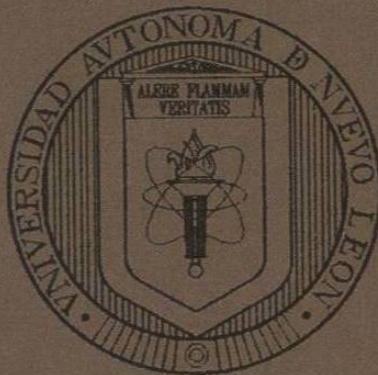


**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**“Análisis de la Fitodiversidad del Estrato Fisonómicamente
Dominante de 15 Tipos de Vegetación de Nuevo León,
México”**

por

Rogelio Aarón Sariñana Flores

**Como requisito para obtener el Grado de
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

LINARES, N.L.

OCTUBRE DE 1999

TM

2599

FCF

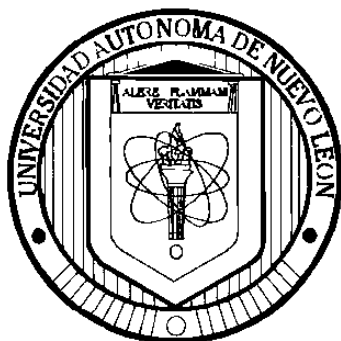
1999

S2



1020129151

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**“Análisis de la Fitodiversidad del Estrato
Fisonómicamente
Dominante de 15 Tipos de Vegetación de Nuevo León,
México.”**

Por

ROGELIO AARON SARIÑANA FLORES

**Como requisito parcial para obtener el Grado de
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

LINARES, N. L. MÉXICO

SEPTIEMBRE DE 1999

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

**“Análisis de la Fitodiversidad del Estrato Fisonómicamente
Dominante de 15 Tipos de Vegetación de Nuevo León,
México.”**

Tesis de maestría
Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias Forestales

Presenta

LCF. ROGELIO AARÓN SARIÑANA FLORES

Comisión de Tesis



DR. CÉSAR CANTÚ AYALA

Presidente



DR. EDUARDO J. TREVIÑO GARZA

Secretario



DR. JOSÉ DE J. NAVAR CHAIDEZ

Vocal

INDICE

| | Pagina |
|--|--------|
| Indice de tablas y figuras | i |
| Resumen | ii |
| Abstract | iii |
| | |
| 1. INTRODUCCION | 1 |
| | |
| 2. OBJETIVOS | 3 |
| | |
| 3. ANTECEDENTES | 4 |
| | |
| 3.1 La caracterización del paisaje y su biodiversidad. | 4 |
| | |
| 3.1.1 El concepto de paisaje y su caracterización ecológica. | 6 |
| 3.1.2 La biodiversidad y su estatus. | 7 |
| 3.1.3 El valor de la biodiversidad. | 9 |
| | |
| 3.2 La vegetación en México y su clasificación de uso del suelo. | 10 |
| | |
| 3.3 La medición del paisaje y su diversidad. | 12 |
| | |
| 3.3.1 La escala, el diseño del muestreo y la medición del paisaje. | 12 |
| 3.3.2 La escala del muestreo. | 14 |
| 3.3.3 El diseño del muestreo. | 18 |
| 3.3.4 La intensidad del muestreo. | 19 |



FONDO
TESIS

| | |
|---|-----------|
| 3.4 Generalidades para la elección de un índice. | 20 |
| 3.4.1 Índices de diversidad. | 24 |
| 3.4.2 Índices de riqueza de especies | 24 |
| 3.4.3 Medidas de riqueza de especies | 25 |
| 3.4.4 Medidas de heterogeneidad. | 27 |
| 3.4.5 Medidas de uniformidad. | 28 |
| 4. MATERIALES Y METODOS | 30 |
| 4.1 Selección de las comunidades estudiadas. | 30 |
| 5. RESULTADOS | 35 |
| 5.1 Localización de los sitios estudiados | 35 |
| 5.2 Determinación de diversidad de especies en 15 tipos de vegetación. | 36 |
| 5.2.1 Sistema ecológico matorral xerófilo | 37 |
| 5.2.1.1 Índice de riqueza de especies | 37 |
| 5.2.1.2 Modelos de abundancia | 39 |
| 5.2.1.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 41 |
| 5.2.1.4 Índice de estabilidad | 41 |
| 5.2.2 Sistema ecológico bosque de coníferas | 42 |
| 5.2.2.1 Índice de riqueza de especies | 42 |
| 5.2.2.2 Modelos de abundancia | 42 |
| 5.2.2.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 42 |
| 5.2.2.4 Índice de estabilidad | 43 |
| 5.2.3 Sistema ecológico bosque de encinos | 43 |

| | |
|--|----|
| 5.2.3.1 Índice de riqueza de especies | 43 |
| 5.2.3.2 Modelos de abundancia | 43 |
| 5.2.3.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 43 |
| 5.2.3.4 Índice de estabilidad | 44 |
| 5.2.4 Sistema ecológico chaparral | 44 |
| 5.2.4.1 Índice de riqueza de especies | 44 |
| 5.2.4.2 Modelos de abundancia | 44 |
| 5.2.4.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 44 |
| 5.2.4.4 Índice de estabilidad | 45 |
| 5.2.4 Sistema ecológico vegetación halófila | 45 |
| 5.2.4.1 Índice de riqueza de especies | 45 |
| 5.2.4.2 Modelos de abundancia | 45 |
| 5.2.4.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 45 |
| 5.2.4.4 Índice de estabilidad | 46 |
| 5.3 Comparación de los 16 tipos de vegetación estudiados | 47 |
| 5.3.1 Índice de riqueza de especies | 47 |
| 5.3.2 Modelos de abundancia | 48 |
| 5.3.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio | 48 |
| 5.3.4 Índice de estabilidad | 50 |
| 6. DISCUSIÓN | 51 |
| 7. BIBLIOGRAFÍA | 57 |
| 8. ANEXOS | 63 |

INDICE DE TABLAS Y FIGURAS

| TABLA | PÁGINA |
|---|--------|
| 3.1 Sistemas ecológicos mayores y sus respectivos tipo de vegetación en el estado de Nuevo León. | |
| 5.1 Localización de los sitios estudiados | 35 |
| 5.2 Valores absolutos y promedios po ha. para cada fitocenosis analizada. | 36 |
| 5.3 Valores para las fitocenosis analizadas por los índices de riqueza, diversidad, dominancia y estabilidad. | 38 |
| 5.4 Resultados del ajuste de 4 modelos de diversidad-abundancia en 20 Comunidades vegetales del estado de Nuevo León. | 40 |
| FIGURA | |
| 4.1 Distribución de los puntos de muestreo en el estado | 31 |
| 4.2 Esquema de muestreo utilizado para el análisis de los ecosistemas | 33 |

RESUMEN

Se registraron 20 comunidades vegetales en condiciones de relativa pristinidad, cuyas fitocenosis presentaron condiciones de bajo disturbio como una premisa para ser incluidas en esta investigación.

El presente estudio analiza mediante índices de riqueza, diversidad, dominancia, estabilidad y 4 modelos de diversidad-abundancia, 15 tipos de vegetación correspondientes a 7 sistemas ecológicos del estado de Nuevo León.

Se efectuó una comparación de los tipos de vegetación por sistemas ecológicos; incluyéndose dada su afinidad ecológica y florística al matorral xerófilo, el bosque espinoso y selva baja caducifolia, en un sólo grupo;. Por otra parte se analizaron por separado los sistemas ecológicos bosque de coníferas, bosque de encinos, chaparral y vegetación halófila.

Se obtuvieron las curvas de especies-área para cada una de las fitocenosis estudiadas con la finalidad de monitorear la abundancia relativa de las especies fisonómicamente dominantes, considerando tres estratos verticales mismos que se graficaron en relación a su abundancia.

En relación a la superficie analizada por sitio, el sistema ecológico matorral xerófilo fue el mejor representado con 4 tipos de vegetación, presentando el matorral submontano las variantes subinorme e inorme; registrando un total de 10,408.93 ha para este sistema ecológico, mientras que el sistema ecológico selva baja caducifolia representó la menor superficie con 39.48 ha.

1. INTRODUCCION

Los estudios de diversidad biológica han ocupado la atención de muchos ecólogos en los últimos años, debido a la creciente tendencia de extinción de organismos, buscando así explicar las relaciones que influyen a este rasgo con respecto a los distintos tipos de vegetación y su diversidad (Mittermeier *et al.*, 1992; Halffter 1994). Como resultado agregado de este proceso, nuestro País ha perdido más del 95% de sus bosques tropicales húmedos (incluyendo selvas perennifolias y bosques mesófilos); más de la mitad de sus bosques templados, y en un porcentaje difícil de cuantificar los recursos de sus zonas áridas y desiertos naturales, pero que sin duda también representan más de la mitad del acervo ecológico original (SEMARNAP, 1996).

Stohlgren (1994), menciona que algunas publicaciones destacan la importancia de la diversidad biológica, como Wilson (1983); Magurran (1988); Soulé & Kohm (1989); Peters & Lovejoy (1992), pero ninguno establece una metodología precisa de medición. Este mismo autor indica que recientemente se han generado métodos de cuantificación de la identidad biológica a escalas estatales y nacionales como el análisis del Geographical Analysis Program (GAP) según Scott *et al.* (1993) y a escalas locales como lo proponen Dallmeier (1992); Tilman & Downing (1994). Destaca que no obstante, los ecólogos del paisaje no han llegado a un acuerdo sobre la estandarización de una metodología en campo para evaluar la diversidad vegetal

En relación a la clasificación de los tipos de vegetación existen divergencias entre los especialistas, en cuanto a las categorías y nomenclaturas aplicadas en México, generando con esto una errónea planeación de las actividades tendientes a la utilización de los ecosistemas naturales, como lo indican las tierras que fueron abiertas al cultivo en áreas clasificadas como tierras frágiles ya que presentan entre otros precipitaciones por debajo de los 400 mm anuales (SEMARNAP, 1996).

Para 1991 las prioridades presentadas en la estrategia mundial para la conservación de la naturaleza, en lo relativo a la vitalidad y diversidad de la tierra, se puntualiza que por su propio derecho y como fundamento esencial del desarrollo humano, es necesario prevenir la contaminación, restaurar y preservar la integridad de los ecosistemas de la tierra, conservar la diversidad biológica y garantizar que los recursos renovables se usen de manera sostenible (UICN, 1991).

La importancia medular de las acciones indicadas por organismos internacionales en materia de conservación de la diversidad biológica, proponen terminar de establecer un sistema completo de áreas protegidas y mantenerlo, señalando que las áreas protegidas se establecen para salvaguardar ejemplos notables del patrimonio natural o cultural, por su valor intrínseco, en aras de la conservación de los sistemas sustentadores de vida y para disfrute del ser humano.

Desde el punto de vista de la conservación ecológica en México se protege oficialmente el 5% de la superficie a través de 117 Areas Naturales Protegidas (SEMARNAP, 1999), existiendo aún ecosistemas subrepresentados y frecuentemente carentes de un régimen de conservación. En el estado de Nuevo León con cerca de 64,500 km². de superficie, se tienen registrados 8 de los 11 sistemas ecológicos mayores y 19 tipos de vegetación de los 39 reportados para México (SPP, 1980 en Flores y Gerez, 1994).

En Nuevo León, la superficie bajo estatus de conservación por declaratoria oficial sólo es de 3.8% de la superficie total del Estado, incluyendo 2 parques nacionales y un monumento natural, los cuales se encuentran representados solamente tres sistemas ecológicos de los ocho presentes en la entidad, incluyendo al matorral xerófilo y bosque de encinos como los tipos de vegetación más extensos, y en menor proporción el bosque de coníferas y la vegetación secundaria (Flores y Gerez, 1994).

En base a lo anterior se planteó la realización del presente estudio, teniendo como objetivos:

2. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante de 20 sitios que representan 15 tipos de vegetación en el estado de Nuevo León.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

1. Determinar la composición florística y diversidad de las especies fisonómicamente dominantes de cada tipo de vegetación.
2. Comparar las fitocenosis en base a sus patrones de abundancia, diversidad vegetal y estabilidad.

3. ANTECEDENTES

3.1 La caracterización del paisaje y su biodiversidad.

La descripción y caracterización de un ecosistema es fundamental para entender la dinámica ecológica; las raíces de estos estudios datan de tiempos remotos caracterizados por el intento continuo de entender las interacciones entre los diversos elementos del medio y de definir los "tipos de paisaje" o "tipos de vegetación" señalando que para la tipificación, en todo caso siempre será posible prescindir de detalles "accidentales" y dar a la descripción un carácter más general, de manera que sea aplicable, sin cambios a diversos ecosistemas (Margalef, 1983).

México cuenta con una gran diversidad biológica producto de las múltiples variaciones de topografía y clima encontradas en su superficie (Flores y Gerez, 1994), encontrándose 23 tipos de suelo de los 25 que incluye el sistema de clasificación propuesta por la FAO-UNESCO en 1970 (SEMARNAP 1996). Asimismo el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) refiere la riqueza de la flora en México, más de 25,000 especies de plantas superiores, lo que representa el 10% de la flora mundial.

El estado de Nuevo León presenta tres provincias fisiográficas que denotan ecosistemas diversos en los cuales inciden una serie de estudios florísticos que varían en criterios para definir y delimitar aproximadamente un patrón espacial para algunas de las comunidades florísticas presentes bajo un criterio unificador, tal es el caso de Muller (1939), Rojas Mendoza (1965), COTECOCA (1973) y Rzedowski (1983), para el presente estudio se consideró el criterio de Flores y Gerez (1994) (Tabla 3.1).

Tabla 3.1 Sistemas ecológicos mayores y sus respectivos tipos de vegetación en el Estado de Nuevo León.

| | |
|--------------|---|
| I. | BOSQUE DE CONIFERAS |
| | 1. Bosque de oyamel (<i>Abies</i> spp.) |
| | 2. Bosque de pino |
| | 3. Bosque de pino - encino |
| | |
| II. | BOSQUE DE ENCINO |
| | 4. Bosque de encino |
| | 5. Bosque de encino - pino |
| | 6. Bosque de táscate (<i>Juniperus</i> spp) |
| * | 7. Bosque mesófilo de montaña |
| | |
| III. | CHAPARRAL |
| | 8. Chaparral |
| * | 9. Matorral de coníferas |
| | |
| IV. | MATORRAL XERÓFILO |
| | 10. Matorral submontano |
| | 11. Matorral espinoso tamaulipeco |
| | 12. Matorral desértico micrófilo (inermes, subinermes, espinoso y con izotes) |
| | 13. Matorral desértico rosetófilo - acaule |
| * | 14. Mezquital en parte |
| | |
| V. | VEGETACIÓN HALÓFILO |
| | 15. Vegetación halófila |
| | |
| VI. | PASTIZAL |
| | 16. Pastizal natural |
| * | 17. Pastizal halófilo |
| * | 18. Pradera de alta montaña |
| | |
| VII. | BOSQUE ESPINOSO (SELVA BAJA CADUCIFOLIA**) |
| | Mezquital (en parte) |
| VIII. | SELVA BAJA CADUCIFOLIA |
| * | 19. Selva baja caducifolia |

* Tipos de vegetación según SPP (1980).

** Sistema ecológico según SAHOP (1981).

Otros estudios más específicos que por su enfoque regional han proporcionado elementos importantes para el conocimiento de la flora en el estado, son los de Marroquín (1967), Banda (1974), Valdez (1981), Treviño (1984), Marroquín *et al* (1981), Marroquín (1985), Heiseke (1985), Jurado (1986), Muller-Using & Watchel (1986), Estrada & Marroquín (1993), Rodríguez (1994), García (1996), Gonzalez (1996), y García (1999), entre otros.

