

人类工程对青藏高原北部草地群落 β 多样性的影响

郭正刚^{1,2}, 刘慧霞², 王根绪¹, 程国栋¹

(1. 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所冻土工程国家重点实验室, 兰州 730000; 2. 兰州大学草地农业科技学院, 兰州 730020)

摘要: β 多样性多用于分析区域生境的分异程度和植物物种被替代的程度。应用 Whittacker 指数(β_{ws})和 Cody 指数(β_c)分析了青藏公路对青藏高原北部草地植物群落 β 多样性的影响。研究表明: 原生群落和恢复群落(修建公路的迹地上天然次生的群落)的 β_{ws} 和 β_c 均于取样面积的大小密切相关, β_{ws} 随取样面积的增加而减少, 趋于稳定的取样面积是 8 m^2 以上, 而 β_c 随取样面积的增加而增加, 趋于稳定的取样面积为 16 m^2 。因此, 16 m^2 是研究青藏高原北部草地群落物种替代时取样的临界面积。原生群落与恢复群落相比, 前者的 β_{ws} 小于后者。在海拔 $4\,320 \sim 4\,420 \text{ m}$ 和海拔 $4\,820 \sim 4\,920 \text{ m}$ 处, 恢复群落的 β_c 大于原生群落, 而在中间的海拔带, 表现为恢复群落的 β_c 小于原生群落。原生群落和恢复群落的 β 多样性随海拔差的变化表现为先增加后下降, 峰值出现于 $4\,620 \sim 4\,720 \text{ m}$ 之间。

关键词: 青藏高原; β 多样性; 植物群落; 青藏公路; 海拔

Effect of the Qinghai-Tibetan Highway on the β diversity of grassland plant communities in the northern region of the Qinghai-Tibetan Plateau

GUO Zheng-Gang^{1,2}, LIU Hui-Xia², WANG Gen-Xu¹, CHENG Guo-Dong¹ (1. State Key Laboratory of Frozen Soil Engineering Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou, 730000, China; 2. College of Pastoral Agricultural Science and Technology Lanzhou University, Lanzhou, 730020, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(2): 384~388.

Abstract: The Qinghai-Tibetan Plateau forms a key genetic resource for plant flora in China, while also providing an important base for localized animal production. From an ecological perspective, its current degraded state has caused much concern amongst researchers and many factors contribute to this, particularly the Qinghai-Tibetan Highway. In this research, an altitudinal transect was established along the Qinghai-Tibetan Highway from the Xidatan ($94^\circ 10.016' \text{E}$, $35^\circ 43.063' \text{N}$) to the southern Tanggulashan pass ($33^\circ 07.120' \text{E}$, $91^\circ 52.670' \text{N}$), and 75 sampling zones in 32 locations were identified at vertical intervals of 100 m between 4300 and 4930 m above sea level in the permafrost region of the Qinghai-Tibetan Plateau. The β diversity of the plant communities was measured by using the Cody index and the Whittacker index. β diversity is often used to analyze the diversity between communities; it reflects species replacement along an environmental gradient and is particularly useful in areas where an obvious ecological gradient exists.

The results of this study show that the Cody and Whittacker indices were different in sampling areas with natural plant communities or plant communities that had been recently established after road construction. The Whittacker index decreased in proportion to the increasing sampled area measured; however it remained steady when the sample areas were greater than 8 m^2 . Conversely, the Cody index increased with an increasing sample area, and remained steady when the sample area was 16 m^2 . Thus, sampling areas greater or less than 16 m^2 provided an ideal scale for β diversity measurement.

