannon-Wiener 指数(H')	Simpson 指数(D)	Pielou 指数(J_{sw})
A	0 ~ 0.6	42	0.941a	1.724a	0.784ab	0.898a
B	0.6 ~ 1.2	55	1.241b	1.937b	0.819a	0.914a
C	1.2 ~ 1.8	37	0.820a	1.581a	0.758b	0.909a
D	1.8 ~ 2.4	36	0.821a	1.621a	0.762b	0.898a

相同列的同一字母表示在 0.05 显著水平下,差异不显著 a, b Parameters in the same column, followed by the same letter, do not differ at the 0.05 level

各位点多样性指数的计算结果表明,无论是 Shannon-Wiener 指数还是 Simpson 指数,均表明位点 B 具有

最高的多样性;其余各位点多样性指数相近,且这些位点间的差异不显著。同样可以看出,从位点 A 到 D,随着干扰强度的增大,群落多样性同丰富度一样,总体表现出先增加后降低的趋势。位点 B 处群落多样性达到最大,并且与其它位点存在显著性差异。从表 2 中还可以看出,Pielou 均匀度指数在各位点间均不存在显著性差异。

3.3 不同干扰强度下群落 β 多样性变化

3.3.1 各位点间 β 多样性

测度 β 多样性可以反映生境变化的程度或指示生境被物种分隔的程度, β 多样性的高低也可用来比较不同地点的生境多样性^[28,22]。本研究中 4 个位点间湿地植物群落的 β 多样性指数的计算结果表明,各位点间植物群落的相似性与干扰强度的差异大小有很好的关联关系(表 3)。两位点间干扰强度的差异越大, β 多样性也越高。如位点 A 与 D 之间,沟渠密度差异最大,Whittaker 指数达到最大值 0.59;Jaccard 指数达最小值 0.15;Sørensen 指数则达最小值 0.26。反之,位点 C 和 D 之间,沟渠密度最接近,这 3 个指数分别为 0.38、0.29 和 0.45。

3.3.2 各位点内 β 多样性

β 多样性同样可以用来指示各位点内生境的异质性。各位点内部沿着从干到湿的梯度,相邻样方间的 β 多样性指数变化趋势如图 3 所示。从各指数的计算结果来看,无论在那个位点,变幅均较大,甚至出现剧烈波动。这说明即使在干扰强度相同的情况下,各样方的局部生境对群落的影响也是很大的,如微地形的影响。正是因为局部微地形的差异,直接造成了水分条件的不同,从而导致了相邻样方在物种组成上的差异。

表示群落相异性的 Cody 指数通过对新增加和失去的物种数目进行比较,可以更直观地获得有关的物种更替信息。图 3 中可以看出各位点内 Cody 指数的变化趋势:变幅最大的值都基本出现在各样带的前几个样方后,即中生群落向中湿生群落的过渡处,该处往往是环境与资源空间分布的异质性较高的位置;而最小值一般都出现在最初的中生群落间或是最终的湿生群落间,既群落生境分化最为简单的位置。表示群落相似性的 Sørensen 指数和 Jaccard 指数基本与 Cody 指数表现出相反的趋势,相似性最低值往往出现在各样带的前几个或后几个样方间。

另外,位点 B 和 C 处的 β 多样性指数总体较 A 和 D 处高,说明 B、C 两处的环境异质性相对 A、D 而言更高一些,故群落物种组成也不如 A、D 处的群落稳定。这表明沟渠密度在中等时,也即干扰处于中等程度时,物种的更替速率更大。

4 讨论

本研究首次将沟渠密度作为一个重要的指标来反映湿地生态系统受干扰的程度。研究结果表明湿地植物群落的多样性总体上随干扰强度的增大,呈降低的趋势,且各位点间的群落多样性基本上不存在显著性差异,但在群落物种组成上差异明显。湿地植物群落的多样性在位点 B 处最大,这可以用中度干扰假说来解释^[29~31]。即在 B 位点处,农业开发对湿地生态系统的干扰程度已经达到了中等水平,适当的干扰既抑制了湿生植物种群的竞争势,又为其它物种的侵入和种群扩大创造了机会,从而导致其多样性最大;而在位点 A 和 D 处,由于群落中强烈的种间竞争排斥或高强度的干扰影响,抑制了大多数植物的生长发育,致使这两处群落的植物多样性较低。如在 A 位点处,在无干扰情况下,苔草等湿生植物占绝对优势,群落往往几乎成纯