El paisaje se considera en la actualidad una unidad de estudio de gran valor, ya que es el reflejo del ambiente biológico y físico, definiendo unidades fisonómicas características en cada ecosistema. Este contexto proporciona una noción de como los organismos y su ambiente forman un sistema recíproco, por lo que en diversas situaciones en la naturaleza, el ambiente afecta a los organismos presentes en mayor o menor grado y éstos afectan a su vez el ambiente (Clarke, 1971). Este mismo autor, menciona que la comunidad a la cual Sears (1950) definió como "paisaje viviente", se mantiene por sí misma como una unidad de trabajo, señalando que el concepto funcional de ésta y la acción recíproca entre el ambiente y sus pobladores, nos lleva mucho más allá de la mera noción descriptiva.

3.1.1 El concepto de paisaje y su caracterización ecológica.

La caracterización de la estructura del paisaje y los tipos de vegetación de los cuales esta compuesto fisonómicamente, debe ser identificada y cuantificada en forma significativa antes de la interacción entre los patrones del paisaje y los procesos ecológicos que van ha ser estudiados. Los patrones espaciales observados en el paisaje, resultan de la interacción compleja entre fuerzas físicas, biológicas y sociales (Turner, 1989).

El concepto de pristinidad, según UICN (1991), es una expresión que es referida a "bosques prístinos" indicando con esto, aquellos bosques cuyos árboles nunca han

sido talados o que no han experimentado graves perturbaciones durante cientos de años, mencionando por el contrario, que se ha modificado un bosque cuando sus árboles han sido cortados por el hombre en el lapso de los últimos 250 años. Para este estudio, pristinidad se define como la ausencia de perturbación directa comparada con el grado de perturbación natural menor que pudiera presentar un sistema ecológico de las mismas características florísticas.

La mayoría de los ecosistemas han sido influenciados por la actividad humana, cuyo resultado, es una mezcla de patrones de manejo humano y natural que pueden variar en tamaño, forma y arreglo, estos patrones espaciales de la vegetación y otros elementos del medio ambiente, son fenómenos únicos que emergen a nivel del paisaje (Klopatek *et al*, 1983).

En la actualidad, la aproximación propuesta para la cuantificación y análisis de la diversidad florística, se basa en métodos cuantitativos requeridos para comparar las diferencias entre paisajes y la identificación de los cambios significativos a través del tiempo, lo cual relaciona los patrones del paisaje con la función ecológica. Existen actualmente progresos considerables en el análisis e interpretación de cambios en la estructura del paisaje bajo métodos detallados y aplicaciones innovadoras.

3.1.2 La biodiversidad y su estatus.

El concepto de biodiversidad, es un término que ha sido recientemente usado con amplitud, se puede definir como la variación y la variabilidad de los organismos vivos y los complejos ecológicos en los cuales interactúan, así. El término encierra géneros, especies, ecosistemas y su relativa abundancia (Smitinand, 1994). Este mismo autor señaló que la biodiversidad puede ser dividida en tres categorías jerárquicas:

- a) Diversidad genética referida a la variación de genes dentro de una cobertura de especies de distintas poblaciones de las mismas especies o variación genética dentro de una población .
- b) Diversidad de especies referida a la variedad de organismos vivos en la tierra.
- c) Diversidad de ecosistemas referido a la variabilidad de hábitats y comunidades bióticas incluyendo la variedad de procesos ecológicos dentro de los ecosistemas.

Magurran (1988), menciona que la necesidad de definir y delimitar la comunidad es evidente en múltiples investigaciones de diversidad ecológica. Como la noción de Whittaker de "inventario" de diversidad, ayudó a estructurar esta decisión, mismo Magurran expone que Whittaker distinguió cuatro niveles de "inventario" de diversidad. En la escala más pequeña considera la diversidad puntual, la diversidad de un microhábitat o muestra tomada a partir de un hábitat homogéneo. La diversidad de este hábitat homogéneo, segunda categoría, es denominada diversidad alfa y es directamente equivalente a la idea de McArthur sobre la diversidad dentro del hábitat. La siguiente escala de diversidad, es la gamma, la cual se refiere a una gran unidad, tal como una isla o paisaje. Así como la diversidad gamma define la diversidad como un conjunto de áreas de diversidad alfa; la cuarta categoría denominada diversidad épsilon o regional, incluye la diversidad total de un grupo de áreas de diversidad gamma. Esta se refiere a la diversidad aplicada a una gran área biogeográfica.

3.1.3 El Valor de la Biodiversidad.

En la actualidad, una de las razones principales de conservar la biodiversidad se limita aún a las económicas dejando de lado las culturales, las estéticas y espirituales. La riqueza que ofrece la biodiversidad que nos rodea constituye la obra más compleja de la naturaleza y representa la magnificencia de la vida en el planeta.

Smitinand (1994), enfatiza que la diversidad manifestada por el conteo de tipos de materiales genéticos, variación de especies y tipos de ecosistemas tiene valores enormes, entre otros; la variedad de diferentes microorganismos como plantas, animales o hábitats que pueden incluir la productividad y los servicios derivados de los ecosistemas. La biodiversidad provee beneficios económicos directos en términos de alimentos, medicina, materias primas para industrias y otros productos no directos como los ingredientes funcionales en los sistemas naturales para proveer de elementos esenciales al hombre, la relación fotosintética, el ciclo hidrológico, el clima y la dinámica de las poblaciones, entre otras.

El concepto de país de megadiversidad sólo se aplica a un número muy pequeño de países: aquellos que contienen un porcentaje extraordinario de la biodiversidad del planeta. Aunque existen más de 170 países en el mundo, sólo 111 de ellos se encuentran situados, parcial o totalmente, en los trópicos; aproximadamente una docena de estos países cuentan con una gran parte de -entre 60 y 70%- de la diversidad biológica del planeta, y de ellos, México es uno de los más importantes (Mittermeier y Goettsch, 1992).

3.2 La vegetación en México y su clasificación de uso del suelo.

El interés por el estudio de la flora y la fauna mexicanas se remonta hasta antes de la colonia en México. La mayor parte de los grupos nativos de nuestro país poseían un conocimiento considerable de la flora y la fauna de su entorno. Este conocimiento representaba un grado de percepción de la diversidad biológica similar o mayor al que existía en Europa en esa época y que, dos siglos después de la conquista del continente americano, diera lugar al desarrollo del sistema taxonómico lineano (Sarukhán, 1992).

La situación geográfica de México con respecto al resto del continente americano confiere a este país una importancia estratégica sobresaliente desde el punto de vista biogeográfico, pues su territorio constituye el camino más factible para el traslado o la expansión de organismos terrestres de Sud a Norteamérica o viceversa. Se cuenta con numerosas pruebas de que México, en efecto, ha sido el escenario de intensas migraciones de floras y faunas, principalmente en las direcciones de N-S y S-N. En consecuencia de ello, así como de la diversidad climática del país, entre los elementos geográficos y genéticos que forman parte de los biótas actuales, prevalecen los meridionales y los boreales (Rzedowski, 1962)

Bajo la faceta de la vegetación, o sea de la manera como se agrupan los individuos de las especies para construir comunidades de convivencia, en este país están representadas todas las grandes formaciones, cuya existencia se reconoce para nuestro planeta.

Así, se registra la comparecencia de bosques tropicales (o "selvas") de tipo perennifolio, subcaducifolio, caducifolio y espinoso, además de sabanas y palmares; en las porciones de clima árido y semiárido se desarrolla una singular variedad de matorrales xerófilos y de pastizales; a su vez en las zonas montañosas húmedas y semihúmedas se observa una amplia gama de bosques de coníferas y de otros

dominados por árboles de hoja ancha, tanto decidua como persistente. Tampoco faltan los matorrales y bosques perennifolios correspondientes al clima conocido como "mediterráneo"; las comunidades acuáticas y subacuáticas se presentan bajo un gran número de variantes, incluyendo las características de clima caliente, como los manglares y los popales; la vegetación litoral y en general la propia de suelos salinos igualmente ofrece muy diversas formas.

Destacan por su fisonomía los paramos alpinos de los picos de algunos cerros de mayor elevación, aunque no ocupan superficies grandes, al igual que las agrupaciones de gramíneas bambusiformes u "otateras" (Rzedowski, 1992); estimando que la cantidad de las fanerógamas nativas de este país es cercana a 21,600. En lo que toca a las criptógamas, sólo para algunos grupos se cuenta con una aproximación similar (algas macroscópicas, 1,500 spp; briofitas, 2,000 spp.), de manera que para llegar a la noción de la cuantía total de los componentes de la flora de México recurrió a la relación estimada que existe entre el número de especies de fanerógamas y de criptógamas a nivel mundial y que es de aproximadamente de 5:3 (250,000 : 150,000). Utilizando este coeficiente se llega al valor del orden de 36,000 especies de todas las plantas para el territorio de la república. Cabe hacer mención de que los cálculos anteriores resultan notoriamente conservadores si se les compara con las valoraciones también realizadas por Toledo (1988) quien, usando procedimientos y premisas diferentes, llega a la cantidad de 30,000 especies de plantas vasculares, con lo cual el número aproximado total se elevaría a unos 48,000 componentes.

Según la clasificación de SPP (1977) mostrada en el instructivo con el que se elaboró la cartografía temática y la que actualmente se encuentra vigente para la vegetación y uso del suelo de nuestro País, presenta una serie de acepciones que son incompatibles con algunas fuentes de información, pero que sigue siendo válida por ser la oficialmente reconocida.

El estado de Nuevo León, en relación al uso del suelo actual y sus tipos de vegetación tenemos que la mayor parte de la vegetación presente se encuentra distribuida en los matorrales en sus diversas expresiones con alrededor de un 74% de la superficie estatal cubierta por algún tipo de vegetación y los bosques de coníferas y latifoliadas escasamente llegan a cubrir un 7% de superficie por arriba del mezquital y huizachal con 6% , vegetación halófito con 4%, el chaparral y la vegetación perturbada cubren por igual un 3% en números redondos (SARH, 1994).

3.3 La medición del paisaje y su diversidad.

El paisaje puede ser cuantificado en términos de área, diversidad y patrón, las medidas de área tales como el total de área de hábitats sostenibles para especies particulares y el significado del tamaño máximo de fragmento son frecuentemente fáciles de calcular e interpretar por un momento, e.g. un decremento del total de área del hábitat disponible es frecuentemente correlacionado con la pérdida de especies (Wilson, 1988; Saunders *et al.* 1991). Similarmente la información sobre el tamaño de fragmentos máximos, proporciona la tendencia sobre la persistencia y viabilidad de las poblaciones en unas zonas, debido a que en parte las grandes fracciones de superficie contienen un mayor número de especies localizadas en el rango del hábitat que se está analizando.

3.3.1 La escala y el diseño del muestreo en la medición del paisaje.

Los resultados de la medición de los patrones espaciales y su heterogeneidad dependen de la escala en que fueron hechas las mediciones como señala Gardner *et al.* (1987), él demostró que el número, tamaño y forma de las muestras en el paisaje fueron dependientes de la dimensión lineal del mapa, inclusive las observaciones del

funcionamiento del paisaje tales como el flujo de organismos aún dependen de la escala.

La escala temporal y espacial deben ser considerados en la ecología del paisaje como elemental, porque las áreas del paisaje son espacialmente heterogéneas, donde la estructura, función y cambio en el paisaje son todos interdependientes (Turner, 1989). Así, los procesos y patrones importantes a una escala, pueden no serlo para otras y especialmente en importancia para escalas predictivas, como en la mayoría de las variaciones de los rangos de descomposición menor a escalas locales es explicada por las propiedades del limo y la comunidad de los descomponedores, donde las variables climáticas explica la mayoría de las variaciones a escalas regionales.

La escala la cual es percibida por el hombre, puede ser de poca relevancia por el número de flujos, como ejemplo, si existe interés en organismos particulares o estructuras diferentes, necesitamos discernir los elementos importantes de la estructura de muestreo y las dinámicas menores que se adaptan a una visión de organismo central en el ambiente. Así, similarmente los procesos abióticos tales como el flujo de gases pueden ser controlados por una heterogeneidad especial que no esta intuitivamente u obviamente visible para un observador normal. Finalmente, los cambios en la función o estructura del paisaje dependen de la escala, como la dinámica del paisaje puede exhibir un mosaico estable en una escala espacial, no así en otra; la escala en la cual los estudios son conducidos pueden ser profundamente influenciadas por las confusiones (Turner, 1989).

3.3.2 La escala del muestreo

Diversos autores recomiendan libros de texto sobre métodos de muestreo de la vegetación como Muller, Doumbois y Ellenberg (1974); Barbour et al (1987), recomendaron en donde exista un incremento en el tamaño de los cuadrados para cuantificar la curva descrita por la relación especies/área para una medición de riqueza de especies en un área.

Pálmer (1990, 1991) comparó métodos para estimar la riqueza de especies incluyendo el número de especies observadas extrapoladas de una curva de especies/área con la integración de la distribución logarítmica normal y con estimadores no paramétricos, el cuestionó que las curvas especies/área pueden ser de formas diferentes en diferentes escalas y que la extrapolación de información referida a la curva especies/área puede ser influenciada por el diseño de muestreo utilizado.

Stohlgren (1994), menciona que muchos ecólogos de campo tienen problemas para seleccionar las formas y el tamaño del muestreo para tipos de vegetación en particular, este problema se incrementa cuando existe una gran variedad de tipos de vegetación y paisajes heterogéneos, los cuales deben ser estudiados.

Shmida (1984) diseñó un método de muestreo de vegetación utilizando la técnica de muestreo de Whittaker para medir la diversidad de especies y comparar diferentes comunidades vegetales de diferentes regiones del mundo. Mismo Whittaker presentó una metodología para determinar patrones de la diversidad vegetal mediante un estudio sistemático que incluye un muestreo en escalas múltiples espaciales con cuadrantes de 1 m², 10 m², y 100 m² dentro de uno de 1,000 m² de área, referido a la inclusión en la parcela de 1000 m² de los fragmentos o subparcelas de 1; 10 y 100m².

El muestreo multiescala de vegetación propuesto por este autor permite:

1) La evaluación de las influencias de las escalas espaciales en patrones de riqueza de especies locales (Podani et al. 1993)

2) Mejores comparaciones de riqueza de las comunidades que las mediciones de escala sencilla presentada por Whittaker (1977) y

3) El desarrollo de la curva especies/área de Pielou (1977) para la estimación de patrones de riqueza a gran escala (Shmida 1984).

Shafer (1990) mostró una función con una fuerte relación entre el semilogaritmo y el número de especies expresado como S y las áreas cuadradas expresadas como A , b como constante y d es la pendiente. Estos factores se expresan en una fórmula que $S=b+d\log A$. esto es similar a reportes de curvas especies/área referidos por Pielou (1977); Miller & Wiegert (1989). Los tamaños de 20x50 m de las muestras de Whittaker fueron designados inicialmente para homogeneizar áreas que pudieran replicar sitios que fueran fáciles de encontrar (Shimida 1984). Otro tipo sería por ejemplo las aproximaciones de áreas nido de 1x1 m de submuestra que están integradas en otra de 2x5 m que están a su vez en una de 10x10 m lo más atractivo de los atributos del diseño de la muestra de Whittaker está probado por ecólogos vegetales con :

1) una aproximación estandarizada de la cuantificación de la riqueza de especies en diferentes comunidades vegetales.

2) interiormente sobre los efectos de los tamaños de los cuadrantes cuando termina la relación de la curva especies/área.

Stolhgren (1984) puntualiza que la muestra de Whittaker tiene tres distintos diseños:

1o. Cuando el hábitat no es homogéneo y la riqueza de especies está influenciada por la forma de la muestra, dichas muestras cuadradas o circulares (con un perímetro

reducido a un área de radio de superficie) puede tener pocas especies que un rectángulo largo pero delgado que cubre una mayor heterogeneidad de área (Borman, 1953)

2o. La interacción del tamaño de la muestra y la forma pueden influenciar la riqueza de especies. Pielou (1977) notó que el diseño de muestreo de Whittaker fusiona en 1x1 a 2x5 a 10x10 m después regresa a 20x 50 m lo cual fusiona la influencia del tamaño y la forma.