The Cody index and Whittacker index mostly displayed opposite trends when compared between natural plant communities and recently restored plant communities. The Whittacker index of natural plant communities was determined to be smaller than

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大资助项目(KZCX1-SW-04); 国家自然科学基金资助项目(30270255)

收稿日期: 2003-05-09; **修订日期:** 2003-10-14

作者简介: 郭正刚(1973~), 男, 甘肃岷县人, 博士生, 讲师, 主要从事生态环境建设方面的研究。E-mail: zhenggangguo200@hotmail.com

致谢: 中国科学院西北高原生物研究所的周国英先生参加野外调查工作, 谨致谢忱

Foundation item: Knowledge Innovation Project of CAS(No. KZCX1-SW-04); National Natural Science Foundation of China(No. 30270255)

Received date: 2003-05-09; **Accepted date:** 2003-10-14

Biography: GUO Zheng-gang, Ph. D. candidate, Lecture, major in ecological environment construction. E-mail: zhenggangguo200@hotmail.com

that of recently restored plant communities. A similar trend was identified for the Cody index of natural plant communities in both lowly elevated regions (4 320~4 420 m) and highly elevated regions (4 820~4 920 m). However, the Cody index of natural plant communities was far greater than that of restored plant communities in regions of other elevations. Previous studies showed that the Cody index should be able to express the relationship amongst both natural and restored communities at different elevations. While the greatest differences in the Cody index were found between plant communities in areas sampled at 4620~4720 m, the differences in plant communities and their respective Cody index decreased at lower elevations. Such findings are further explored in this paper, and a discussion presented of the merits and shortcomings of the Cody and Whittacker indices, based on an analysis of the study results.

Key words: Qinghai-Tibetan Plateau; β diversity; plant communities; Qinghai-Tibetan Highway; elevation

文章编号:1000-0933(2004)02-0384-05 中图分类号:Q143,Q948.158 文献标识码:A

青藏公路是青藏高原上人类实施的主要工程之一,也是青藏高原景观中廊道内部动因的主体,它的修建和改建势必造成建设用地迅速增加,交通干线两侧的草地退化^[1]。草地退化包含了群落内物种组成的变化,优质牧草减少,杂草和毒草增加^[2]。物种组成和多样性变化可使生物群落的功能特征发生变化^[3],从而导致植被生态系统结构和功能的改变,这中改变进而影响整个区域的生态过程^[4,5]。植物群落的 β 多样性可用于分析不同生境梯度间物种的替代程度,或物种周转速率、物种替代速率和生物变化速率,可以直观地反映不同群落间物种组成的差异和生境的变化程度^[6,7]。不同群落或环境梯度上不同点之间共有种越少, β 多样性就越高。

青藏高原生态脆弱,是我国重要的高山基因库,也是全球海拔最高,面积最大,生命种群比较丰富且保护较好的高寒自然生态系统^[8,9]。以高寒草甸和高寒草原为主草地资源,是当地民族赖以生存的物质基础^[8,10]。但受自然因素和人为因素的影响,高寒草地资源的合理经营面临许多问题^[11,12]。其中放牧、滥砍乱挖、冻土与水热过程等人为因素对草地资源的影响已有诸多的研究^[12~14],而青藏公路这种人类工程对草地资源的影响研究较少^[1,15]。国内对 β 多样性的研究多限于北京东灵山^[16]、内蒙古高原^[17]、长白山北坡^[6]和闽北杉木人工林^[18],这些研究从各自的地理背景和生产实际出发,主要反映各自研究区域植物群落的 β 多样性特征。生物多样性是草地生态系统维持稳定和生产的基础,而青藏公路这种人类工程对生物多样性的研究尚未见到报道。因此,研究青藏公路这种持久的人类工程对青藏高原草地群落 β 多样性的影响,揭示这种干扰对生境变化程度的影响和物种被分割的程度,对分析青藏铁路对青藏高原草地群落组成和稳定性的潜在影响具有重要的意义。本研究通过沿青藏公路沿线设置样地,分析了青藏公路这种持久的交通干线对草地群落 β 多样性的影响,为进一步评价人类工程对高寒草地生态系统组成和稳定性的影响提科学供依据。

