

封育对北方农牧交错带荒漠化地区植被恢复作用的研究

——以宁夏盐池县为例

魏建群, 张克斌, 杨俊杰, 乔 锋

(北京林业大学水土保持学院, 北京 100083)

摘 要: 盐池县位于我国北方的农牧交错带, 是我国北方的一个典型的过渡地带, 独特的地理位置也使该地区成为我国荒漠化的主要发生区。在分析植被盖度和生物量变化的基础上, 采用 α -多样性指数即 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、群落均匀度指数 J_s 和 β -多样性指数(相似性系数 C_s) 研究宁夏盐池县人工封育区的植被变化。分析得出农牧交错带实施封育对植被恢复的重要作用。

关键词: 农牧交错带; α -多样性指数; β -多样性指数; 盐池

中图分类号: X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2007)01-0208-03

Study on Effects of Artificial Fencing on Rehabilitation of Vegetation in the Ecotone of Agriculture-animal Husbandry

——Taking Yanchi County of Ningxia Hui Autonomous Region as an Example

WEI Jian-qun, ZHANG Ke-bin, YANG Jun-jie, QIAO Feng

(College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: Yanchi county, Ningxia Hui Autonomous Region located in the ecotone of agriculture-animal husbandry of China is one of the representative belt in the north of China. Yanchi county is also one of the severity desertification area in China. Based on the vegetation cover degree and vegetation biomass, the biodiversity of grassland community in the artificial closure area, in Yanchi county, Ningxia Hui Autonomous Region was measured by using the methods of α -diversity index (including Shannon-Wiener index, Simpson index, J_s which are community evenness indices) and β -diversity index (measured by similarity coefficients). The ecotone of agriculture-animal husbandry is an important measure using the artificial closure for the vegetation renewal.

Key words: ecotone of agriculture-animal husbandry; α -diversity index; β -diversity index; Yanchi county

封山育林育草是选择具有一定植被恢复能力的地段, 采取设施围栏进行封育, 利用天然植被的自然恢复力, 并辅以人工的补植、补种, 改良树草种结构, 给植物以恢复生长和繁殖更新的机会, 增加植被盖度, 固定沙地地表, 加快退化草场的恢复^[1]。

盐池县位于我国北方的农牧交错带, 是我国北方的一个典型的过渡地带, 独特的地理位置造成了该地区自然条件资源的多样性和脆弱性, 也使该地区成为是我国荒漠化的主要发生区。为遏制荒漠化的发展, 该县实施了封山育林(草)等措施, 通过实施封山育林(草), 充分利用其自然恢复能力并结合人工补种树草, 封育区内草原荒漠化得到了有效遏制, 植被得到恢复, 生态环境逐步走向良性发展的轨道。

本文结合国家荒漠化定位监测项目, 以全国荒漠化定位监测站、我国北方农牧交错带沙质荒漠化强烈发展的地区之一——宁夏盐池县为例, 通过对该县人工封育区 5 年来的固定样地调查, 分析得出实施封育措施对农牧交错区植被恢复的作用。

1 研究地区概况

盐池县位于宁夏回族自治区东部, 北纬 $37^{\circ}04' \sim 38^{\circ}10'$, 东经 $106^{\circ}30' \sim 107^{\circ}41'$ 。盐池县北与毛乌素沙漠相连, 南靠黄土高原, 在地理位置上属于一个典型的过渡地带。即: 自南向北地形上是从黄土高原向鄂尔多斯台地(沙地)过渡地带, 在气候上是从半干旱区向干旱区的过渡地带, 在植被上是从干草原向荒漠的过渡地带, 在资源利用上是从农区向牧区过渡地带。这种地理上的过渡性造成了本县自然条件资源的多样性和脆弱性特点。

盐池县主要为剥蚀的准平原地形, 全县地势南高北低, 海拔高度在 1 295~1 951 m 之间, 南北明显地分为黄土丘陵和鄂尔多斯缓坡丘陵两大地貌单元。该县属于典型中温带大陆性气候, 年均气温为 8.1°C , 极端最高均温为 34.9°C , 极端最低温为 -24.2°C , 年均无霜期为 165 d; 年降水仅 250~350 mm, 从南向北, 从东南向西北递减。土壤类型以灰钙土为主, 其次是黑垆土和风沙土, 此外有黄土, 少量的盐土、

* 收稿日期: 2006-03-07

基金项目: 国家科技攻关项目(沙区大范围植被快速恢复技术研究 2005BA517A04); 国家林业局项目(盐池荒漠化定位监测 660550)