3o. Es el problema de la autocorrelación espacial no sólo presentan 10 muestras de 1x1 m contiguas en un área pequeña de 20x 50 m (i.e. alta correlación espacial), lo exitoso de las grandes muestras es la superposición sobre pequeñas muestras, (i.e. las muestras no son independientes en términos de riqueza de especies). Así una área muestra la riqueza de especie en parcela de 1x1 m afectan lo reportado de riquezas de especies en muestras de gran tamaño.

Este ultimo problema es inevitable entre los cuadrantes de nido, como lo indican Muller-Dumbois y Elleberg (1974), Pielou (1977) Barbour et al. (1987), donde los resultados pueden ser fuertemente desviados por la localización inicial en campo. Fue así que en 1972, Stohlgren diseña un muestreo en áreas de Beaver Meadows del Parque Nacional de las Montañas Rocallosas, en el cual las futuras modificaciones al diseño de la parcela de Whittaker fueron garantizadas, el objetivo de esa investigación se centró en:

- 1) Desarrollar un diseño de muestreo de vegetación en nido, con modificación al diseño de la parcela de Whittaker que minimizó los problemas estadísticos del diseño de la parcela original de Whittaker,
- 2) Comparar los dos diseños en diferentes hábitats en términos de patrones de riqueza a nivel multiescala y

3) Evaluar como los datos colectados usando los dos diseños que conforman una relación teórica establecida entre el área y las especies.

Se desarrolló una parcelación estandarizada que pueda ser usada por ecólogos vegetales para mejores estimaciones de la riqueza local de especies y baja cobertura de muestreo, análisis de patrones espaciales de diversidad y tendencias de análisis para el monitoreo de series estratégicamente ubicadas en parcelas de largos periodos.

Una reseña de las consideraciones mencionadas por Stohlgren (1994) son las siguientes:

a). El paisaje natural es un mosaico complejo de tipos de vegetación, estructuras de geología, suelo y animales superpuestos; en estos recursos están temporal y espacialmente respondiendo con una variable de disturbio como herbívoros, competencia, patógenos, entre otros. El resultado de un paisaje complejo es complicado para variables espaciales y temporales.

b) Las parcelas de Whittaker para biodiversidad coleccionan datos de riqueza de especies a escalas multiespaciales donde:

1o. La riqueza de especies esta influenciada por la forma de las parcelas, una parcela circular con un perímetro mínimo para un radio de área y superficie deben tener pocas especies en general con respecto a otra de forma rectangular cubriendo un área mas heterogénea.

2o. El tamaño de la muestra influencia la riqueza de especies, obsérvese que Whittaker en su diseño multiescala de parcela parte de de 1x1 m cuadrado, a 2x5 rectangular; 10x10 m cuadrado y después regresa a 20x50 m rectangulares con lo cual confunde la influencia del tamaño y la forma.

c). Que la riqueza espacial del muestreo con el diseño de parcelas de longitud delgada reflejan más precisamente la riqueza total de especies registradas en plantas vasculares de las áreas de estudio.

d) Que los transectos de vegetación para periodos largos en un sentido son parcelas de escala de paisaje para cápsulas de nivel de tiempo en el paisaje de cambios del bosque.

3.3.3 El diseño del muestreo.

Strayer *et al.* (1986) sugieren que el diseño del muestreo se relaciona con un acomodo definiendo los objetivos de experimentación y la cooperación con el mundo de los programas del manejo, las decisiones deben ser hechas de acuerdo al tamaño y forma de la parcela, los parámetros seleccionados para el estudio y la frecuencia en precisión y acuciosidad de la medida que puedan afectar los valores de los datos en tiempos largos.

Los tamaños de muestras apropiados se determinan después de evaluar la variación de las parcelas de las pruebas iniciales de campo, la apropiación del tamaño de muestra se determina por la correspondencia de la variánza y el nivel de precisión determinado.

La variación espacial se ubica seleccionando áreas más pequeñas y homogéneas en el área de, pero para cambios globales y riqueza de biodiversidad, la heterogeneidad debe ser más importante para detectar cambios, la variabilidad temporal puede ser ubicada solo por la evaluación de datos de muchos años, la determinación del tamaño de la muestra en estudios de vegetación de escala de paisaje, debe ser un proceso

interactivo de evaluación espacial y temporal simultáneamente, en los primeros años de estudio; y después ajustando el tamaño de la muestra de acuerdo al resultado.

3.3.4 La intensidad del muestreo.

Otra importante consideración es la intensidad de muestreo determinada por el número y tamaño de las muestras en el paisaje. Esta influencia la variación encontradas o contabilizadas por los estudios y la disponibilidad para detectarlas acuciosamente las tendencias sobre el tiempo.

Hinds (1984) establece que la mayor dificultad estadística es acerca de la reubicación y la pseudoreplicación descritas anteriormente, en la mayoría de los casos hay raras replicas en estudios ecológicos. Cuando se incrementa el tamaño de la parcela en estudios ecológicos el número de repeticiones decrece (Kareiva y Anderson , 1988).

Los cambios en dos dimensiones del perímetro en las parcelas usadas en investigaciones ecológicas para detectar y cuantificar el patrón adecuado en espacio y tiempo, implican el desarrollo de técnicas de campo para explicar los mecanismos existentes en ambientes homogéneos. Los patrones de arreglos espaciales de parcelas de paisaje son relevantes e.g. un diseño para estimar la biomasa en un campo de maíz, el diseño del muestreo está completo con el rango de una sola parcela. En un sistema natural y en el paisaje, es difícil ubicarla pues la muestra la puede constituir la totalidad de la población.

La interpretación de la riqueza de especies es difícil de interpretar considerando los problemas de la escala espacial, Rice *et al.* (1983) señala que varios procesos afectan la pendiente de la curva especie/área y que la biodiversidad de especies dentro de ciertas comunidades forestales puede ser obtenida adecuadamente por medio de esta curva, mostrando una clara imagen cuyo camino proporciona información sobre si la

diversidad de especies es basada en y/o dentro de una comunidad forestal de estructura altamente compleja concentrada en una pequeña área (de la inclinación de la curva) o si la alta diversidad es lograda sobre una extensa área como posiblemente suceda en una ocurrencia gradual de transición entre comunidades (curva superficial).

La riqueza de especies observada a diferentes escalas no son necesariamente altamente correlacionadas

Según Whittaker (1977) existe un problema al tratar de extrapolar una metodología de un lugar a otro porque el comportamiento de la riqueza de las especies es diferente. Rice y Westoby (1983) encontraron que la riqueza de especies observadas a diferentes escalas no están necesariamente correlacionadas, el problema inmediato es la colecta de datos en una forma estandarizada para lugares diferentes. Con estos datos es posible preguntarse empíricamente si existe convergencia en riqueza de especies o no con un método de muestreo particular y si no revisar a futuro si hay algún proceso responsable de la convergencia o divergencia entre diferentes continentes en diferentes escalas espaciales.

Se colectaron datos de 7 estudios de áreas dentro de Australia y resumieron las propiedades esenciales de cada estudio donde cruzan información de precipitación, humedad, temperatura, concluyendo que 4 de estas eran todas tropicales, ellas incluyen vegetación de estructura similar y sabana abierta maderable sobre un pastizal en un clima monsónico con lluvias en verano y un rango de precipitación entre 700 y 900 mm.

3.4 Generalidades para la elección de un índice de diversidad.

Tradicionalmente los índices de biodiversidad como los índices de Shannon y Simpson cuantifican el rango de biodiversidad como patrones. Estos índices primero capturan la

población como una medición de diversidad de plantas y animales siendo fácil aplicarlos a la diversidad del paisaje (O'Neill, 1988).

Desafortunadamente estos índices conllevan a la no información acerca de la estructura y arreglo de los fragmentos dentro del paisaje, por un momento la composición del paisaje de un 90% de bosque y 10% de pastos puede producir el mismo valor de índice de diversidad como el paisaje de 10% de bosque y 90% de pastos. Adicionalmente estos índices de diversidad combinan la riqueza de los fragmentos y uniformidad y cierta información, sin embargo esos componentes son frecuentemente más usados cuando son considerados separadamente.

Numerosos índices de diversidad basados en mediciones (o estimaciones) de cantidades de especies diferentes en cada muestra han sido analizados. Los más conocidos son los de Shannon y funciones inversas de Simpson de concentración (conversión de diversidad) ellos son prácticamente insustituibles para la medición de la biodiversidad, estos llegan a aclarar los siguientes puntos:

Los estudios de biodiversidad llegan rápidamente a acumular datos de tantas parcelas como sea posible sobre grandes áreas, esto requiere la presencia/ausencia de datos (binarios) no detallados de consumo de tiempo y cantidad.

El significado de biodiversidad trata con organismos extendiéndose en tamaño desde árboles a bacterias haciendo mediciones comparables cuantitativamente en las cuales a diferente escala son impracticables.

El uso de datos binarios conlleva a dificultades con datos cuantitativos tal es el caso del tamaño y el cambio rápido de las plantas herbáceas con las estaciones.

En muchos animales el tamaño de la población fluctúa enormemente de un año a otro, los datos binarios son mucho menos afectados que los datos cuantitativos pero presentan variación cuantitativa.

Dada la importancia de la biodiversidad y en virtud de los muchos índices de escala fina de diversidad y modelos disponibles, una pregunta razonable a contestarse es: puede cualquiera de estas medidas actualmente funcionar para describir la biodiversidad de un bosque. Muchos ecólogos (Hurlbert, 1971), biólogos conservacionistas (Noss, 1990), y forestales (Franklin, 1988) pueden inclinarse a responder negativamente y señalaron que existen muchos aspectos de diversidad para que el concepto sea derrumbado o circunscrito a unas pocas variables usadas en la descripción de los índices anteriores. Aún aquí es inalienable el interés de incorporar conceptos para la biodiversidad en los planes de manejo de bosques, sugiriendo que algunos esfuerzos son apropiados para cuantificar los objetivos de diversidad (resultados y monitoreo).

Regresando a la pregunta de cómo cualquiera de estas medidas a escala fina puede contribuir al manejo de la diversidad en los bosques, necesitamos observar más estrechamente la relación entre los varios índices para comprender porque ellos algunas veces conllevan a errores o resultados contradictorios. La riqueza de especies es un componente importante; la variedad en que esta medida nos proporciona el material elemental para diversas comunidades. Con pocas especies relativo a su abundancia proporcional, la diversidad es disminuida. Sin embargo las especies no son disfrazadas en tiempo, y la presencia de poblaciones muy pequeñas como por ejemplo los cóndores de California (*Gymnogyps californianus*); es alejada la garantía de que el Cóndor continúe presentándose en el próximo periodo de muestreo.

La pregunta de viabilidad, entonces, sugiere la pérdida de pocas especies raras para ganar una más o igual distribución fija (y más viable) de especies similares que pueden ser en balance una buena ventaja.

Las medidas de uniformidad en este sentido presentan desventajas, estas tal vez son insensitivas a la riqueza de especies que fallan al anotar la presencia de especies raras, celebrándose como un evento válido enmascarado.

El índice recíproco de Bereger - Parker, mide la diversidad como el inverso de la abundancia proporcional de únicamente la especie más dominante, es un primer ejemplo. Seguramente, en el cuál una medida puede ser creída sobre la guía de un manejador de un bosque o cuenca hidrográfica, el cual es un lugar solamente de cientos de especies de vertebrados.

Las medidas de heterogeneidad, como una mezcla de riqueza y uniformidad fueron intentadas para un balance apropiado de este doble concepto, sin embargo aún entre estos índices híbridos algunos responden más sensitivamente a cambios en la abundancia de especies raras, mientras otros responden más a cambios en las especies más comunes.

Hill en una clásica revisión (1993) revelo que la heterogeneidad; riqueza de especies y medidas de uniformidad, pueden todas ser consideradas como posicionadas sobre un simple y sencillo *Continuum*, basándose exactamente en esta diferencia : el grado al cuál cada índice toma y queda dentro de la suma de las especies raras. El trabajo de Hill ayudó enormemente para resolver un problema a los ecólogos que han encarado las medidas de diversidad, al saber que los resultados de estos índices producirán ciertas contradicciones cuando cada uno aplica para ciertas distribuciones o comunidades .

El descubrimiento de las contradicciones es llevado por algunos investigadores a ensayar, para cubrir todas las bases definiendo un perfil de diversidad intrínseca para las comunidades bajo estudio (descrito en Grassle et al. 1979). Estas técnicas han sido dadas en algún grado en estudios empíricos (Lewis et al. 1988; Grove et al. 1992).

Estos últimos requirieron parcelar los valores para un hospedero y la medida de diversidad para dos comunidades en un mismo grupo de ejes.

Mientras que el intrínseco perfil son efectivamente medidas comparativas de diversidad, esta técnica es muy importante por tratar su aplicación significativa en el manejo forestal

3.4.1 Índices de diversidad.

Magurran (1988), encontró que las medidas de Margalef, McIntosh "U" y la riqueza de especies "S" dan el grado de discriminación más aceptable para esta medida.

No es razonable investigar a un simple índice para medir la complejidad y propiedad de la biosfera y su biodiversidad. Considerando paralelamente la descripción física de las propiedades de un sistema mecánico definen algunas mediciones como atributos separados de cada componente; masa, aceleración, fuerza, trabajo, momento. Un ecosistema es muchas veces mas complicado que un sistema mecánico para sumar sus propiedades cuantitativas seguramente nosotros requerimos la definición y la medición de ciertos aspectos diferentes del sistema, atendiendo solo una medición se tiende a fallar en el análisis (Pielou, 1994).

3.4.2 Índices de riqueza de especies.

La riqueza se refiere al número de tipos de fragmentos presentes ya que muchos organismos están asociados con un solo tipo y la riqueza del fragmento puede correlacionarse bien con riqueza de especies (McGarigal y Marks, 1993). Siguiendo estos lineamientos de razonamiento Estoms y Estes (1993) manejaron un sensor remoto para mapeo y monitoreo de la biodiversidad el cual ubica o centra la mayor

exclusividad en la riqueza de especies, por otro lado se refiere a la distribución de área o abundancia entre tipos de fragmentos.

Al recapitular sobre la pregunta de sí los índices de diversidad tienen significado solo cuando las comunidades se han comparado, y sí son cercanamente similares en un sentido cualitativo. Lo mismo es cierto para los índices de biodiversidad, ellos deben de ser propuestos cuando la totalidad del ecosistema ha sido comparado. El problema consiste en como puede ser medida la biodiversidad para estimar el numero de especies, es obviamente que la primera cosa a hacer es determinar "S" que es el número de especies de un censo exhaustivo: en comunidades concernientes al contexto de conservación, son usualmente lejanas y también grandes para que esto sea posible, y las estimaciones por extrapolación o acumulativas, "curva de colectores" es impracticable. Este tópico a sido recientemente discutido por Codwell y Coddington (1994).

3.4.3 Medidas de riqueza de especies.

Lejos de una imagen empírica de diversidad, el conteo de especies presentes, es frecuentemente limitado a ciertos organismos, se cita como ejemplo la relación entre el número de especies de aves cantoras e insectos barrenadores de árboles y microorganismos del suelo, de acuerdo a las áreas de los investigadores para la experimentación y datos disponibles para el conteo de especies; puede ser expresado como el número de especies por el total del número de individuos, eso es la riqueza de especies; o número de especies por unidad de área de estudio, densidad de especies (Hurlbert, 1971).

La literatura está llena de ejemplos de diferentes especies, identidad de objetos usados en estudios de diversidad, algunos de los más recientes de estos son Dumond et al (1990); Itow (1991); Borntrager y Farrell (1992); Grassle y Maciolek (1992). Lo extenso de esta lista es un indicativo de la simplicidad matemática de la medición de la riqueza

de especies. existe sin embargo, un número de restricciones importantes en su aplicación.

La sensibilidad de la medición de la riqueza de especies relacionada a los esfuerzos implicados en la parcelación del muestreo, es una barrera importante para la comparación de los diferentes tipos de parcela de diversidad.