1 研究地区概况与研究方法

1.1 研究地区概况

研究区位于青海省西部,青藏高原腹地,是江河源区。地势南高北低,由西向东倾斜。植被主要有以紫花针茅 (*Stipa purpurea*) 为优势植物的高寒草原和以高草 (*Kobresia* spp.) 和苔草 (*Carex* spp.) 为主的高寒草甸两类。在紫花针茅草原中,主要伴生种是青藏苔草 (*C. moorcroftii*)。在高寒草甸中,主要伴生种有垫状驼绒藜 (*Ceratoides compacta*)。属高原亚寒带半干旱气候,由于喜马拉雅山阻挡印度洋来的西南季风进入高原,使该区气候高寒、阴湿、寒冷,年仅冬、夏 2 季,冬季严寒漫长(达 7~8 个月),夏季凉爽短促,牧草生长期为 89~114 d^[1]。研究地区集中于青藏高原西大滩(94°10. 016'E, 35°43. 063'N)至唐古拉山南坡(33°07. 120'E, 91°52. 670'N)段,海拔约 4 300~5 000 m。由于山体高大,气温随海拔高度的变化较大。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置与调查 沿着青藏公路,结合海拔高度(4300~5000 m)和草地群落类型,设置典型样点,每个点设置 4 条间距为 1 m,长度为 100 m 的样线,每条样线设置 10 个 1 m×1 m 的观测样方,样方间隔为 10 m。据研究,在内蒙古草原当取样面积达到 16 m² 时, β 多样性指数趋于稳定^[17]。而在草原或草甸植被的调查中,样方面积为 1 m² 且重复 3 次时,可以包含所有的信息^[19],因此,这次研究最小样方面积取 1 m²。样方面积分别为 1 m×1 m, 2 m×2 m, 2 m×4 m, 4 m×4 m, 包括 4 个面积梯度,即最大取样面积为 16 m²。分别测定每个样方的植物种类组成、高度、盖度、株丛数和地上现存量等。共调查 32 个样点, 75 条样带,野外调查于 2002 年 7 月底完成。

1.2.2 β 多样性测度 β 多样性的测度有许多方法和指数可供选择^[7],本文选用:

(1) Whittacker 指数(β_{ws})

万方数据

$$\beta_{ws} = S/ma - 1$$

式中, S 为所研究系统记录的物种总数, ma 为各样方或样本的平均物种数。

(2) Cody 指数(β_c)^[6,7]

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

式中, $g(H)$ 是沿生态梯度 H 增加的物种数目, $l(H)$ 是沿生态梯度 H 失去的物种数目,即在上一个梯度中存在而在下一个梯度中没有的物种数目。

2 结果与讨论

2.1 群落的 β 多样性及青藏公路对其影响

Whittacker 指数 β_{ws} 能够直观地反映 β 多样性与物种丰富度之间的关系,以分布海拔相同的高寒草甸和高寒草原为对象,分析群落的 β 多样性随取样面积的变化趋势,以及青藏公路对 β 多样性的影响。对两种群落的计算结果表明,群落内物种替代程度与取样面积大小密切相关(表 1)。 β_{ws} 随样方面积的增加而减小,这是因为在面积较小的样方内,微环境相对一致,单位样方内平均物种数较小,样方间物种替代速率较高。随着取样面积的增加,样方内微环境类型或资源异质性增加,而样方间的异质性反而逐渐降低,物种的周转速率也随之降低。在青藏高原北部高海拔地区,当样方面积为 8 m² 和 16 m² 时, β_{ws} 随取样面积的变化差异不再显著,趋于稳定,这比蒙古高原针茅草原 β_{ws} 趋于稳定的取样面积 16 m² 略小^[17],比长白山北坡植物群落的 β_{ws} 趋于稳定的取样面积 64 m² 更小^[6],主要因为研究区域海拔均在 4300m 以上,降水量和热量在研究区内的变化梯度没有蒙古高原和长白山北坡大,微环境的变化也没有蒙古高原剧烈,加之该区植物种类要比蒙古高原单调,因此,种间替代程度较低。 β_{ws} 是群落物种丰富度与样方平均物种数的比值,它独立于 α 多样性。因此, α 多样性较高的群落,不一定 β 多样性就高。反之, α 多样性较低的群落,未必 β 多样性就一定低^[7]。当取样面积相同时,以紫花针茅(*Stipa purpurea*)为建群种的高寒草原群落的 β_{ws} 略高于以高山嵩草(*K. pygmaea*)为建群种的高寒草甸群落,这表明它们所反映的群落内物种更替程度虽然不一致,但基本接近。