表 3 各位点间的 β 多样性指数

Table 3 The change of the β diversity index across the four sites

	位点 Site	A	B	C	D
Whittaker 指数 (β_w)	A	0	0.44	0.56	0.59
	B		0	0.54	0.58
	C			0	0.38
	D				0
Jaccard 指数 (C_j)	A	1	0.27	0.22	0.15
	B		1	0.24	0.21
	C			1	0.29
	D				1
Sørensen 指数 (C_s)	A	1	0.55	0.35	0.26
	B		1	0.37	0.35
	C			1	0.45
	D				1

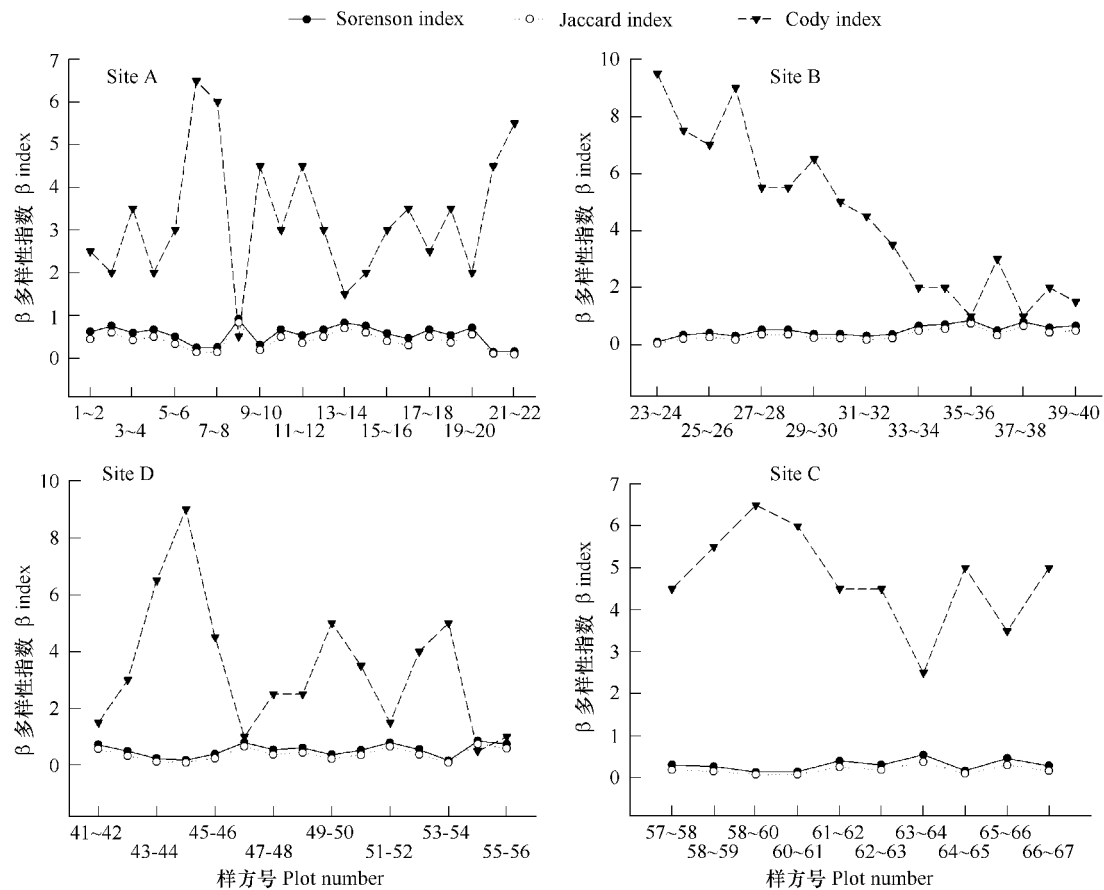


图3 各位点内相邻样方间 β 多样性指数的变化
Fig. 3 Changes in β indices between neighboring plots in each site

种群落,从而导致其多样性的偏低。位点 D 处的多样性与其它位点相比,并没有降低太多,相反 Shannon-Wiener 指数反而比 C 位点高,这可能是因为该处生境较其它位点相比水分条件更为匮乏,从而导致了許多旱生物种的入侵,从而在一定程度上增加了群落多样性的缘故。