Como mas aisladas en una comunidad son muestreados el número de especies representadas en la muestra, esto invariablemente se incrementa; similarmente como la división geográfica se incrementan, igual los estudios de diversidad. Así también referente al número de especies encontradas, raramente existen dos estudios estandarizados donde las muestras del número de individuos sobre la misma superficie muestreada, sean igual. Una manera de hacer a un lado la barrera se da comparando muestras a una escala y usando los datos de riqueza de especies; es una técnica estadística conocida como rarefacción (Hurlbert, 1971 y refinado por Sanders, 1998).

La rarefacción utilizada para diferentes tamaños de muestra donde se calcula el número de especies a ser encontradas en cada muestra por un número estandarizado de individuos, pone todas las muestras sobre una misma base en términos de esfuerzo de muestreo. La rarefacción permite comparar entre ellos; sin embargo Magurran (1988) puntualiza, que el proceso inevitablemente tiende a perder información, otra limitación mas significativa de la relevancia exclusiva de la medición de riqueza de especies, es la falta de atención que dan a la abundancia relativa de las especies presentes, simplemente los datos de presencia-ausencia solos, no dejan al manejador forestal conclusiones acerca de la viabilidad o persistencia de las especies locales

La abundancia relativa de especies provee mas información acerca de los cambios posibles en los tamaños de población, los cuales en cierta forma dicen mas acerca de las prospectivas de largo plazo de especies concernientes al bosque. Por esta razón

las investigaciones frecuentemente usan una segunda categoría de medición de diversidad conocida como índice de heterogeneidad

3.4.4 Medidas de heterogeneidad.

La medición de heterogeneidad la cual incorpora ambos elementos de presencia-ausencia de especies y su abundancia relativa, son alrededor de la mayor amplitud de mediciones usadas en diversidad. En los índices de heterogeneidad la riqueza de especies en combinación con agrupamientos o el grado en el cual la abundancia relativa de las especies encontradas en una comunidad, son iguales; estos componentes agrupados algunas veces referidos como equivalentes representa un ejemplo de diferencia entre diversidad y variedad. Magurran (1988) ilustra la diferencia entre dos muestras hipotéticas de doce mariposas.

Una de las mas conocidas medidas de heterogeneidad es la de Shannon (Shanon & Weaver, 1964) parte de la amplia difusión de esta medida, es el hecho de que es relativamente sencillo el cálculo de multiplicar la proporción de abundancia de especies por el número de logaritmo natural. El índice de Shannon es el más notable ejemplo de los índices particulares de heterogeneidad, aquellos cuyos orígenes están en el campo de la teoría de la información. Así hay muchos ejemplos empíricos del índice de Shannon para mostrar la diversidad de especies incluido por Ford et al. (1991); Frank y McNahugton (1991); McMinn (1992); Niese y Strong (1992) y Padisak (1993).

Otro subgrupo de índices de heterogeneidad empezaron como una medición de dominancia, el índice de Simpson es el mejor conocido de este caso. Simpson definió la medición de la concentración de una población como la suma de cuadrados de la abundancia relativa de especies.

Así como la abundancia relativa de la mayoría de las especies abundantes se incrementa, así se incrementa el índice de dominancia, en rangos cercanos a cero

(en comunidades de muchas especies con iguales niveles bajos de abundancia) o cercanos a uno (pocas especies con una de ellas claramente dominante), el índice de Simpson ha sido usado recientemente en estudios de diversidad por Miller y Wiegert (1989), Swindel et al. (1991) y Cotgreave y Harvey (1994).

Otras mediciones de heterogeneidad se basan en el índice de dominancia por Berger y Parker, el cual es solo la abundancia relativa de la mayor parte de especies dominantes en parte porque es completamente independiente del tamaño de la muestra pero aun porque su intuitiva simplicidad y su claro enfoque en solo las especies más comunes. Este índice es considerado una de las mediciones más satisfactorias de dominancia disponibles (May, 1975 y Magurran, 1988).

Como el índice de Simpson, reciprocamente al índice de Berger y Parker puede ser usado como una medición de la diversidad como por ejemplo, Jonsson y Esseen (1990), demostraron diferencias relevantes en la distribución de briofitas en árboles de raíces aéreas.

La medición de heterogeneidad es más independiente del tamaño de muestra que la medición de riqueza de especies y son así más comparables a través de los sitios, estas ventajas que vienen al gastar una gran complejidad matemática reducida a un argumento intuitivo y una más extensiva colección de datos.

3.4.5 Medidas de uniformidad.

Debido a que la uniformidad o equidad es también una medida más sensitiva de los cambios ambientales que la riqueza de las especies, muchos investigadores han encontrado que es benéfico el desarrollar medidas que aislen este componente en particular de diversidad (Magurran 1988). En adición numerosos modelos de distribución de abundancia de especies son usadas para caracterizar la uniformidad encontrada en diferentes comunidades y contextos (May 1975, Magurran 1988 en

Silbaugh y Betters, 1995). Sin embargo, la observación que los ecólogos nunca han aprovechado al máximo de las comunidades es la uniformidad, los ha llevado a buscar y observar diferentes modelos biológicos y matemáticos para describir los patrones de la distribución de las especies, como se observan actualmente o aproximándose en su forma natural. Estos modelos o la distribución de las especies incluyen series geométricas (Whittaker 1965), serie logarítmicas (Fisher *et al*, 1943), distribución de logaritmo normal (Preston 1948), y el modelo de la vara rota (Mac Arthur 1957) y pueden ser usados para comparar la uniformidad entre las comunidades. Excelentes descripciones de estos modelos y la distribución de las especies pueden encontrarse en May (1975), Pielou (1975), Magurran (1988).

Las medidas de uniformidad en general, son muy útiles en estudios ecológicos a nivel parcela, por otra parte su complejidad estadística le da mayor credibilidad inicial basándose en un extensivo muestreo y mayormente su baja intuición los hace una pobre elección para los manejadores forestales. Verdaderamente, para algunas necesidades con una sola estadística para describir la diversidad de una comunidad completa, probablemente sea la medida de uniformidad la que tenga la misma mínima aplicabilidad que alguna medida de diversidad.

4. MATERIALES Y METODOS.

4.1 Selección de las comunidades estudiadas..

Se estableció como punto de partida el análisis cartográfico de tres fuentes de información: cartas temáticas Esc. 1:50,000 (INEGI, 1978); impresiones de imágenes de satélite Esc. 1:250,000 LANDSAT-TM (INEGI, 1990); y cartas de Zonificación Forestal Esc. 1:250,000 del Inventario Nacional de Gran Visión (SARH, 1995), seleccionándose las áreas a muestrear por cada tipo de vegetación.

Como una segunda fase de selección, se utilizó una clasificación visual supervisada (Chuvienco, 1990), que obedeció al conocimiento del estado de conservación de algunos de los sitios potenciales, tomándose como referencia que la superficie del rodal seleccionado fuera lo suficientemente extensa (≥ 10 ha), para lograr la representatividad de cada tipo de vegetación y evitar problemas con la amplitud y distribución del muestreo. En el caso de las comunidades donde se conocía el grado de conservación, se utilizó la caracterización florística con apego a las fuentes cartográficas y bibliográficas seleccionadas.

Tomando como base los antecedentes del grado de impacto de las comunidades vegetales a seleccionar, se efectuó una preselección considerando la información cartográfica de las tres fuentes citadas.

Una vez ubicados los sitios susceptibles a ser muestreados en base a los espaciomapas Esc. 1:250,000 (INEGI, 1990) y la cartografía Esc. 1:250,000 de la Zonificación Forestal (SARH, 1995), se transfirieron a la escala 1:50,000 en las cartas temáticas correspondientes a la clasificación de uso de suelo y vegetación

Posteriormente al trabajo de preselección en gabinete, en campo se compararon los rodales susceptibles y se observó que las características fisonómicas correspondieran a lo descrito por el criterio empleado en la guía de Uso de Suelo y Vegetación (INEGI, 1990) y la literatura correspondiente.

A fin de determinar el tamaño óptimo de muestreo, se utilizó el criterio definido por la curva que describe, la relación del número de especies registradas por unidad de superficie utilizada por Lebrun (Blanquet, 1979).

Para determinar el sitio de muestreo dentro de la fitocenosis se realizó un recorrido preliminar observando las condiciones generales de la comunidad, registrando el número de especies de los estratos fisonómicamente dominantes (Generalmente arbóreas y arbustivas) presentes en el área.

Tras el recorrido se estableció el punto central de la comunidad, iniciándose ahí el muestreo a través de transectos. El transecto de muestreo consistió en una línea de 25 m de largo por dos de ancho, resultando 50 m² de muestreo.

Del transecto de muestreo ubicado en el punto central de la fitocenosis, se continuó el muestreo hacia los cuatro puntos cardinales del centro del transecto (12.5 m) el cual fue marcado con una estaca.

Partiendo de un extremo del transecto y utilizando una baliza de 2 m de largo, colocada a 1 m de altura (cintura), se inició el recorrido y registro de las especies.

El registro de los individuos de cada especie vegetal se realizó agrupando los individuos en tres estratos verticales: bajo (1-2 m), medio (2-4 m) y alto (> 4 m).

Para las comunidades vegetales que no presentaron individuos arbóreos, se consideró el estrato que fisonómicamente da el nombre a la fitocenosis.

del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 1978) (Figura 4.1).

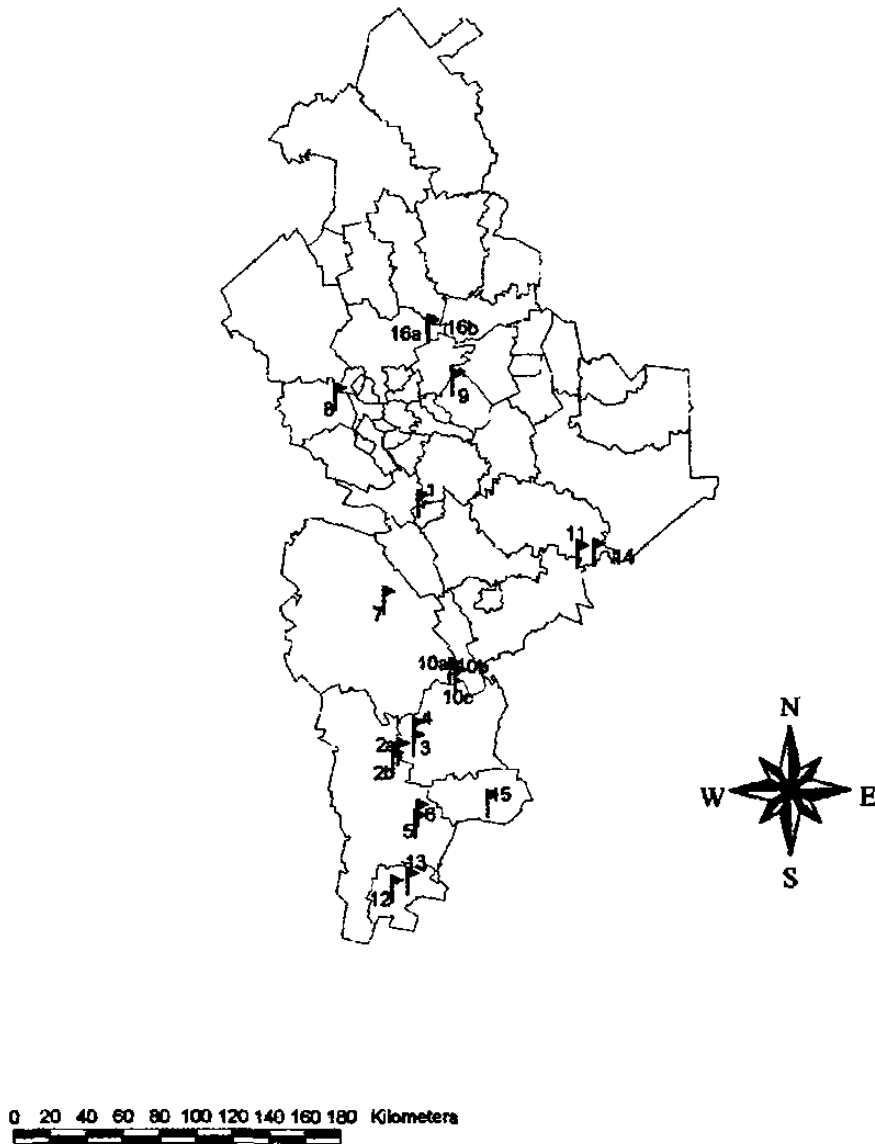


Fig. 4.1 Distribución de los puntos de muestreo en el Estado de Nuevo León.

El criterio empleado para detener el muestreo fue que el número de especies registradas por los transectos alcanzara al menos, el 80% de las especies registradas en el recorrido preliminar.

5. RESULTADOS

5.1 Localización de los sitios estudiados.

La tabla 5.1 muestra la localización geográfica de los sitio estudiados; distribuidos en 12 municipios del estado de Nuevo León, los cuales representan 7 de los 8 sistemas ecológicos mayores y 16 de los 19 tipos de vegetación reconocidos para el Estado.

En relación a la superficie analizada por sitio, el sistema ecológico matorral xerófilo fue el mejor representado con 4 tipos de vegetación considerando que el matorral submontano presenta las variantes subinorme e inorme, incluyendo un total de 10,408.93 ha; mientras que el sistema ecológico selva baja caducifolia representó la menor superficie con 39.48 ha (Tabla 5.1).

Tabla 5.1 Características geográficas de los sitios analizados.

| CLAVE SITIO | MUNICIPIO | LOCALIDAD | SISTEMA ECOLÓGICO | TIPO DE VEGETACION | SUPERFICIE (ha) | COORDENAS GEOGRAFICAS | |
|-------------|---------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|-----------------|-----------------------|-----------|
| | | | | | | LONGITUD | CALTUD |
| | Atilde | "Sierra La Silla" | M. Xerofilo | M Submontano | 4,777.83 | 100°02'37" | 25°20'44" |
| 2a | Aramberm | "Trinidad" | V Halofila | V Halofila | 1,790.54 | 100°09'08" | 24°06'58" |
| 2b | Aramberm | "Trinidad" | M. Xerofilo | Izotal | 126.62 | 100°10'41" | 24°04'00" |
| 3 | Aramberm | "San Juan y puentes" | B. Coníferas | B. de <i>Juniperus</i> | 117.73 | 100°04'00" | 24°04'48" |
| 4 | Aramberm | "Sandia El Grande" | M. Xerofilo | M. Rosetofilo | 1,885.96 | 100°06'01" | 24°13'32" |
| 5 | Dr. Arroyo | "Acuña" | M. Xerofilo | M. Des. Micr-Sub | 1,214.69 | 100°03'32" | 23°45'27" |
| 6 | Dr. Arroyo | "El Refugio de Apanoco" | Bosque Espinoso | Mezquital | 804.80 | 100°05'11" | 24°48'34" |
| 7a | Galeana | "Cerro El Potosi" | Chaparral | Mat. de Coníferas | 1,366.40 | 100°13'44" | 24'32'51" |
| 8 | García | "Cerro El Fraile" | B. Coníferas | Bosque de Pino | 665.28 | 100°06'02" | 25°52'46" |
| 9 | Dr. González | "Cerro El Peñon" | B. Encino | Bosque de Encino | 202.11 | 99°51'27" | 25°57'10" |
| 0a | Iturbide | "Purisima" | B. Coníferas | Bosque de Encino | 15.70 | 99°52'04" | 24°31'17" |
| 10b | Iturbide | "Purisima" | B. Encinos | B. de Encino-Pino | 11.41 | 99°50'23" | 24°28'57" |
| 10c | Iturbide | "Purisima" | B. Coníferas | Bosque de <i>Abies</i> | 765.93 | 99°50'22" | 24°29'29" |
| 11 | Linares | "Las Flores" | Selva Baja Caducifolia | Selva Baja Caducifolia | 39.48 | 99°10'04" | 25°01'36" |
| 2 | Mier y Norega | "San Elias" | M. Xerofilo | Izotal | 638.44 | 100°11'01" | 23°26'22" |
| 13 | Mier y Norega | "Pino del Campo" | Chaparral | Chaparral | 2,568.58 | 100°06'02" | 23°28'34" |
| 14 | Gral. Terán | "Vaquerías" | M. Xerofilo | M. Espinoso Tamaulipeco | 1,068.32 | 99°04'35" | 25°06'58" |
| 15 | Zaragoza | "Santa Marta" | B. Encino | Bosque de Encinos | 30.26 | 99°39'56" | 23'52'00" |
| 16a | Sabinas Hgo | "Cerro Picachos" | B. Coníferas | Bosque de Pino-encino | 49.71 | 99°59'35" | 26'13'33" |
| 16b | Sabinas Hgo | "Cerro Picachos" | M. Xerofilo | M. Submontano | 697.07 | 99°59'26" | 26'13'08" |

5.2 Sistemas Ecológicos

El criterio de análisis numérico que se siguió en el presente trabajo considera a la comparación de los tipos de vegetación por sistemas ecológicos; incluyéndose al matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia en un sólo grupo; dada su afinidad ecológica y florística. Por otra parte se analizaron por separado los sistemas ecológicos bosque de coníferas, bosque de encinos, chaparral y vegetación halófila.