作者简介: 魏建群(1980-), 男, 硕士, 主要研究方向为荒漠化防治与监测; 责任作者: 张克斌。

白浆土等。植被类型有灌丛、草原、草甸、沙地植被和荒漠植被。其中灌丛、草原、沙地植被数量较大,分布也广。草原分干草原和荒漠草原,群落中常见植物种类以旱生和中旱生类型为主。

2 封育区土壤及自然植被状况

封育区位于东经 $37^{\circ}50'44'' \sim 37^{\circ}50'47''$, 北纬 $107^{\circ}24'15'' \sim 107^{\circ}23'47''$ 。封育区内的土壤以风沙土、灰钙土为主。

自然植被主要有灌丛,北沙柳灌丛(*Form. Salix psammophilia*) 在丘间洼地上北沙柳呈密丛生长,高度可达 2 m,总盖度达 50%,为固沙先锋树种。群落中还可见白沙蒿(*Artemisia sp. haeerocephala*)、黑沙蒿(*A. ordosica*)、沙米(*Agriophyllum squarrosum*)、绳虫实(*Corispermum declinatum*)、刺蓬(*Salsola ruthenica*)等。草原带沙地植被,白沙蒿群落(*Form. Artemisia sp. haeerocephala*) 多见于北部、西北部流动沙丘地带,在沙边子、杨柳堡等地有大面积分布。群落覆盖度在 20%~40% 之间,主要植物种类还有沙芥(*Polygonum dolabratum*)、沙鞭(*Psammochloa vilosa*)、草木樨状黄氏(*Astragalus melilotoides*)、沙蓬等。荒漠植被,盐爪爪群落(*Form. Kalidium foliatum*) 在北部和东部低洼盐碱地上有大面积分布。盐爪爪为密丛生,团块分布,群落覆盖度在 80% 以上。群落中可内陆散生的红柳(*Tamarix sp.*),小灌木及草本有红砂(*Reaumuria soongorica*)、赖草、雾洋藜等。

3 封育类型及措施

封育区内封育类型以灌草型为主,封育方式采用全封闭式,进行设施围栏,并常年设专人看护,封育期间禁止砍柴、放牧、割草和一切不利于植物生长发育的人为活动。封育围栏立柱采用水泥桩,规格 $0.12\text{ m} \times 0.12\text{ m} \times 1.8\text{ m}$,刺丝采用 7-9-6 型冷拔丝网片。

盐池县的围栏封育开始于 2002 年,封育区内采取补植树草种,增强对风蚀沙化的防护作用,改善植被结构。补植柠条、苜蓿等优良饲用灌草,以雨季直播柠条为主,按照柠条 3 行(8 m),苜蓿 6 m 的标准在 7 月中旬至 8 月上旬的雨后进行直播。

4 研究方法

4.1 样地设置

本研究结合《国家荒漠化定位监测》项目,依据当地主要土地利用(荒漠化)类型和主要荒漠化治理工程种类,按照典型性、代表性和科学性的设置原则,选择有代表性地段,采用 GPS 定位,设置固定样地,进行定位监测。样地类型为人工封育区。人工封育区 3 块,分别为封育核心、封育边缘、封育外围(对照)。

4.2 野外调查

从 2002~2005 年,在作物生长季进行野外样地调查,调查方法采用固定样地,随机抽取样方。具体方法是:固定样地范围($100\text{ m} \times 100\text{ m}$)内,随机设置 4~5 个 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 样方,共设置样方 16 个;调查内容包括:植物种数、株数、盖度、高度、生物量(鲜重)等。

4.3 数据分析

4.3.1 植被盖度变化分析

2005 年,盐池县植被状况恶化,天然植被覆盖度达到 50%,人工封育核心区和外围区的植被覆盖率达到 50% 左右,而人工封育区的外围植被覆盖度明显变化。从图 1 中可

以看出,2003 年开始外围区植被覆盖度一直处于下降趋势,与植被盖度最高年份 2003 年相比,2005 年外围区植被覆盖度下降了 36% 左右,而封育区内核心区的植被盖度仅下降 13%,边缘区植被盖度仅下降 11%,同时从图中也可以看出,人工封育区的核心区和边缘区的植被盖度变化趋势稳定,植被盖度增加趋势明显;而外围区植被盖度变化从 2003 年开始一直处于下降趋势,到 2005 年外围区的植被盖度已经低于封育起始年 2002 年的外围区植被盖度,反应出未封育地区的植被状况在逐渐的恶化。从图中还可以看出,封育区内植被盖度的整体趋势为:边缘区 > 核心区 > 外围区。这也表明封育对于该地区植被恢复有着十分重要的作用。