Pielou 均匀度指数在本研究中对多样性的反应不敏感,4 个位点的值差异均较小。这可能是因为均匀度仅反映了不同物种之间的数量对比关系,只与个体数目在各个物种中分布的均匀程度有关,即若种间的个体数量差异程度越小,群落内的均匀性就越高。而在本研究中的样方中,往往都是某一种或二种植物占绝对优势,而其它物种均少量分布,且数量相差无几,这就导致了各样方都具有较高的均匀度。

本研究中各位点间群落物种组成上的差异在很大程度上是因为在不同沟渠密度下,水分条件的改变所致。Zedler 指出,水分条件是制约湿地植物群落结构的最基本因素^[32]。随着沟渠密度的增大,更多的水被排出,残留湿地斑块的水分条件越加恶化,原本的典型湿地植物被更耐旱的中湿生或杂草类植物所取代,从而导致了群落组成上的较大差异。

本研究中,多样性在各种干扰强度下基本不存在显著性差异,但物种组成上的差异又反映出这些群落在生态系统功能上的明显退化。这说明在评价生态系统功能时,仅通过计算多样性指数并不能完全反映出生态系统的状况,而应同时考虑其物种组成。因为传统的多样性指数均将系统中任何物种都同等看待,而多样性相似的群落有可能在生态系统的功能上存在很大差异。这与 Grime 和 Wardle 等的观点具有一致性,他们认为生态系统属性的主要驱动因子是优势种的关键功能属性以及功能类型的组成,而不一定是物种多样性^[33~35]。

本研究具有现实的指导意义:既然区域沟渠的密度与湿地植物群落的多样性呈负相关,且沟渠密度增大

后许多原有湿生物种会被中湿生、中生物种所替代。那么在各土地利用总面积不变的前提下,降低区域的沟渠密度成为维持湿地生态系统多样性的重要途径。由于相同面积下,水田的沟渠密度高于旱田。因此,从湿地生态系统保护的角度来看,目前三江平原地区大面积推广水田的做法值得商榷。

References:

- [1] Balmford A, Bruner A, Copper P, *et al.* Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 2002, 297: 950—953.
- [2] Yang Y X. Main characteristics, progress and prospect of international wetland science research. *Progress in Geography*, 2002, 21(2): 111—120.
- [3] Gerakis A, Kalburtji K. Agricultural activities affecting the functions and values of Ramsar wetland sites. *Agriculture, Ecosystems, and Environment*, 1998, 70: 119—128.
- [4] Dennis F W. Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *The Science of Total Environment*, 1999, 240: 31—40.
- [5] Liu X T, Ma X H. Influence of large-scale reclamation on natural environment and regional environmental protection in the Sanjiang Plain. *Scientia Geographica Sinica*, 2000, 20(1): 14—19.
- [6] Braskerud B C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecologica Engineering*, 2002, 18: 351—370.
- [7] Lu Q, Ma K M, Ni H W. A review on the ecological and environmental impacts of agricultural ditch systems in wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(5): 2118—2125.
- [8] Langheinrich U, Tischew S, Gersberg R M, *et al.* Ditches and canals in management of fens; opportunity or risk? A case study in the Drömling Natural Park, Germany. *Wetlands Ecology and Management*, 2004, 12: 429—445.
- [9] Hill A R. The environmental impacts of agricultural land drainage. *Journal of Environmental Management*, 1976, 4: 251—274.
- [10] Milsom T P, Sherwood A J, Rose S C, *et al.* Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, 103: 85—99.
- [11] Spaling H. Analyzing cumulative environmental effects of agricultural land drainage in southern Ontario, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1995, 53: 279—292.
- [12] Liu H Y, Zhang S K, Lu X G. Processes of wetland landscape changes in Naoli River Basin since 1980s. *Journal of Natural Resources*, 2002, 17(6): 698—705.
- [13] Gavin H. Impact of ditch management on the water levels of a wet grassland in Southeast England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, 99: 51—60.
- [14] Scholz M, Trepel M. Hydraulic characteristics of groundwater-fed open ditches in a peatland. *Ecological Engineering*, 2004, 23: 29—45.
- [15] Walters D, Shrubsole D. Agricultural drainage and wetland management in Ontario. *Journal of Environmental Management*, 2003, 69: 369—379.
- [16] Galatowitsch S M, Whited D C, Lehtinen R, *et al.* The vegetation of wet meadows in relation to their land use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2000, 60: 121—144.
- [17] Liu H Y, Zhang S K, Lu X G. Wetland landscape structure and the spatial-temporal changes in 50 years in the Sanjiang Plain. *Acta Geographica Sinica*, 2004, 59(3): 391—400.
- [18] Sun F, Zhao H Y, Lu X G, *et al.* Impact of swamp ecosystem succession in Sanjiang Plain on soil fauna. *Chinese Journal of Ecology*, 1994, 13(2): 30—33.
- [19] Gibbs J P. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 2000, 14: 314—317.
- [20] Ma K P. Methods of measure on biological community diversity I. α -diversity (Part 1). *Chinese Biodiversity*, 1994, 2: 162—168.
- [21] Ma K P, Liu Y M. Methods of measure on biological community diversity I. α -diversity (Part 2). *Chinese Biodiversity*, 1994, 2: 231—239.
- [22] Ma K P, Liu C R, Liu Y M. Methods of measure on biological community diversity II. β -diversity. *Chinese Biodiversity*, 1995, 3: 38—43.
- [23] Nilsson C, Jansson R, Zinko U. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, 1997, 276: 798—800.
- [24] Jiang M X, Deng H B, Tang T, *et al.* On spatial pattern of species richness in plant communities along riparian zone in Xiangxi River watershed. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(5): 629—635.
- [25] Fang J Y, Kanzaki Mamoru, Wang X P, *et al.* Community structure of alpine sparse vegetation and effects of micro-topography in Pushila, Everest-Choyu region, Tibet, China. *Chinese Biodiversity*, 2004, 12(1): 190—199.
- [26] Mao Z H, Zhu J J. Effects of disturbances on species composition and diversity of plant communities. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2695—2701.