El análisis de los índices de riqueza, diversidad, dominancia y estabilidad, se efectuó considerando el valor promedio de los individuos por hectárea, a fin de estandarizar las muestras (Tabla 5.2)

Tabla 5.2 Valores absolutos y promedios por unidad de superficie para cada fitocenosis analizada en el Estado de Nuevo León.

| CLAVE | SISTEMA ECOLÓGICO | Número de Especies | Número de Individuos | Promedio de Ind/ha. | # de transectos (50m ²) | m ² /Sitio |
|-------------------------------|---|--------------------|----------------------|---------------------|-------------------------------------|-----------------------|
| MATORRAL XERÓFILO | | | | | | |
| SITIO 1a | Matorral Submontano Subinerme | 15 | 170 | 251.85 | 9 | 450 |
| SITIO 16b | Matorral Submontano Inerme | 19 | 232 | 187.85 | 13 | 650 |
| SITIO 2b | Matorral Desértico Micrófilo con Izotes | 7 | 161 | 511.11 | 9 | 450 |
| SITIO 12 | Matorral Desértico Micrófilo con Izotes | 10 | 107 | 356.67 | 6 | 300 |
| SITIO 5 | Matorral Desértico Micrófilo Subinerme | 5 | 117 | 360.00 | 13 | 650 |
| SITIO 4 | Matorral Desértico Rosetófilo-Acaule | 20 | 122 | 122.00 | 10 | 500 |
| SITIO 14 | Matorral Espinoso Tamaulipeco | 6 | 124 | 375.76 | 11 | 550 |
| BOSQUE ESPINOSO | | | | | | |
| SITIO 6 | Mezquital | 8 | 122 | 234.62 | 13 | 650 |
| SELVA BAJA CADUCIFOLIA | | | | | | |
| SITIO 11 | Selva Baja Caducifolia | 9 | 89 | 152.14 | 13 | 650 |
| BOSQUE DE CONIFERAS | | | | | | |
| SITIO 8 | Bosque de Pino | 3 | 54 | 720.00 | 5 | 250 |
| SITIO 16a | Bosque de Pino-encino | 2 | 40 | 800.00 | 5 | 250 |
| SITIO 10c | Bosque de Oyamel (<i>Abies</i> spp) | 6 | 92 | 340.74 | 9 | 450 |
| SITIO 3 | Bosque de Tascate (<i>Juniperus</i> spp) | 2 | 19 | 211.11 | 9 | 450 |
| BOSQUE DE ENCINOS | | | | | | |
| SITIO 10a | Bosque de Encino | 7 | 50 | 285.71 | 5 | 250 |
| SITIO 10b | Bosque de Encino-pino | 6 | 21 | 175.00 | 4 | 200 |
| SITIO 9 | Bosque de Encino | 5 | 47 | 376.00 | 5 | 250 |
| SITIO 15 | Bosque de Encino | 13 | 266 | 454.70 | 9 | 450 |
| CHAPARRAL | | | | | | |
| SITIO 13 | Chaparral | 10 | 143 | 357.50 | 8 | 400 |
| SITIO 7a | Matorral de Coníferas | 4 | 57 | 259.09 | 11 | 550 |
| VEGETACIÓN HALÓFILO | | | | | | |
| SITIO 2a | Vegetación Halófila | 6 | 51 | 188.90 | 9 | 450 |

5.2.1 Sistema ecológico matorral xerófilo.

5.2.1.1 Índice de riqueza de especies.

Se analizaron 9 sitios comprendiendo 5 tipos de matorral xerófilo, uno de bosque espinoso y uno de selva baja caducifolia de los cuales el matorral desértico roseto-filo-acaule (Sitio 4) destacó como el tipo de vegetación con mayor número de especies (20); mientras que el matorral desértico micrófilo subinerme (Sitio 5) mostró el número más bajo de especies (5); como lo indica el índice de Margalef, correspondiendo valores de 15.196 y -0.966, respectivamente (Tabla 5.3).

Tabla 5.3 Valores determinados para las fitocenosis analizadas por los índices de riqueza, diversidad, diversidad, dominancia y estabilidad

| CLAVE | SISTEMA ECOLÓGICO | Número de Especies | Número de Individuos | RIQUEZA | | DIVERSIDAD | | DOMINANCIA | | ESTABILIDAD | |
|-------------------------------|---|--------------------|----------------------|----------|----------------|----------------|----------------------|------------|-----------------------------|-------------|--------------------------|
| | | | | MARGALEF | Marg=(S-1)/LnN | SHANNON-WIENER | H' = -SUMA pi * lnpi | SIMPSON | D= SUMA (ni(ni-1))/(N(N-1)) | WILLIAMSON | MEDIA ln (var ln (ni+1)) |
| MATORRAL XERÓFILO | | | | | | | | | | | |
| SITIO 1a | Matorral Submontano Subinierme | 15 | 170 | 9.232 | 1.785 | 0.298 | -0.569 | | | | |
| SITIO 16b | Matorral Submontano Inierme | 19 | 232 | 13.773 | 2.049 | 0.242 | 1.300 | | | | |
| SITIO 2b | Matorral Desértico Microfillo con Izotes | 7 | 161 | 0.763 | 1.269 | 0.398 | -0.727 | | | | |
| SITIO 12 | Matorral Desértico Microfillo con Izotes | 10 | 107 | 4.123 | 1.894 | 0.191 | -1.214 | | | | |
| SITIO 5 | Matorral Desértico Microfillo Subinierme | 5 | 117 | -0.966 | 1.054 | 0.403 | -3.837 | | | | |
| SITIO 4 | Matorral Desértico Rosetófilo-Acaule | 20 | 122 | 15.196 | 2.458 | 0.119 | -1.557 | | | | |
| SITIO 14 | Matorral Espinoso Tamaulipeco | 6 | 124 | 0.071 | 0.767 | 0.617 | -0.740 | | | | |
| BOSQUE ESPINOSO | | | | | | | | | | | |
| SITIO 6 | Mezquiteal | 8 | 122 | 2.542 | 0.782 | 0.667 | 0.560 | | | | |
| SELVA BAJA CADUCIFOLIA | | | | | | | | | | | |
| SITIO 11 | Selva Baja Caducifolia | 9 | 89 | 3.808 | 1.476 | 0.268 | 1.618 | | | | |
| BOSQUE DE CONIFERAS | | | | | | | | | | | |
| SITIO 8 | Bosque de Pino | 3 | 54 | -3.579 | 0.989 | 0.410 | -2.406 | | | | |
| SITIO 16a | Bosque de Pino-encho | 2 | 40 | -4.685 | 0.199 | 0.905 | -0.454 | | | | |
| SITIO 3 | Bosque de Oyamel (<i>Abies</i> spp) | 2 | 19 | -3.470 | 0.689 | 0.534 | -1.694 | | | | |
| SITIO 10c | Bosque de Tascate (<i>Juniperus</i> spp) | 6 | 92 | 0.169 | 0.772 | 0.658 | -0.472 | | | | |
| BOSQUE DE ENCINOS | | | | | | | | | | | |
| SITIO 10a | Bosque de Encino | 7 | 50 | 1.365 | 1.570 | 0.276 | -2.174 | | | | |
| SITIO 10b | Bosque de Encino-Pino | 6 | 21 | 0.835 | 1.517 | 0.260 | -1.860 | | | | |
| SITIO 9 | Bosque de Encino | 5 | 47 | -0.930 | 1.122 | 0.432 | -1.330 | | | | |
| SITIO 15 | Bosque de Encino | 13 | 266 | 6.880 | 1.885 | 0.213 | -0.891 | | | | |
| CHAPARRAL | | | | | | | | | | | |
| SITIO 13 | Chaparral | 10 | 143 | 4.121 | 2.076 | 0.151 | -1.299 | | | | |
| SITIO 7a | Matorral de Coníferas | 4 | 57 | -1.557 | 0.593 | 0.719 | 0.742 | | | | |
| VEGETACIÓN BALOFLA | | | | | | | | | | | |
| SITIO 2a | Vegetación Halofla | 6 | 51 | 1.759 | 0.696 | 0.689 | -1.286 | | | | |

5.2.1.2 Modelos de abundancia.

Los valores de los modelos de distribución de abundancia revisados para estas fitocenosis ajustaron a los modelos descritos por las series logarítmica y log-normal, con excepción del matorral desértico rosetófilo-acaule (Sitio 4) y el matorral submontano inerme (Tabla 5.4).

En el caso del modelo de la barra fraccionada sólo 5 de las 9 fitocenosis mostraron ajuste, mientras que para la serie geométrica sólo se ajustaron el matorral desértico micrófilo con izotes (Sitio 12) y el matorral desértico rosetófilo-acaule (Sitio 4) (Tabla 5.4).

Tabla 3.4 Resultados del ajuste de 4 modelos de diversidad-abundancia en 20 comunidades vegetales del Estado de Nuevo León.

| CLAVE | SISTEMA ECOLÓGICO | Número de Especies | Número de Individuos | MODELO DE LA BARRA FRACCIONADA | MODELO DE LA DISTRIBUCIÓN GEOMÉTRICA | MODELO DE LA SERIE LOGARÍTMICA | MODELO DE LA DISTRIBUCIÓN LOG-NORMAL |
|-------------------------------|---|--------------------|----------------------|--------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|
| MATORRAL XERÓFILO | | | | | | | |
| SITIO 1a | Matorral Submontano Subinermes | 15 | 170 | SI | NO | SI | SI |
| SITIO 16b | Matorral Submontano Inermes | 19 | 232 | SI | NO | NO | SI |
| SITIO 2b | Matorral Desértico Microfillo con Izotes | 7 | 161 | NO | NO | SI | SI |
| SITIO 12 | Matorral Desértico Microfillo con Izotes | 10 | 107 | SI | SI | SI | SI |
| SITIO 5 | Matorral Desértico Microfillo Subinermes | 5 | 117 | NO | NO | SI | SI |
| SITIO 4 | Matorral Desértico Rosetófilo-Acaule | 20 | 122 | SI | SI | SI | NO |
| SITIO 14 | Matorral Espinoso Tamaulipeco | 6 | 124 | NO | NO | SI | SI |
| BOSQUE ESPINOSO | | | | | | | |
| SITIO 6 | Mezquital | 8 | 122 | NO | NO | SI | SI |
| SELVA BAJA CABUCIFOLIA | | | | | | | |
| SITIO 11 | Selva Baja Caducifolia | 9 | 89 | SI | SI | SI | SI |
| BOSQUE DE CONIFERAS | | | | | | | |
| SITIO 8 | Bosque de Pino | 3 | 54 | NO | NO | SI | SI |
| SITIO 16a | Bosque de Pino-encino | 2 | 40 | NO | NO | NO | SI |
| SITIO 3 | Bosque de Oyamel (<i>Ilex</i> spp) | 2 | 19 | NO | NO | SI | SI |
| SITIO 10c | Bosque de Tascate (<i>Juniperus</i> spp) | 6 | 92 | NO | NO | SI | NO |
| BOSQUE DE ENCINOS | | | | | | | |
| SITIO 10a | Bosque de Encino | 7 | 50 | SI | SI | SI | SI |
| SITIO 10b | Bosque de Encino-pino | 6 | 21 | SI | SI | SI | SI |
| SITIO 9 | Bosque de Encino | 5 | 47 | NO | SI | SI | SI |
| SITIO 15 | Bosque de Encino | 13 | 266 | SI | NO | SI | SI |
| CHAPARRAL | | | | | | | |
| SITIO 13 | Chaparral | 10 | 143 | SI | NO | NO | SI |
| SITIO 7a | Matorral de Coníferas | 4 | 57 | NO | NO | SI | SI |
| VEGETACIÓN HALÓFILO | | | | | | | |
| SITIO 2a | Vegetación Halófila | 6 | 51 | NO | NO | SI | NO |

NOTA. SI: existe ajuste al modelo.

NO: no existe ajuste al modelo.

5.2.1.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

Los índices de Shannon-Wiener y Simpson indican la diversidad y dominancia, respectivamente; correspondiendo a un mayor valor del índice de Shannon una mayor diversidad, mientras que el índice de Simpson manifiesta a mayor valor una mayor dominancia.

El valor más alto del índice de Shannon-Wiener correspondió al tipo de vegetación matorral desértico rosetófilo-acaule (Sitio 4) con un valor de 2.458; siendo el mezquital, con 0.782, el tipo de vegetación que exhibió el valor más bajo (Tabla 5.3) indicando la más alta y baja diversidad de especies, respectivamente.

Por otra parte, respecto al índice de dominancia de Simpson el mezquital observó el máximo valor, significando la mayor dominancia. Mientras que el matorral desértico rosetófilo-acaule (Sitio 4) exhibió con 0.119 la menor dominancia (Tabla 5.3).

5.2.1.4 Índice de estabilidad

La estabilidad ecológica es según el índice de Williamson inversamente proporcional al valor del índice. De esta manera, el matorral desértico micrófilo subinerme (Sitio 5) fue la fitocenosis más estable con -3.837, mientras que el mezquital (Sitio 6), con -0.569, fue la comunidad menos estable (Tabla 5.3).

5.2.2 Sistema ecológico bosque de coníferas

5.2.2.1 Índice de riqueza de especies.

Este sistema ecológico está representado por 4 tipos de vegetación, de las cuales el bosque de *Juniperus* (Sitio 10c) fue el que mostró mayor número de especies (6); mientras que el bosque de pino-encino (Sitio 16a) con sólo 2, fue el menos rico en especies como lo indican los resultados del índice de Margalef, con 0.169 y -4.685, respectivamente (Tabla 5.3).

5.2.2.2 Modelos de abundancia.

El modelo de la serie log-normal y logarítmica se ajustaron para los tipos de vegetación (Sitios 8,16 y 3) y (Sitios 8, 3 y 10c) respectivamente para este sistema ecológico. Para el caso de la distribución geométrica y el modelo de la barra fraccionada no existió ajuste.

5.2.2.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

Los resultados reportados por el índice de Shannon-Wiener arrojó valores de 0.989 para el bosque de pino (Sitio 8), distinguiéndola como la más diversa. Contrariamente, el bosque de pino-encino (Sitio 16a) con valores de 0.199, fue la comunidad menos diversa.

En relación a los valores presentados para la dominancia en referencia al índice de Simpson, se encontró que el mayor valor, 0.905, ubica a la comunidad de bosque de pino-encino (Sitio 16a) como la más dominante.

Por el contrario, el bosque de pino (Sitio 8) fue, con 0.410, la fitocenosis menos dominante (Tabla 5.3).

5.2.2.4 Índice de estabilidad.

El bosque de pino (Sitio 8) obtuvo el menor valor del índice de Williamson, con -2.406, distinguiéndose como la fitocenosis más estable, mientras que el bosque de pino-encino (Sitio16a) fue, con -0.454, la fitocenosis menos estable (Tabla 5.3).