原青藏公路的修建(三级沙砾路面)以及后来的改建,势必造成对公路两侧原生草原或原生草甸的人为干扰,导致原生草原和原生草甸的退化。虽然这些退化的草地经过近 26a 的恢复,但恢复群落的 β_{ws} 均高于各自原生状态的 β_{ws} (表 1),这表明人为干扰使区域内资源的异质性增加,物种的替代速率也随之增加,一定程度上反映了人为干扰使多年冻土区的植物种类在一定面积上出现的几率减少,不象原生植被那样,各个物种在一定面积内出现的几率较大。恢复群落没有明显的建群种,多以棘豆(*Oxytropis* spp.),风毛菊(*Sanguisorbo* spp.)等为优势植物。生境异质性的增加,导致物种种类较原生群落单调,结构相对不稳定,这种状态正处于逆向演替和正向演替的拐点,如果环境条件得到改善或维持,那么群落将逐渐地向顶级原生群落演替,但如果环境条件由于人为进一步干扰而恶化,将向极端退化方向发展,容易造成物种在区域内的丧失^[20]。

表 1 不同大小样方内群落的 β 多样性指数

Table 1 Effects of sample size on Whittacker's indicator of two communities						
取样面积 Sample size (m ²)	样方数 Plots	高寒草原 Cold grassland		样方数 Plots	高寒草甸 Cold meadow	
		原生群落	恢复群落		原生群落	恢复群落
		Native community	Restored community		Native community	Restored community
1	16	4.04±0.33a	9.48±0.75a	16	3.89±0.37a	7.87±0.32a
4	16	3.04±0.15b	5.98±0.51b	16	3.06±0.31ab	5.19±0.51b
8	4	2.52±0.19c	4.42±0.32c	4	2.76±0.09bc	3.83±0.18c
16	4	2.31±0.18c	4.06±0.23c	4	2.44±0.14c	3.20±0.37c

Cody 指数(β_c)通过对新增加和失去的物种数目进行比较,从而获得有关物种替代的信息。无论是以紫花针茅为建群种的高寒草原,还是以高山嵩草为建群种的高寒草甸,各群落内 β_c 的变化均依赖于样方的大小,并随取样尺度的扩大而增加(图 1)。在取样面积 4 m² 以下,原生高寒草原的 β_c 大于原生高寒草甸的 β_c ,而当取样面积为 8 m² 时,原生高寒草原的 β_c 接近于原生高寒草甸的 β_c ,当取样面积为 16 m² 时,原生高寒草原的 β_c 等于原生高寒草甸的 β_c ,这表明在青藏高原北部高海拔地区,16m² 的取样面积可反映该区各种主要群落的 β_c 所携带的信息。这种结果与白永飞等人在内蒙古高原研究针茅草原时得出的结论一致,即 16 m² 是取样的临界面积。在两种恢复群落中, β_c 也随着取样尺度的扩大而增加,与原生群落表现出一致的变化趋势。但与各自原生植被群落相比,高寒草原迹地上恢复群落的 β_c 要比原生群落低,而高寒草甸迹地上恢复群落与原生群落间的关系随取样面积的变化相对复杂,主要是因为原生草甸群落中,植被密度高,植被盖度大,而在其恢复群落中,植被相对要稀疏的多,呈斑块状分布,并且由于 β_c 本身所表达的只是物种的减少和增加的种类,而没有反映不同物种的分布,因此,原生草甸群落与其恢复群落的 β_c 关系变化比较复杂。

从 β_c 和 β_{ws} 随取样面积的变化看, β_{ws} 趋于稳定的面积要比 β_c 小,这是因为 β_c 直接表达的是沿环境梯度增加或减少的物种在数量上的概念,只考虑物种的存在与否,没有考虑沿环境梯度群落间物种丰富度的差异^[6,18],而 β_{ws} 直接反映 β 多样性与群落内物种丰富度的关系^[17]。