- [27] Magurran A E. *Ecological Diversity and Its Measurements*. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- [28] Wilson M V, Shmida A. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, 1984, 72: 1055 — 1064.
- [29] Connell J H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 1978, 199: 1302 — 1310.
- [30] Huston M. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 1979, 113: 81 — 101.
- [31] Pollock M M, Naiman R J, Hanley T A. Plant species richness in riparian wetlands: a test of biodiversity theory. *Ecology*, 1998, 79: 94 — 105.
- [32] Zedler J B. Progress in wetland restoration ecology. *Tree*, 2000, 15: 402 — 407.
- [33] Grime J P. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science*, 1997, 277: 1260 — 1261.
- [34] Grime J P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 1998, 86: 902 — 910.
- [35] Wardle D, Zackrisson O, Hörnberg G, *et al.* The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 1997, 277: 1296 — 1299.

参考文献:

- [2] 杨永兴. 国际湿地科学研究的主要特点、进展与展望. *地理科学进展*, 2002, 21(2): 111 ~ 120.
- [5] 刘兴土, 马学慧. 三江平原大面积开荒对自然环境影响及其区域生态环境保护. *地理科学*, 2000, 20(1): 14 ~ 19.
- [7] 陆琦, 马克明, 倪红伟. 湿地农田渠系的生态环境影响研究综述. *生态学报*, 2007, 27(5): 2118 ~ 2125.
- [12] 刘红玉, 张世奎, 吕宪国. 20 世纪 80 年代以来挠力河流域湿地景观变化过程研究. *自然资源学报*, 2002, 17(6): 698 ~ 705.
- [17] 刘红玉, 张世奎, 吕宪国. 三江平原湿地景观结构的时空变化. *地理学报*, 2004, 59(3): 391 ~ 400.
- [18] 孙帆, 赵红音, 吕宪国, 等. 三江平原沼泽生态系统(疏干)演替对土壤动物的影响. *生态学杂志*, 1994, 13(2): 30 ~ 33.
- [20] 马克平. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(上). *生物多样性*, 1994, 2(3): 162 ~ 168.
- [21] 马克平. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(下). *生物多样性*, 1994, 2(4): 231 ~ 239.
- [22] 马克平, 刘灿然, 刘玉明. 生物多样性的测定 II. β 多样性. *生物多样性*, 1995, 3(1): 38 ~ 43.
- [24] 江明喜, 邓红兵, 唐涛, 等. 香溪河流域河岸带植物群落物种丰富度格局. *生态学报*, 2002, 22(5): 629 ~ 635.
- [25] 方精云, 神崎护, 王襄平, 等. 西藏珠峰-卓奥友峰普士拉地区的高山植被的群落特征及小地形的影响. *生物多样性*, 2004, 12(1): 190 ~ 199.
- [26] 毛志宏, 朱教君. 干扰对植物群落物种组成及多样性的影响. *生态学报*, 2006, 26(8): 2695 ~ 2701.