5.2.3 Sistema ecológico bosque de encinos

5.2.3.1 Índice de riqueza de especies.

De las 4 comunidades vegetales presentes en este sistema ecológico, el bosque de encinos (Sitio 15), obtuvo el mayor valor de riqueza con 6.880, mientras que el bosque de encino (Sitio 9) con -0.930 fue el más bajo y por consiguiente el menos rico específicamente (Tabla 5.3).

5.2.3.2 Modelos de abundancia.

El modelo de la serie logarítmica y distribución log-normal se ajustaron a las 4 comunidades de este sistema ecológico (Tabla 5.4).

El tipo de vegetación bosque de encino y encino-pino (Sitio 10a y 10b) presentaron ajuste tanto para la serie geométrica como para la barra fraccionada.

5.2.3.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

Los valores estimados por el índice de Shannon-Wiener mostraron al bosque de encino (Sitio 15), con 1.885, como la fitocenosis más diversa y al bosque de encino (Sitio 9), con 1.122, como la menos diversa (Tabla 5.3).

Por su parte el índice de Simpson arrojó al bosque de encino (Sitio 9) como la fitocenosis con mayor dominancia y al bosque de encino (Sitio 15) como la menos dominante, con valores de 0.432 y 0.213, respectivamente (tabla 5.3).

5.2.3.4 Índice de estabilidad

La mayor estabilidad mostrada en este sistema ecológico la presentó el bosque de encino (Sitio 10a) con un valor de -2.174 mientras que la fitocenosis menos estable fue, con -0.891, el bosque de encino (Sitio 15) (Tabla 5.2).

5.2.4 Sistema ecológico chaparral

5.2.4.1 Índice de riqueza de especies.

De las únicas comunidades analizadas del sistema ecológico chaparral, la fitocenosis del mismo nombre (Sitio 13) observó según el índice de Margalef con 4.121, la mayor riqueza específica; mientras que el matorral de coníferas (Sitio 7a) fue, con -1.557 la fitocenosis con menos riqueza (Tabla 5.3).

5.2.4.2 Modelos de abundancia.

Ambas fitocenosis, chaparral y matorral de coníferas, mostraron ajuste a la distribución log-normal, mientras que el chaparral (Sitio 13), observó ajuste sólo a la barra fraccionada (Tabla 5.4)

5.2.4.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

La mayor diversidad, según el índice de Shannon-Wiener fue mostrada por el chaparral (Sitio 13). Por el contrario, el chaparral fue según el índice de Simpson, la

comunidad menos dominante con un valor de 0.719, correspondiendo al matorral de coníferas (Sitio 7a), con 0.719, la más dominante (Tabla 5.3).

5.2.4.4 Índice de estabilidad

Los resultados arrojados por el índice de Williamson para las dos fitocenosis de este sistema ecológico, mostraron a la comunidad de chaparral (Sitio 13) con un valor de -1.299 como la más estable . Contrariamente, la menos estable resultó con -0.742 el matorral de coníferas (Sitio 7a) (Tabla 5.3).

5.2.5 Sistema ecológico vegetación halófila.

5.2.5.1 Índice de riqueza de especies.

Este sistema ecológico está representado en el presente estudio por una sola comunidad vegetal en la que se encontraron un total 6 especies con 51 individuos y un valor de 1.759 para el índice de Margalef (Tabla 5.3).

5.2.5.2 Modelos de abundancia.

El único modelo que presentó ajuste para la vegetación halófila (Sitio 2a), fue la serie logarítmica (Tabla 5.4).

5.2.5.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

Los valores de los índices presentados por Shannon-Wiener y Simpson fueron para esta fitocenosis de 0.696 y 0.689, respectivamente (Tabla 5.3).

5.2.5.4 Índice de estabilidad.

El valor del índice de Williamson obtenido para la vegetación halófila fue de -1.286, (Tabla 5.3).

5.3 Comparación de los 16 tipos de vegetación estudiados.

5.3.1 Índice de riqueza de especies.

La comparación de todas las comunidades vegetales destacó al matorral xerófilo como el sistema ecológico con más riqueza, puesto que fue el que presentó los mayores valores del índice de Margalef y específicamente en el matorral desértico rosetófilo-acaulo (Sitio 4) con 15.196 como el mayor. Caso contrario, el sistema ecológico con menor riqueza fue el bosque de coníferas con un valor de -4.685 para el bosque de pino-encino (Tabla 5.3) (Figura 5.1).

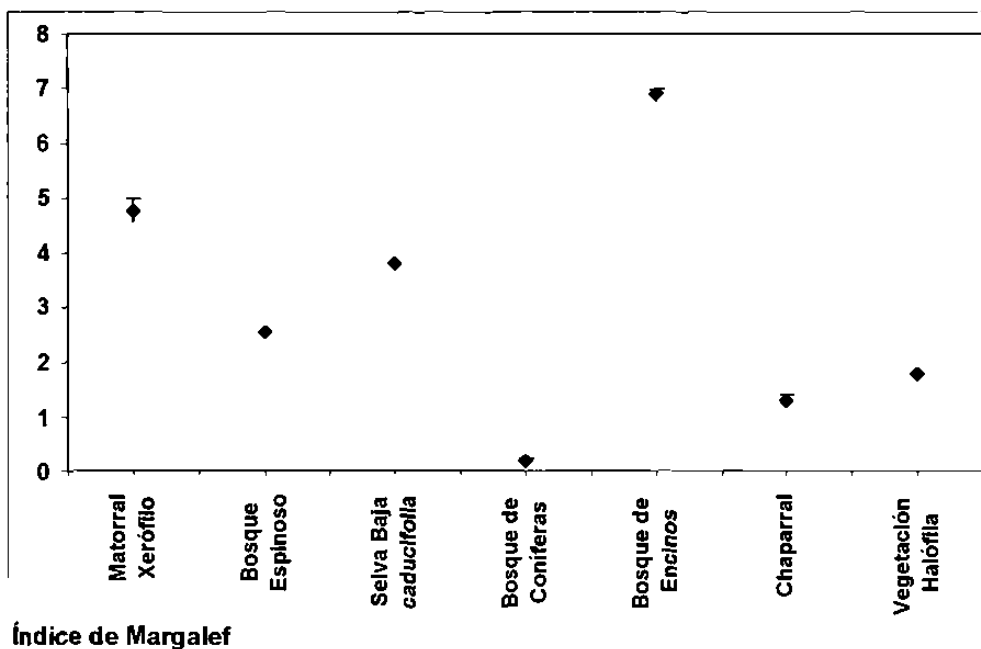


Figura 5.1 Comparación de los promedios para el índice de Margalef de los tipos de vegetación de los distintos sistemas ecológicos ($P \leq 0.05$) mostrando la dispersión de los datos observados.

5.3.2 Modelos de abundancia.

Los modelos que más ajuste presentaron a los 20 sitios de muestreo, fueron la serie logarítmica y la distribución log-normal que se ajustaron a 17 tipos de vegetación, respectivamente y contrariamente el modelo para el que menos tipos de vegetación mostraron ajuste fue la distribución geométrica, presentando ajuste solamente a 6 tipos de vegetación (Tabla 5.4).

5.3.3 Índices de diversidad y dominancia proporcional por sitio.

El valor presentado por el índice de Shannon-Wiener para indicar la mayor riqueza de todas las fue el matorral desértico rosetófilo-acaule (Sitio4), correspondiendo esta misma al de menor dominancia en el índice de Simpson, con valores de 2.458 y 0.119, respectivamente. De igual forma para los valores tanto de riqueza como dominancia, la asociación del bosque de pino-encino con 0.119 y 0.905, respectivamente, mostró ser la menos diversa y más dominante de las fitocenosis estudiadas (Tabla 5.3) (Figuras 5.2 y 5.3).

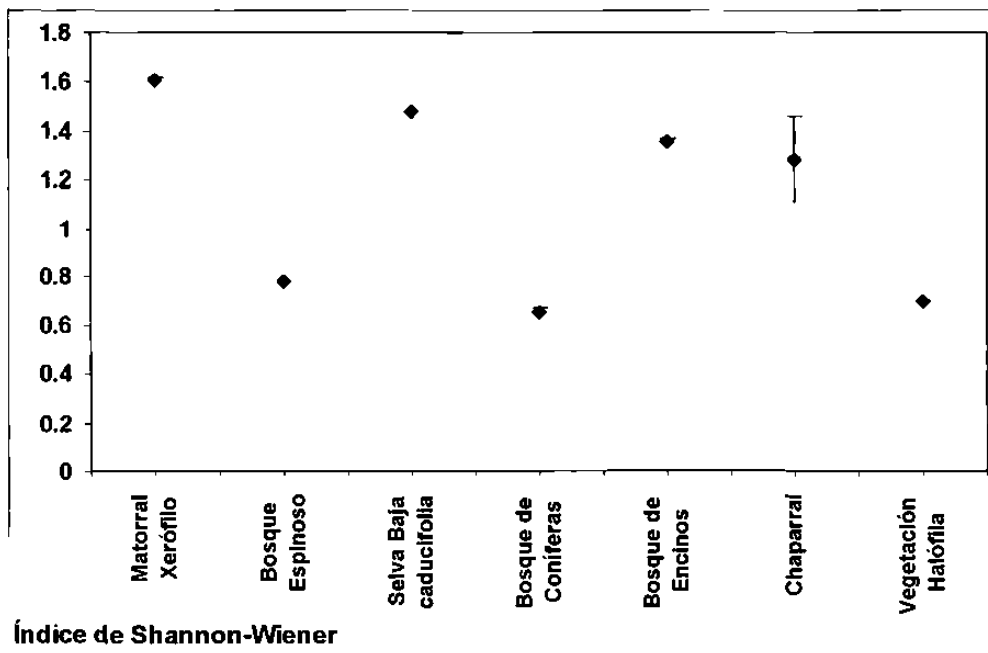


Figura 5.2 Comparación de los promedios para el índice de Shannon-Weiner de los tipos de vegetación de los distintos sistemas ecológicos ($P \leq 0.05$) mostrando la dispersión de los datos observados.

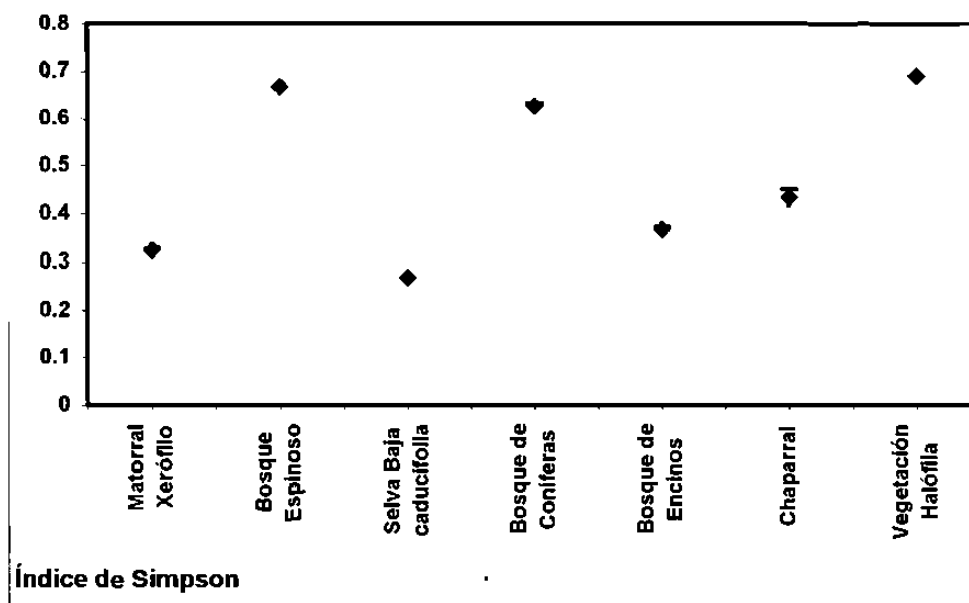


Figura 5.3 Comparación de los promedios para el índice de Simpson de los tipos de vegetación de los distintos sistemas ecológicos ($P \leq 0.05$) mostrando la dispersión de los datos observados.

5.3.4 Índice de estabilidad.

De los 5 grupos de vegetación evaluados el matorral xerófilo fue el que mostró el valor más estable, representado por el matorral desértico micrófilo subinerme (Sitio 5) con un valor de -3.837, el cual contrastó con el sistema ecológico bosque de coníferas, para el bosque de pino-encino (Sitio 16a) como el menos estable con valor de -0.454 (Tabla 5.3

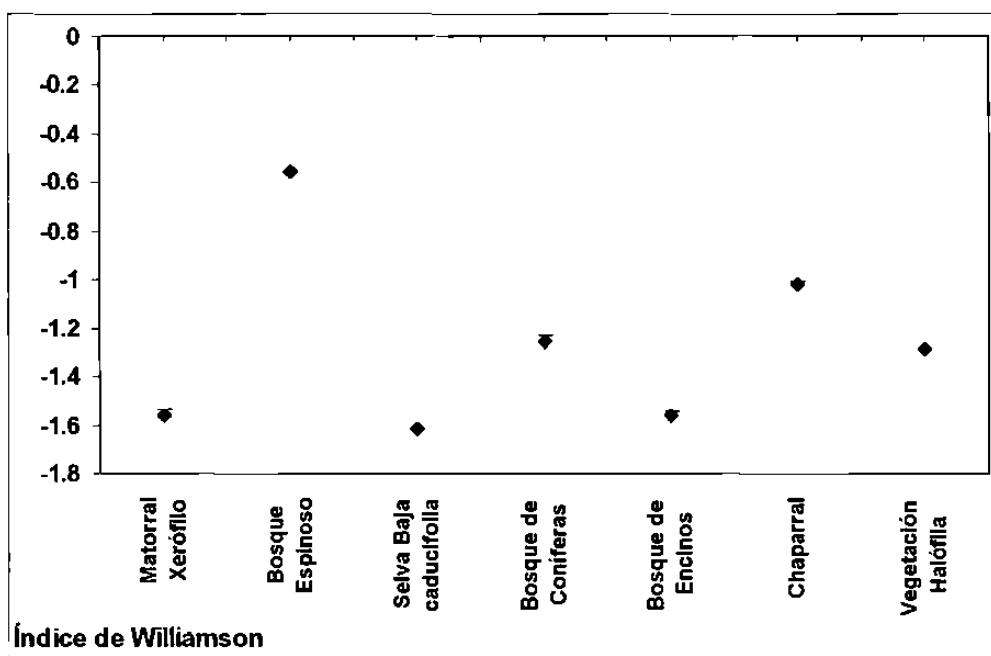


Figura 5.4 Comparación de los promedios para el índice de Williamson, de los tipos de vegetación de los distintos sistemas ecológicos ($P \leq 0.05$) mostrando la dispersión de los datos observados.

6 DISCUSION.

Las estrategias para la conservación ecológica pueden mejorarse si se incrementa el conocimiento sobre la abundancia relativa de las especies (García, 1991), en este sentido el presente trabajo analizó el número de especies que dominan el paisaje, distribución y abundancia de 15 tipos de vegetación del estado de Nuevo León

Los científicos generalmente entienden por biodiversidad la abundancia relativa de las especies, basados en la idea de que ellas tienen derecho a vivir o que tienen alguna utilidad para el ser humano (Magurran, 1988), en este contexto la selección de reservas naturales para diseñar áreas protegidas, busca proteger áreas de gran riqueza de especies. Bajo esta óptica, la conservación de áreas importantes pero que no son ricas en especies, se ve muy poco favorecida.

En relación a la selección de sitios con escasa perturbación se detectó que para el sistema ecológico bosque de coníferas, las comunidades de pino-encino sin perturbación fueron las más escasas. Asimismo las comunidades de bosque mesófilo de montaña localizadas, según el criterio de INEGI (1978), en pequeñas áreas de la Sierra Madre Oriental al sur de Nuevo León, no se encontraron aun recorridos exhaustivos.