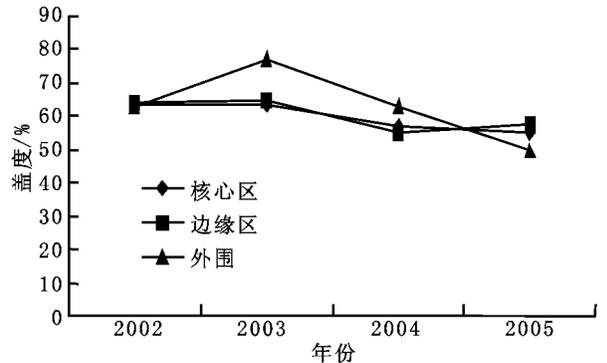


图 1 人工封育区固定样地植被盖度变化

4.3.2 生物量变化分析

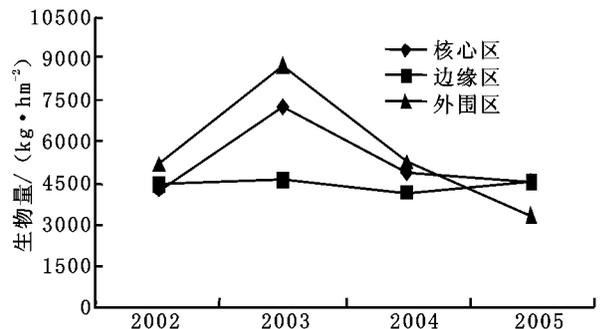


图 2 人工封育区固定样地植被生物量变化

从图 2 中可以看出封育区内植被生物量的变化趋势趋于稳定,而外围区的植被生物量变化则成下降趋势。与前 3 年的调查数据对比,植被高度变化不很明显,封育区内生物量比 2003 年有所降低,但仍然比 2002 年平均增加 4.4%。与封育起始年 2002 年相比,2005 年核心区的植被生物量增加了 7.3%,边缘区的生物量增加了 1.6%,而外围区的生物量下降了 3.6%。从图中还可以看出在 2003 年封育区及外围地区的生物量都有明显高于封育起始年和调查的各个年份。

4.3.3 多样性分析

对封育区内植物多样性的分析,采用 α -多样性和 β -多样性来测度。一般来说,将反映群落中物种丰富度和个体在各物种中分布均匀程度的指标称为 α -多样性^[2]。而将随群落内环境异质性变化或随群落间环境变化而导致的物种丰富度和均匀程度变化的指标称为 β -多样性^[3]。

α -多样性测度本文采用最常用的 Shannon-Wiener 多样性指数(S_W)、Simpson 多样性指数(S_P)和群落均匀度(J_s)进行 α -多样性测度, β -多样性测度本文采用应用最广泛的 Sorenson 指数。

(1) α -多样性分析

α -多样性的计算公式如下:

Shannon- Wiener 多样性指数^[4-9]：

$$SW = 3.3219(\lg N - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^s n_i \lg n_i)$$

Odum (1972) 建议用 Simpson 多样性指数来测定群落的生态优势度, 其公式为:

$$SN = \sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1) / (N(N - 1))$$

以 Simpson 多样性指数为基础的均匀度计算式^[9]：

$$J_s = [(s - \beta)(\alpha - 1)\alpha + \beta(\beta + 1)\alpha] / \sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)$$

以上(1)~ (3)中 N ——群落全部个体总数; n_i ——第 i 个种的个体数; s ——种数 $a = (N - b)/s$; $b = N$ 被 S 整除以外的余数。

表 1 封育区和外围 α - 多样性变化

样地类型	2002 年			2003 年			
	SW	SN	JS	SW	SN	JS	
封育区	核心	3.0812	0.1717	0.3334	3.3094	0.1224	0.4575
	边缘	2.502	0.2661	0.2647	3.5948	0.1012	0.5106
封育区外围	2.1534	0.2931	0.3708	1.1735	0.677	0.1574	