3.2 β 多样性随海拔梯度的变化

由于对草甸和草原,其取样面积为 16 m^2 时, β_c 比较稳定,因此,计算这一面积下各个相邻海拔群落间的 β_c ,可反映出 β 多样性沿海拔升高的所有信息。青藏高原北部高海拔地区相邻海拔群落间 β_c 表现为先升高,后下降的变化趋势,呈单峰曲线,峰值出现在 $4620\sim 4720\text{ m}$ (图 2)。而在长白山北坡, β_c 随海拔升高而逐渐减小^[6]。这说明在青藏高原北部地区,海拔 $4600\sim 4700\text{ m}$ 是植物物种分布变化比较明显的地带。在海拔 4600 m 以下,高寒草甸和高寒草原的盖度较大,物种相对丰富,而在海拔 4700 m 以上,生境更加严酷,能适应这种高海拔的植物种类相对减少,尤其在高原群落中表现更为突出。海拔 $4600\sim 4700\text{ m}$ 是植被分布的过渡带,资源异质性更加明显,物种替代速率最大。恢复群落的 β_c 变化趋势和原生群落的 β_c 变化趋势一致,也呈单峰曲线,峰值也在海拔 $4620\sim 4720\text{ m}$,但恢复群落的 β_c 随海拔变化过程要比原生群落的 β_c 的相对平缓,这是因为原生群落中分布的物种与环境条件经过了长期的自然进化和适应过程,各种群落都有相对稳定的组分和结构,外来种的入侵相对较难。而在青藏公路的修建和改建过程中,原生植被被严重破坏,甚至彻底破坏,在这种迹地上植被群落自然恢复时,任何物种只有适应当地环境,均能生存,由于没有建群种对资源占有的绝对优势,物种间对水热等资源的竞争没有原生植被中那么剧烈。同一种物种出现的几率较大,因此,迹地恢复的植被群落中,共有种较多,大多数是耐瘠薄的毒草和杂草,但这些毒草和杂草的生态幅相当宽,分布在整个调查区间公路两侧的迹地恢复植被群落中,使相邻海拔群落间的共有种增加,从而减少了相邻海拔群落间的物种更替率。

测度群落 β 多样性的意义在于它反映了生境变化程度或指示生境被物种分隔的程度大小^[16],在海拔 $4320\sim 4420\text{ m}$ 和 $4820\sim 4920\text{ m}$ 处,恢复群落的 β_c 小于原生群落的 β_c ,而在其它海拔带,即中间地带,恢复群落的 β_c 大于原生群落的 β_c ,这种分异主要由水热条件的差异所致,在海拔 $4320\sim 4420\text{ m}$ 处,水热条件相对充足,物种向迹地入侵后,入侵成功的物种相对比较一致,植被恢复相对容易,海拔 $4820\sim 4920\text{ m}$,生境相对严酷,能够入侵成功的物种本身就少,因此,物种被分隔的程度不高。