Los tipos de vegetación del sistema ecológico bosque de coníferas exigieron menor intensidad de muestreo, siendo el de bosque pino con 250 m² el que menos transectos requirió para representar a su diversidad vegetal dominante.

En relación a la diversidad, el índice de Shánnon-Weiner mostró que no existe diferencia significativa entre los sitios de muestreo relacionados por su afinidad ecológica, lo que explica la similar riqueza de los demás tipos de vegetación relacionados, a excepción del sistema ecológico chaparral, ya que el matorral de

coníferas fue en relación al chaparral, menos diverso, observando valores de 0.593 y 2.076, respectivamente (tabla 5.3).

Los trabajos de campo demostraron que son escasas las áreas silvestres no alteradas y representativas de la vegetación en Nuevo León, tal es el caso del bosque mesófilo de montaña, la selva baja caducifolia y el matorral de coníferas que por su extensión restringida y la presión de actividades antropogénicas, su tendencia es hacia la desaparición.

Otra característica observada como resultado de esta investigación es la presión continua que se está ejerciendo sobre comunidades como los matorrales espinoso tamaulipeco, submontano y los bosques de coníferas en sus diferentes variantes, siendo este último sistema ecológico el que más dificultad presento para detectarlo en condiciones de escaso deterioro.

Se detecto durante los trabajos de campo que las comunidades vegetales antes mencionadas tienden a un franco decline en cuanto a diversidad se refiere, esto referido a la extracción selectiva de especies de interés comercial y el establecimiento de masas inducidas hacia el manejo de unas pocas especies.

Organismos internacionales consideran como prioritario la conservación de ecosistemas representativos bajo un sistema de áreas silvestres con características de escaso deterioro tratando de evitar que desaparezcan tipos de vegetación como los aun presentes en el estado de Nuevo León.

Sistema ecológico matorral xerófilo.

Los matorrales xerófilos, que fueron los que presentaron el mayor número de especies de todas las fitocenosis estudiadas, como lo indican las curvas especies-área correspondientes (Anexo 1.1), mostraron los mayores valores principalmente en las comunidades de matorral submontano en sus diferentes variantes: inerme y subinerme, correspondiendo a un rango de 15 a 20 especies por sitio para los más diversos (Sitios 1a, 16b y 4) los cuales alcanzaron tamaños de muestra de hasta 13 transectos, lo que equivale a 650 m².

Por otra parte, los sitios de menor riqueza del matorral xerófilo (Sitios 5, 14 y 2b), exhibieron los valores más bajos de diversidad, sobresaliendo el matorral desértico micrófilo subinerme, que exigió un tamaño de muestra de 13 transectos (650 m²) al igual que uno de los más diversos (sitio 16b).

Otro de los aspectos importantes a señalar de este sistema ecológico es que la vegetación del matorral desértico rosetófilo-acaule (sitio 4) (tabla 5.3), fue la que mostró los máximos valores de riqueza y diversidad, así como la menor dominancia de todos los tipos de vegetación comparados, siendo las especies del estrato bajo (1-2 m) de esta fitocenosis (sitio 4), las que fueron más abundantes (Anexo 1.1).

Sistema ecológico bosque espinoso.

El mezquital, considerado por Rzedowski (1978 en Flores y Gerez, 1994), como un tipo de vegetación del sistema ecológico bosque espinoso, es incluido por INEGI, (1988 en Flores y Gerez, 1994) como parte de los tipos de vegetación selva baja caducifolia y matorral xerófilo, lo que genera confusiones de nomenclatura entre especialistas y manejadores de recursos naturales (1988 en Flores y Gerez 1994).

El mezquital (sitio 6) (tabla 5.3), se encontró en una condición de franco desarrollo tendiente a la madurez por la presencia de una gran cantidad de individuos del estrato medio (2-4 m) de la especie dominante *Prosopis laevigata* (anexo 1.1) que por su porte arbóreo y lento crecimiento, es de esperarse un incremento en cantidad del estrato alto en un tiempo relativamente largo.

En la comparación efectuada para el caso de los índices de riqueza, dominancia, abundancia y estabilidad donde se agrupó al mezquital con los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos de matorral xerófilo y selva baja caducifolia; éste, destacó como el menos diverso y más dominante (tabla 5.3), resultado de la dominancia fisonómicas y numérica del *P. laevigata* en la comunidad.

Sistema ecológico selva baja caducifolia.

La selva baja caducifolia clasificada por INEGI (1988) se localizó en los márgenes del río "Conchos" del municipio de Linares; N.L. (Cantú *et al*, 1997), la cual, dadas las condiciones propias del sitio, podría clasificarse como un tipo especial de matorral espinoso tamaulipeco. Sin embargo, los individuos de la especie *Pithecellobium ebano* en esta fitocenosis presentaron características peculiares, tales como: talla exuberante, desarrollo de contrafuertes y presencia de trepadoras, debido a la influencia del río en su crecimiento.

Los valores intermedios que presentó la selva baja caducifolia para los índices de riqueza, abundancia, dominancia y estabilidad, ubicaron a este tipo de vegetación como intermedia entre los sistemas ecológicos, mezquital y selva baja caducifolia.

Sistema ecológico bosque de coníferas.

Los bosques de coníferas fueron los que presentaron mayor dificultad para localizarlos en condiciones pristinas. Cabe mencionar que para el caso del bosque de pino se localizaron dos localidades (sitio 8 y 16a), clasificadas así por la cartografía temática correspondiente de INEGI (1974). No obstante, tras el análisis de los datos del sitio 16a se detectó que dada su composición florística correspondía a un bosque de pino-encino, motivo por el cual fue así clasificado.

La característica que más destacó de este sistema ecológico fue que los valores de diversidad y riqueza fueron los más bajos de entre todas las fitocenosis analizadas. Por el contrario, la fitocenosis bosque de pino-encino (sitio 16a), fue la más dominante.

Sistema ecológico bosque de encinos.

En este sistema ecológico se presentó también una confusión de nomenclatura ya que el bosque de tascate (*Juniperus* spp.), se considera como una comunidad vegetal propia del bosque de encinos (Rzedowski, 1983). Sin embargo, dado que se trata de una conífera, se podría considerar como un tipo de vegetación propio del sistema ecológico bosque de coníferas.

Sistema ecológico chaparral.

Un rasgo sobresaliente del sistema ecológico chaparral, fueron los contrastantes resultados que exhibieron sus fitocenosis: chaparral y matorral de coníferas, para todos los índices calculados.

El porte de la mayoría de las especies más abundantes del chaparral (6 especies), se concentró en el estrato bajo (1-2 m) mostrando mayor heterogeneidad fisonómica y

numérica, mientras que el matorral de coníferas fue similar pero concentrada en una sola especie dominante: el *Pinus culminicola*.

Sistema ecológico vegetación halófila.

Esta comunidad vegetal mostró fisonómicamente una baja diversidad, dada por el porte de la mayoría de las especies, con la dominancia de *Atriplex canescens* sobre todos los demás componentes florísticos.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Aymard, G. & Cuello, N. 1995. The 0.1 Hectare Methodology: A method for Rapid Assessment of wood Plant Diversity. Handout. 7(1):16pp.
- Banda, S. R. 1974. "Contribución al conocimiento de los encinos del Estado de Nuevo León" Tesis de Licenciatura. U.A.N.L., Facultad de Ciencias Biológicas, Monterrey, N.L. México.
- Braun, Blanquet J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H Blume, Ediciones. Madrid, España.
- Benítez, H. y E. Loa. 1996. Regiones Prioritarias para la Conservación en México. Biodiversitas, 2(9): 7-10.
- Clarke, G. L. 1971. "Elementos de ecología" 4a. Edición. Ediciones Omega S. A. Barcelona.
- Dale, V. Offerman, H Frohn, R. & Gardner, R. 1994. " Landscape characterization and biodiversity assessment" in Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest. 1994. 47-66.
- Daubenmire, R.F. 1979. "Ecología vegetal (Tratado de Autoecología de Plantas)". Editorial Limusa. México D.F. México.
- DETENAL 1978. "Instructivo para la elaboración de la carta uso del suelo, escala 1:11:1'000,000". 10 p.
- Estrada C. E. A. y Marroquín, J.S. 1993 "Leguminosas en el centro-sur de Nuevo León". Reporte Científico Numero Especial 10. U.A.N.L. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N.L. México.
- Flores, O y Gerez, P. 1994. "Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo". U.A.N.M. México.
- Foroughbakhch, R. y Heiseke. D. 1990. "El matorral como recurso forestal". U.A.N.L., Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N.L., México.
- Foroughbakhch, R. y Heiseke. D. 1990. "Manejo silvícola del Matorral: Raleo, enriquecimiento y regeneración controlada", Reporte Científico No. 19. U.A.N.L. Facultad de Ciencias Forestales.

- Foster, R. 1993. "Rapid Quantitative Sampling of vegetation without using plots". Biodiversity Monitoring Course.
- García, E. 1981. "Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen. Instituto de Geografía U.N.A.M.
- García et al. 1991. "Biología y conservación: métodos y técnicas Para determinar la biodiversidad en la Laguna Madre, Tamaulipas" SEDUE, DUMAC, Tecnológico de Monterrey y U.S Fish & Wildlife Service (Reservas ecológicas servicios de adiestramiento) Informe Final. Monterrey, N.L., México.
- García, J. 1999. "Caracterización del matorral con condiciones pristinas en el área de Linares, N.L. México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales de la U.A.N.L., Linares, N.L. México.
- García, M. 1996. "Análisis de la cubierta vegetal y propuesta para la zonificación ecológica del cerro el Potosí Galeana, N.L., México.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G., O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecol.* 1: 19-28.
- González, M. 1996. Análisis de la vegetación secundaria de linares, N.L. México. Tesis de maestría, Fac. de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N.L. México. 103 págs.
- Halffter G, 1994. Conservación de la biodiversidad: Un reto de fin de siglo. *CONABIO.* :1-343.
- INEGI. 1989. Guía para la interpretación de cartografía. Uso del suelo" México.
- Jhon Mackinnon et al 1990. "Manejo de áreas protegidas en los trópicos" Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales, Gland, Suiza.
- Jurado Y.E 1986. "Asociación entre especies, factores edáficos, topográficos y perturbación en la vegetación remanente del terreno universitario uanl-Linares, N.L.," Tesis Licenciatura. Universidad del Noreste (Escuela de Ciencias Biológicas). Tampico, Tamps, México.
- Klopatek, J. M., Krummel, J. R., Mankin, J. B., O'Neill, R. B.V. 1983. A theoretical approach to regional environmental conflicts. *J. Environ. Manage.* 16: 1-15.
- López et al. 1991. "Manual de ecología". Editorial Trillas. México, D.F. México.

- Madrigal, X., Takaki, F. y Sanchez, J. 1970. Instructivo para la caracterización ecológica de los sitios de muestreo del estudio ecológico-forestal del eje neovolcánico. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maldonado, L. et. al. 1973. "Coeficientes de agostadero de la República Mexicana. Estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, COTECOCA, SAG. México.
- Margalef, R. 1983. "Ecología" Ediciones Omega, S.A.
- Marques et al. 1989. "Información básica sobre las áreas Naturales protegidas de México". SEDUE, Subsecretaría de Ecología.
- Marroquín F. R. A. 1985. "El Género Quercus L. Al noreste del Estado De Nuevo León". Tesis de Licenciatura. U.A.N.L., Facultad de Ciencias Biológicas, Monterrey, N.L., México.
- Marroquin, J.S. 19. - "Datos botánicos de los cañones orientales de la sierra de Anahuac, al sur de Monterrey, N.L., México" Cuaderno del Instituto de Investigaciones Científicas, No. 14, Universidad de Nuevo León. Monterrey, N.L., México.
- Miranda, F y Hernández X. E. 1963. "Los tipos de vegetación de México y su clasificación". Instituto de Biología de la UNAM y Escuela Nacional de Agricultura. Boletín de la Sociedad Botánica de México No. 28. México, D.F. México.
- Mittermeier, R.A. y C. Goettsch de M. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México Pp: 63-73. En México ante los retos de la Biodiversidad. CONABIO. :1-343.
- Noss, R. F. 1989 Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, Volume 4, No. 4.
- Pase, Ch. 1987. Community structure analysis- a Rapid effective range condition estimator for Semi-arid.Ranges. en Estrategias de clasificación y manejo de vegetación silvestre para la producción de alimentos en zonas áridas. Tucson, Arizona.
- Pielou, E.C. 1994. "Biodiversity versus old-style diversitu: measuring biodiversity for conservation" in *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest*. 1994. 5-18.

- Poore, M.E. D. 1962. "The method of successive approximation in Descriptive ecology". *Advances in Ecological Research*, Volume 1. Botany Department. Lumpur, Malaya.
- Reid, N. y Alanis, G. 1997. Nuevas ideas para la enseñanza de la dinámica de la vegetación en el manejo de pastizales". Ponencia en el curso de manejo de pastizales en U.A.A.A.N., Saltillo, México.
- Rice, B., Westoby, M. 1983. Plant species richness at the 0.1 hectare scale in Australian egeation compared to other continents. *Vegetation*. W. Junk Publishers. The Hague, Netherlands 52: 129-140
- Rodríguez et al. 1988. "Arboles y arbustos del municipio de Marin, N.L., México". *Temas Didácticos*. U.A.N.L.
- Rodríguez G. A. 1994. "Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arborea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L. México. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias Biológicas, U.A.N.L., México 113 pags.
- Rodríguez y R. G. A. "Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) De dos comunidades de matorral espinoso Tamaulipeco en Linares, N.L., México". Tesis de Licenciatura. U.A.N.L. Facultad de Ciencias Biológicas, San Nicolás de los Garza, N.L., México.
- Rojas-Mendoza, P. 1965. "Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León". Tesis Doctoral. Fac. de Ciencias de la U.N.A.M. México. 123 págs.
- Romanini, C. 1981. "Ecotecnicas para el trópico húmedo (con especial referencia a México y Latinoamérica)". Centro de Ecodesarrollo. México, D.F. México.
- Rzedowski, J. 1962. "Contribuciones a la fitogeografía Florística e histórica de México. Y. algunas consideraciones acerca del elemento endemico de la flora mexicana". *Sociedad Bótanica de México*. Ból. No. 27. México.
- Rzedowski, J. 1987. "Vegetación de México" De. Limusa, S.A. México. 432 págs.
- Rzedowski, J. 1992. Diversidad del universo vegetal de México: perspectivas de un conocimiento sólido. Pp.: 251-257. En *México ante los retos de la Biodiversidad*. CONABIO. :1-343.
- SARH, 1994. "Inventario nacional forestal periódico". Memoria Nacional. Subsecretaría Forestal y de fauna Silvestre, México. 85 pp.

- Sarukhán, J. 1992. La coordinación de acciones en torno a la biodiversidad en México: una propuesta de prioridad nacional. Pp. 291-299. En: México ante los Retos de la Biodiversidad. CONABIO. :1-343.
- SEMARNAP, 1996. Transformación de los Sistemas Naturales en México. Pp: 31-37. En Programa de Areas Naturales Protegidas de México 1995-2000. 1-138.
- Silbaugh, J. M. & Betters, D. R. 1995. "Quantitative biodiversity measures applied to forest management". *Environ. Rev.* 3: 277-285. Canadá.
- Smitinand, T. 1994. "Overview of the status of biodiversity in tropical and temperate forests" in *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest*. 1994. 1-4.
- S.P.P. 1977. "Instructivo para la elaboración de la carta de uso del suelo". Comisión de estudios del territorio nacional. 44 p.
- Stohlgren, T. J. 1994 *Planing long-term vegetation studies at landscape scales. Ecological time series. Chapter 12. Chapman and Hall Editors. New York, N.Y.*
- Strayer, D., Glitzenstein, J.S., Jones, C.G., Kolasa, J., Lichens, G. E., McDonnell, M. J., Parker, G.G., Pickett, S.T.A. 1986. *Long-Term ecological studies: An illustrated account of their design, operation and importance to ecology. Institute of ecosystem studies. Publicacion ocasional número 2. Millbrook, N.Y.*
- Stohlgren, T. J. & Quim, J. F. 1992 a. An assessment of biotic inventories in western US national parks. *Nat. Areas. J.*, 12:145-54.
- Stohlgren, T. J. & Quinn, J. F., Ruggiero, M., Waggoner G. S., 1994. Status of biotic inventories in us national parks. *Biological Conservation* 71:97-106.
- Stohlgren, T. J. Falkner, M.B. & Schell, L.D. 1995. "A Modified-Whittaker nested vegetation sampling method" *Vegetatio* 117: 113-121.
- Stohlgren, T. J., Binkley, D. Veblen, T.T & Baker, W.L. 1995. "Attributes of reliable long-term landscape ecologist" *Environmental Monitoring and Assessment* 36:1-25. Netherlands.
- Stohlgren, T. J., et. al. 1999. "Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs*. 69(1), pp. 25-46.
- M. J., Parker, G.G., Pickett, S.T.A. 1986. *Long-Term ecological studies: An illustrated account of their design, operation and importance to ecology.*

Institute of ecosystem studies. Publicacion ocasional numero 2.
Millbrook, N.Y.