样地类型	2002 年			2003 年			
	SW	SN	JS	SW	SN	JS	
封育区	核心	2.1547	0.2973	0.0511	1.7519	0.3977	0.1617
	边缘	3.1739	0.126	0.2427	3.1155	0.0059	0.0461
封育区外围	1.1974	0.5455	0.1655	1.5854	0.4438	0.0524	

人工封育区内的固定样地植被多样性呈规律变化, 从表 1 中可以看出, 经过 4 年的观测封育区内的植被的 α - 多样性都经历了 2003~ 2004 年一个转折, 到 2005 年又明显的改变。其中从 2002~ 2003 年, 经过两年封育后固定样地的多样性指数和均匀度指数排序发生变化: 边缘 > 核心 > 外围 (对照)。2003 年的核心区 SW 多样性指数比边缘区、外围区分别增加 32%、53%, 但是核心区和边缘区的生态优势度 SN 依然小于外围区的生态优势度。从 2002~ 2003 年, 核心区和边缘区的植被均匀度呈增加趋势, 均匀度指数增幅分别达到: 37%、92% 而外围区的植被均匀度指数则减少了 57%。从 2003 年开始到 2004 年, 样地内的多样性指数和生态优势度的排序未发生变化, 但是均匀度指数明显变化为: 边缘 > 外围 > 核心。从 2004~ 2005 年 SW 指数继续减少, SN 和 J_s 指数也发生了明显的改变, 到 2005 年样地内的 SW 指数排序和 2003 年 2004 年相同, 但是 SW 比 2003 年又较大幅度的减少, SN 和 J_s 指数在 2005 年的排序均变为: 核心区 > 外围区 > 边缘区。到 2005 年为止边缘区的生态优势度和植被均匀度都降低。

从表 1 中还可以看出 2003 年封育区内的多样性指数、均匀度和生态优势度处于最好的状态, 与封育初期和 2005 年的对比显示, 2003 年封育区的植被恢复到最好的状态。从封育区植被盖度的变化上也可以看出这一趋势。

(2) β - 多样性分析

β - 多样性的计算公式如下:

Sorenson 指数^[10-14]: $C_s = 2j / (a + b)$

式中: j ——两个群落或样地共有种数; a 和 b ——样地 A 和 B 中物种数。

从 2002~ 2005 年, 封育外围的植物群落与生长在封育区核心和边缘的植物群落的相似程度越来越低越来越低, 从 2004~ 2005 年封育区内核心区和边缘区的植被群落的相似程度又有所提高, 但是从整个封育时间内的数据来看, 在 2003 年封育区内的植被群落的相似程度处于最好的状态。与上文中 α - 多样性的观测结论吻合。

表 2 封育区和外围 β - 多样性比较

样地类型	2002 年			2003 年					
	核心	边缘	封育外围	核心	边缘	封育外围			
封育区	核心	1	0.7097	0.5385	封育区	核心	1	0.6857	0.4615
	边缘	0.2903	1	0.6087		边缘	0.3143	1	0.5925
封育区外围	0.4615	0.3913	1		封育区外围	0.5385	0.4074	1	

样地类型	2002 年			2003 年					
	核心	边缘	封育外围	核心	边缘	封育外围			
封育区	核心	1	0.6667	0.4286	封育区	核心	1	0.7619	0.5714
	边缘	0.3333	1	0.4444		边缘	0.2381	1	0.4211
封育区外围	0.5714	0.5556	1		封育区外围	0.4286	0.5789	1	

5 植被变化分析

盐池的封育区内经过 4 年的封育效果是明显的, 但是植被的变化还是处于一种不稳定的状态, 在肯定封育效果的基础上, 要综合对盐池的其他自然和气候条件做出全面的估计。盐池县的封育区从 2002~ 2005 年的土壤剖面分析结果表明, 封育区内和封育外围的土壤性状未发生明显改变。在考察气候因素的时候发现: 从 2002~ 2005 年, 盐池县的降水量发生了明显的变化。

表 3 盐池县降水量变化

月降水量	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	合计
多年平均	1.7	3.4	8.6	17.1	26.9	31.3	54.1	73.6	41.9	20	7.6	1.3	287.5
2002 年	1	2.3	2.6	27.3	62.9	111.9	56.9	33	91.1	5.2	0.1	5.5	399.8
2003 年	2.3	1	9.6	14.7	49.6	68.5	38.4	58.9	28.1	23.5	7.5	0	302.1
2004 年	0.3	0	0.8	1.1	26.9	72	52.6	65.4	47.7	13.4	0.5	2.3	283
2005 年	1.2	2.4	0.7	0	28.6	15.9	46.9	47.1	43.8	7.8	0	2.3	196.7