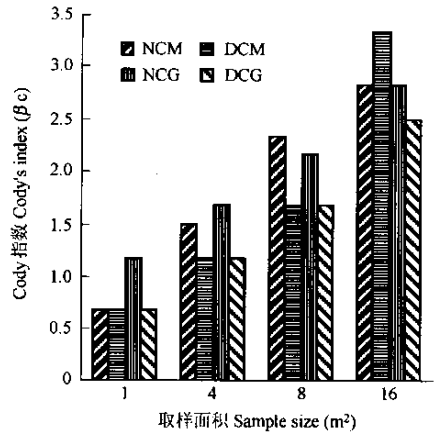
3 结论

通过对 Cody 指数和 Whittaker 指数的测度,可以定量和直观地评价青藏公路对青藏高原北部草地群落 β 多样性的影响,以及高寒草原和高寒草甸群落的组成差异和生境异质性。两个指数均受取样面积的大小而变化,Whittaker 指数随取样面积的增加而减少,而 Cody 指数随取样面积的增加而增加。测度分析结果表明,无论原生群落,还是恢复群落, 16 m^2 是青藏高原北部高海拔地区植物群落 β 多样性测度的临界面积。原生群落和恢复群落的 Cody 指数随环境梯度的变化趋势比较一致,表现为先增加后下降,峰值出现在海拔 $4620\sim 4720\text{ m}$ 之间。原生群落与恢复群落相比,前者的 Whittaker 指数小于后者, Cody 指数在海拔 $4320\sim 4420\text{ m}$ 和 $4820\sim 4920\text{ m}$ 处,恢复群落的 Cody 指数大于原生群落的 Cody 指数,而在中间的取样点上,均表现为恢复群落的 Cody 指数小于原生群落的 Cody 指数,这种分异产生于沿海拔梯度,水热组合的分异。

References:

[1] Zhang Y L, Yan J Z, Liu L S, et al. Impact of Qinghai-Xizang highway on land use and landscape pattern change: from Golmud to Tanggula Plateau. *Acta Geographica Sinica*, 2002, 57(3): 253~266.

[2] Guo Z G, Zhang Z H, Hou F J. Degeneration and artificially controllable factors and classified management strategies of Hexi corridor



NCM:原生高寒草甸,Native cold meadow; DCM:退化高寒草甸, Degraded cold meadow; NCG:原生高寒草原,Native cold grassland; DCG:退化高寒草原, Degraded cold grassland.

图1 不同取样面积下各群落的Cody指数

Fig.1 Effects of sample areas on Cody's index of communities

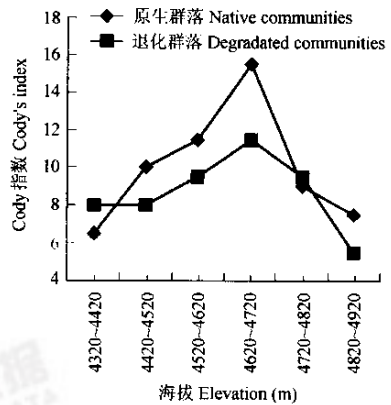


图2 相邻海拔群落的Cody指数

Fig.2 Cody index between adjacent communities with the 100 m vertical interval

grassland. *Grassland of China*, 2002, **24**(3):53~58.

- [3] Yue T X. Studies and questions of biological diversity. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(3):462~467.
- [4] Naeem S & Li S. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 1997, **390**:507~509.
- [5] Tilman D & Downing J A. Biodiversity and stability in grassland. *Nature*, 1994, **367**:363~365.
- [6] Hao Z Q, Yu D-Y, Wu G, *et al.* Analysis on β diversity of plant communities on the northern slope of Changbai Mountain. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **12**(12):2018~2022.
- [7] Ma K P. The measurement of community diversity. In: Qian Y Q, Ma K P eds. *Principles and Methodologies of Biodiversity Studies*. Beijing: China Science & Technology Press, 1994. 141~165.
- [8] Pei Z Y, Ou Y H, Zhou C P. A study on carbon fluxes from alpine grassland ecosystem on Tibetan Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(2):231~236.
- [9] Li W F, Tang Z M. Environment and safety of Qinghai-Tibetan railway. *Journal of Safety and Environment*, 2003, **3**(3):65~67.
- [10] Wang X H. Spatio-temporal characteristics of the alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Progress in Geography*, 1997, **16**(4):54~60.
- [11] Wang G X, Cheng G D. Characteristics of grassland and ecological changes of vegetation in the source regions of Yangtze and Yellow Rivers. *Journal of Desert Research*, 2001, **21**(2):101~107.
- [12] Zhang Z H, Guo Z G, Wu S Q. Problems facing to prataculture in western alpine regions and its sustainable development. *Acta Prataculturae Sinica*, 2002, **11**(3):29~33.
- [13] Sun H S. The alpine grassland resources and its sustainable utilization in Qinhhai. *Pratacultural Science*, 1998, **15**(3):1~3.
- [14] Wu Q B, Shen Y P, Shi B. Relationship between frozen soil together with its water heat progress and ecological in the Tibetan Plateau. *Journal of Glaciology and Ceocryology*, 2003, **25**(3):250~255.
- [15] Liu Y Z, Wu Q B, Zhang J M, *et al.* Deformation of highway roadbed in permafrost regions of the Tibetan Plateau. *Journal of Glaciology and Ceocryology*, 2002, **24**(1):10~15.
- [16] Gao X M, Ma K P, Huang J H, *et al.* Studies on plant community diversity in Donglingshan Mountain, Beijing, China. XI. The β diversity of mountain meadow. *Acta Ecologica Sinica*, 1998, **18**(1):24~32.
- [17] Bai Y F, Xing X R, Xu Z X, *et al.* β diversity of Stipa communities in Inner Mongolia Plateau. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, **11**(3):408~412.
- [18] Lin K M, Huang B L. Studies on β -diversity index of undergrowth plant in Chinese fir plantation. *Biodiversity Science*, 2001, **9**(2):157~161.
- [19] Ren J Z. *Study methods of pratacultural science*. Beijing: China Agricultural Press, 1998. 1~41.
- [20] Yu Z Y, Peng S L. *Ecological studies on vegetation rehabilitation of tropical and subtropical degraded ecosystems*. Guangzhou: Guangdong Science & Technology Press, 1996. 55~58.

参考文献:

- [1] 张镜铨, 阎建忠, 刘林山, 等. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例. *地理学报*, 2002, **57**(3):253~266.
- [2] 郭正刚, 张自和, 侯扶江. 河西走廊草地退化的现状、可控因素及分类经营. *中国草地*, 2002, **24**(3):53~58.
- [3] 岳天祥. 生物多样性研究及其问题. *生态学报*, 2001, **21**(3):462~467.
- [6] 郝占庆, 于德永, 吴钢, 等. 长白山北坡植物群落 β 多样性分析. *生态学报*, 2001, **12**(12):2018~2022.
- [7] 马克平. 生物多样性的测度方法. 见: 钱迎倩, 马克平主编. *生物多样性研究的原理与方法*. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 141~165.
- [8] 裴志勇, 欧阳华, 周才平. 青藏高原高寒草原碳排放及其迁移过程研究. *生态学报*, 2003, **23**(2):231~236.
- [9] 李午峰, 唐赓敏. 青藏铁路的环境与安全. *安全与环境学报*, 2003, **3**(3):65~67.
- [10] 王秀红. 青藏高原高寒草甸的时空变化特征. *地理科学进展*, 1997, **16**(4):54~60.
- [11] 王根绪, 程国栋. 江河源区的草地资源特征与草地生态变化. *中国沙漠*, 2001, **21**(2):101~107.
- [12] 张自和, 郭正刚, 吴素琴. 西部高寒草甸面临的问题及可持续发展. *草业学报*, 2002, **11**(3):29~33.
- [13] 孙海松. 青海高寒草地资源及其可持续利用. *草业科学*, 1998, **15**(3):1~3.
- [14] 吴青柏, 沈永平, 施斌. 青藏高原冻土及水热过程与寒区生态环境的关系. *冰川冻土*, 2003, **25**(3):250~255.
- [15] 刘永智, 吴青柏, 张建明, 等. 青藏高原多年冻土地区公路路基变形. *冰川冻土*, 2002, **24**(1):10~15.
- [16] 高贤明, 马克平, 黄建辉, 等. 北京东灵山地区植物多样性研究. XI. 山地草甸 β 多样性. *生态学报*, 1998, **18**(1):24~32.
- [17] 白永飞, 邢雪荣, 许志信, 等. 内蒙古高原针茅草原群落 β 多样性研究. *应用生态学报*, 2000, **11**(3):408~412.
- [18] 林开敏, 黄宝龙. 杉木人工林林下植物物种 β 多样性的研究. *生物多样性*, 2001, **9**(2):157~161.
- [19] 任继周. *草业科学研究方法*. 北京: 中国农业出版社, 1998. 1~41.
- [20] 余作岳, 彭少麟. 热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学研究. 广州: 广东科技出版社, 1996. 55~58.