表 3 列出了盐池县多年平均降水量以及 2002 年、2003 年、2004 年和 2005 年的实际降水状况。从表中可以看出, 盐池县 2002 年和 2003 年是明显的丰水年。2002 年全年降水量比多年降水量平均值多 111.6 mm, 高出多年平均值的 38.8%。2005 年降水量总量仅为 196.7 mm, 低于多年平均年降水量 90.8 mm, 比 2002 年全年降水量少 203.1 mm, 比 2003 年少 105.4 mm, 比 2004 年减少 86.3 mm, 3~ 5 月的降雨量 2005 年和 2004 年基本持平, 远低于 2002 年和 2003 年的 3~ 5 月份降水量, 比 3~ 5 月份的平均降水量减少了 45% 左右。种子萌发最重要的 4 月, 2004 年降水仅为 1.1 mm, 2005 年的降水为 0 mm, 2004 年 4 月份的降水为同期多年平均降水量的 6%, 2005 年的种子萌发期盐池地区没有降雨产生, 虽然影响了 2005 年的植被生长, 但是封育区内的植被状况依然处于一种稳定状态。从图 1 我们可以明显的看出 2004 年和 2005 年发生了严重的春旱不利于种子萌发及植被恢复。这是 2004 年和 2005 年多样性均匀度指数减少生态优势度增加的原因之一。

6 结论

(1) 2005 年, 盐池县植被状况趋于稳定, 封育区植被覆盖率约为 50%。与前 3 年调查数据对比, 植被高度变化不大, 生物量明显降低。由于 2004 年和 2005 年连续两年的严重的春旱, 尤其是 2005 年在种子萌发期和作物生长期降雨量的急剧减少, 在一定程度上影响了盐池地区植被状况。可以看出封育对于植被恢复的效果是很显著的, 在不发生极端气候的条件下, 封育对于农牧交错区的植被恢复时一种十分有效的措施。

(2) 2002 年 SW 和 JSW 多样性指数由外围(对照)、边缘、
(下转第 214 页)

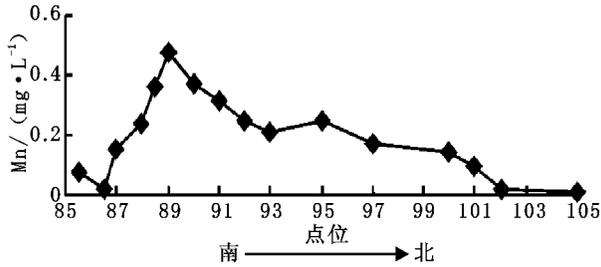


图 4 2002 年成都市地下水 Mn 离子分布图

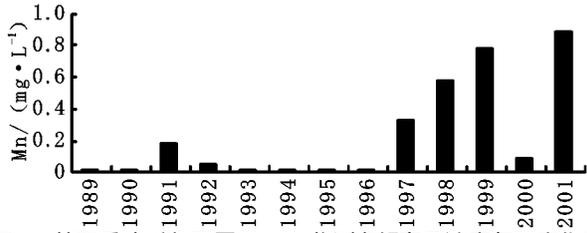


图 5 第四系砂砾卵石层 W9897 监测点锰离子浓度年际变化图

3 结论

(1) 铁锰离子的分布有一定的相关性, 平面分布上具有相似的增减趋势(图 1、图 4), 总体上都是从南向北减少, 城区高于郊区, 东城区高于西城区, 东南部和西南部的铁、锰离子含量较高, 中部、东北部和西北部地区含量较低。只有局部地区检测发现结果偏高现象。其中铁离子远高出我国饮用水标准。锰离子含量研究区内大部分低于 0.1 mg/L, 仅个别地方达到有超标现象。

(2) 铁锰离子时间分布上却表现为负相关性(图 3、图 5), 铁离子基本呈逐年减少, 而锰的含量却有递增的趋势。同时铁和 pH 值也存在相反的变化趋势(表 2; 以监测点 W9897 为例)

(3) 研究区地下水铁锰离子主要来源之一是本体母岩的溶滤, 以及酸碱性条件改变对铁锰离子的激发。酸性条件、还原环境、 HCO_3^- -Ca 为主的水化学类型以及地下水的补、径、排条件都利于铁离子的富集。

参考文献:

[1] 赵春梅, 齐刚, 等. 大庆市地下水中铁、锰变化规律及形成 [J]. 黑龙江环境通报, 2002, 26(3): 27- 28.
 [2] 李磊, 秦福刚, 等. 宿州市地下水含铁量高浅析[J]. 地下水, 2004, 26(4): 260- 261.
 [3] 朱礼学. 成都平原西部元素的分布特征及其研究意义[J]. 四川地质学报, 2000, 20(3): 225- 229.
 [4] 曾昭华. 长江中下游地区地下水中化学元素的背景特征及形成[J]. 江西地质, 1993, 7(3): 262- 268.
 [5] 沈照理, 等. 水文地球化学基础[M]. 北京: 地质出版社, 1993. 90- 115.
 [6] 四川省地质矿产局成都水文地质工程地质队. 成都市 1:2.5 万综合水文地质工程地质勘察报告[R]. 1990.

(上接第 210 页)

核心依次增大, 从 2002~ 2003 年, 经过两年封育后固定样地的多样性指数和均匀度指数排序发生变化: 边缘 > 核心 > 外围(对照)。从 2003 年开始到 2004 年, 样地内的多样性指数和生态优势度的排序未发生变化, 但是均匀度指数明显变化为: 边缘 > 外围(对照) > 核心。到 2005 年样地内的 SW 指数排序和 2003 年 2004 年相同, 但是 SW 比 2003 年又较大幅度的减少, SN 和 J_s 指数在 2005 年的排序均变为: 核心区 > 外围区 > 边缘区。到 2005 年为止边缘区的生态优势度和植被均匀度都降低。发生这种状况的主要原因是盐池地区

连续两年的春旱。前 3 年的数多样性指数变化表明人工封育是一种有效经济恢复植被的方法, 对破坏程度较轻的地段通过人工封育, 可使退化植被在较短期内得迅速的恢复。

(3) 盐池 4 年来的数据显示在不遭受极端气候的条件下, 封育是一种有效的植被恢复措施, 在充分利用其自然恢复能力的前提下, 同时辅以人工补植树草种, 进行设施围栏、人工管护, 封育区内的植被可以得到很好的恢复, 物种结构也更加合理, 并且可以逐步趋向可以利用的稳定且持久的合理结构。

参考文献:

[1] 唐志海, 黄少军, 周更生, 等. 封育对宁夏灵武市山沙区荒漠化草原植被恢复作用的研究[J]. 内蒙古林业科技, 2005, (2): 6- 8.
 [2] 杨持. 生态学实验与实践[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003. 91- 92.
 [3] 高贤明, 马克平, 黄建辉, 等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究 山地草甸 β 多样性[J]. 生态学报, 1998, 18(1): 24- 32.
 [4] 彭少麟, 周厚诚, 陈天杏, 等. 广东森林群落的组成结构数量特征[J]. 植物生态学与地植物学报, 1989, 13(1): 10- 17.
 [5] 彭少麟, 方炜, 任海, 等. 鼎湖山厚壳桂群落演替过程的组成和结构动态[J]. 植物生态学报, 1998, 22(3): 245- 249.
 [6] 曹成有, 寇振武, 蒋德明, 等. 科尔沁沙地丘间地植被演变的研究[J]. 植物生态学报, 2000, 24(3): 262- 267.
 [7] 曹成有, 蒋德明, 阿拉木萨, 等. 科尔沁沙地沙漠化过程中植被退化的研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(suppl): 25- 29.
 [8] 曹成有, 南寅镐, 骆永明, 等. 科尔沁沙地典型沙质草甸植被退化特征的研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(suppl): 21- 24.
 [9] 曹成有. 科尔沁沙地退化生态系统植被恢复与重建机制的研究[D]. 北京: 中国科学院沈阳应用生态研究所, 2002. 58- 61.
 [10] 马克平, 刘灿然, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法: β 多样性的测度方法[J]. 生物多样性, 1995, 3(1): 38- 43.
 [11] Li Xin-rong. Study on shrub community diversity of Ordos Plateau Inner Mongolia, Northern China[J]. Journal of Arid Environments, 2001, 47: 271- 279.
 [12] Bray J R, Curtis J D. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin[J]. Ecological Monographs, 1957, 27: 325- 349.
 [13] Wolda H. Diversity, diversity indices and tropical cockroaches [J]. Oecologia, 1983, 58: 290- 298.
 [14] Magurran A E. Ecological Diversity and its measurement[M]. New Jersey: Princeton University Press, 1988.