Treviño G. E. J. 1984 "Contribución al conocimiento de la Vegetación del municipio de General Zaragoza, Nuevo León, México". Tesis de Licenciatura. U.A.N.L., Facultad de Ciencias Biológicas, Monterrey, N.L. México.

Turner, M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process, *Annu. Rev. Syst.* 20: 171-97

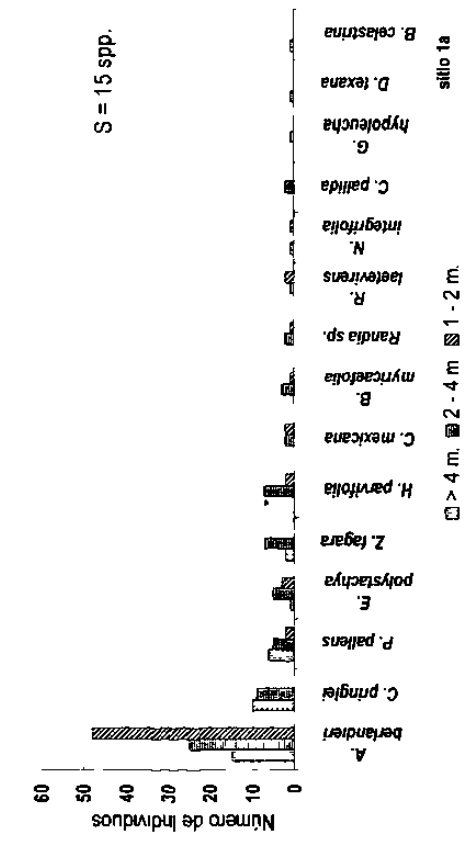
Turner, S. 1994. "Scale, Observation and measurement:critical choices for diversity research". in *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest.* 1994. 97-112.

UICN/PNUMA/WWF. 1991. "Cuidar la tierra estrategias para el futuro de la vida. Gland. Suiza.

Valdés T. V. 1981 "Contribución al conocimiento de los tipos de vegetación, su cartografía y notas florístico-ecológicas del municipio de Santiago, N.L., México". Tesis de Licenciatura. U.A.N.L. Facultad de Ciencias Biológicas. Monterrey, N.L., México.

Weidelt, H. 1988. On the diversity of tree species in tropical rain forest ecosystem, *Plant Research and Development, Institute for silviculture, University of Göttingen.* Vol. 28.

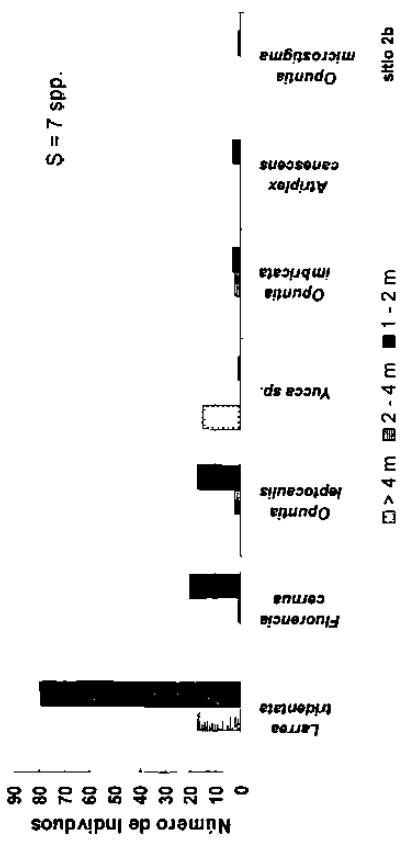
Anexo 1.1 Relación de abundancia relativa de las especies en los tres estratos de muestreo para los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos mayores: matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.



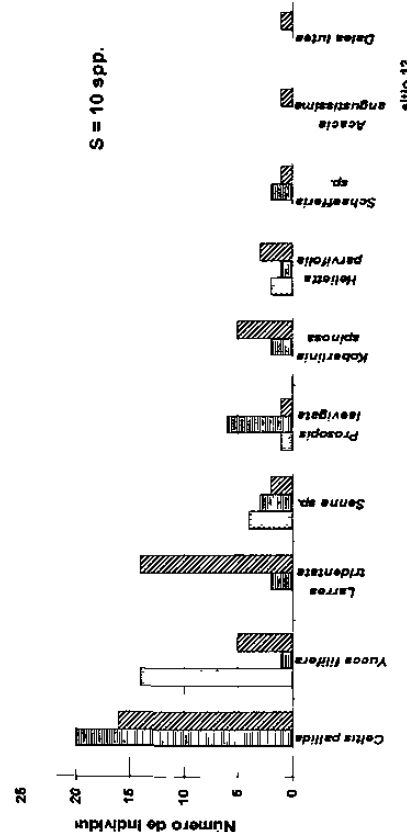
Matorral submontano subinerme.



Matorral submontano inerne.

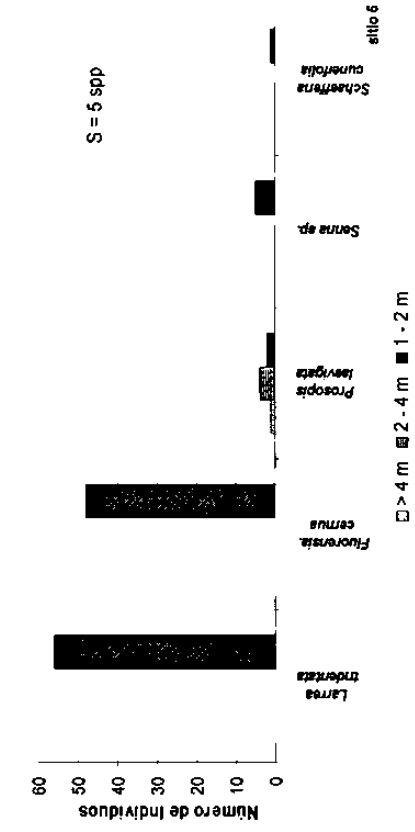


Matorral desértico micrófilo con izotes

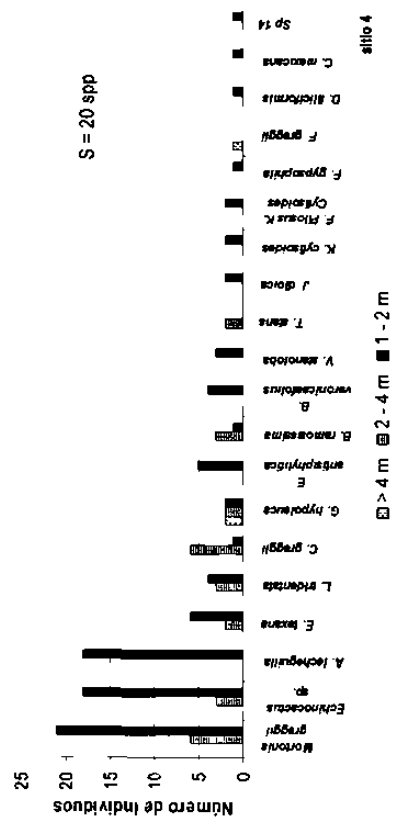


Matorral desértico micrófilo con izotes

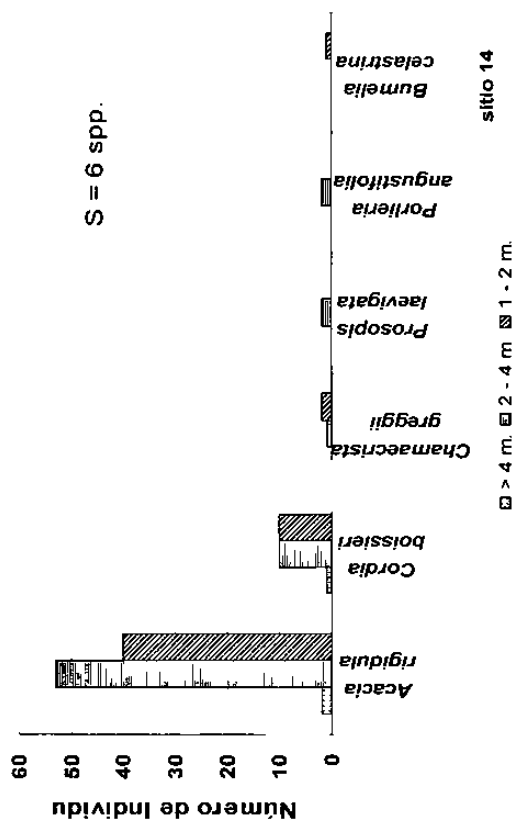
Anexo 1.1 Relación de abundancia relativa de las especies en los tres estratos de muestreo para los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos mayores: matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.



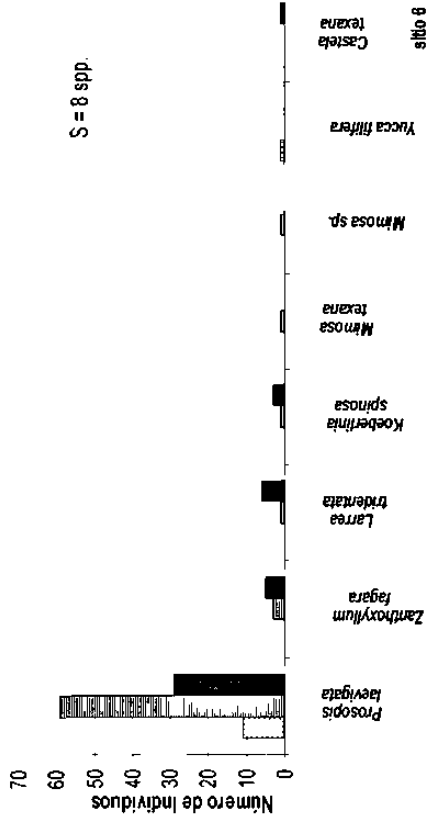
Matorral desértico micrófilo subinermé



Matorral desértico rosetófilo-acaule

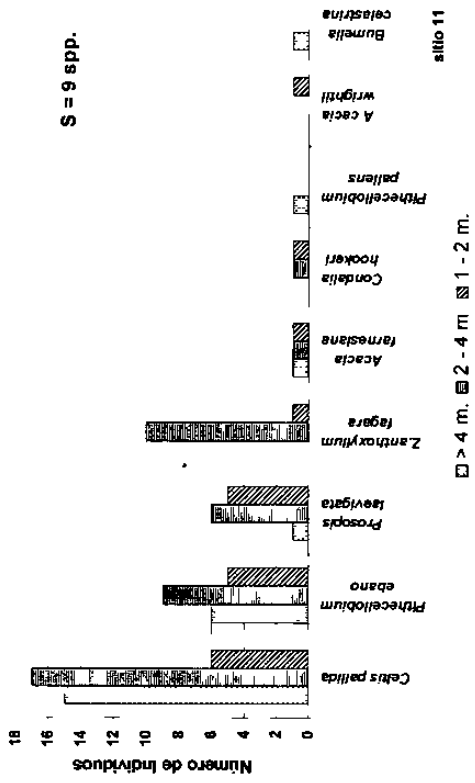


Matorral espinoso tamaulipeco



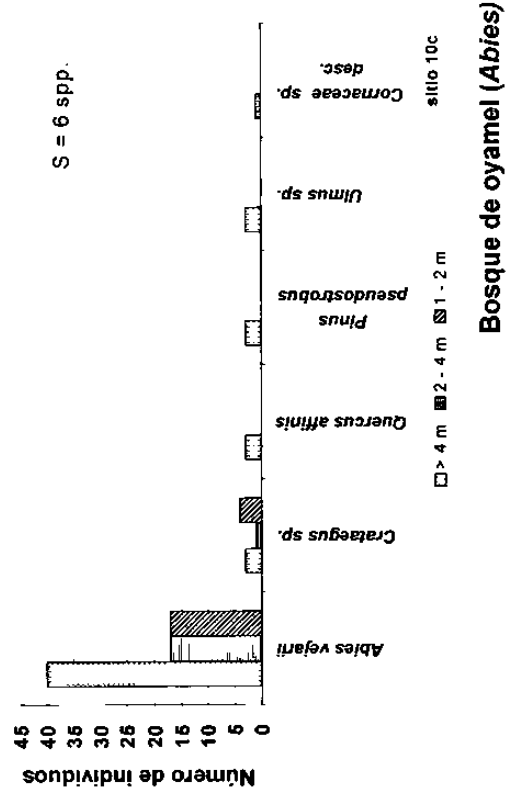
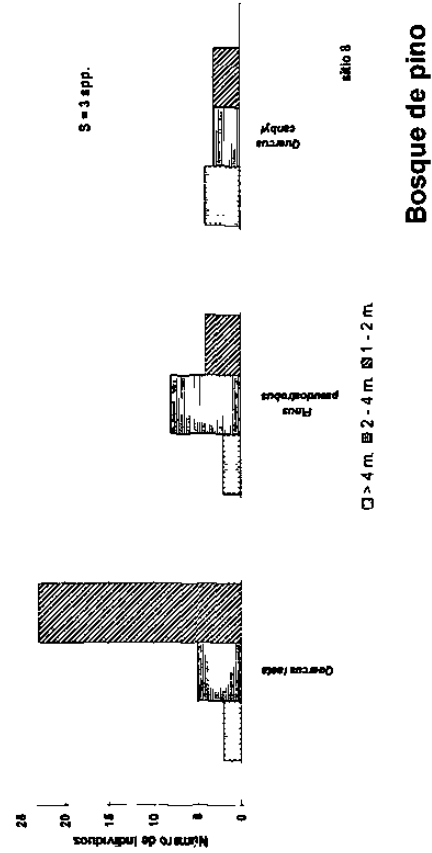
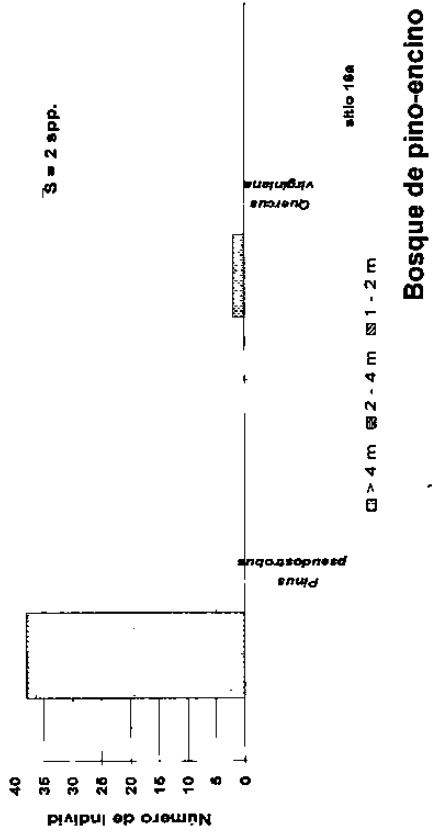
Mezquital

Anexo 1.1 Relación de abundancia relativa de las especies en los tres estratos de muestreo para los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos mayores: matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.

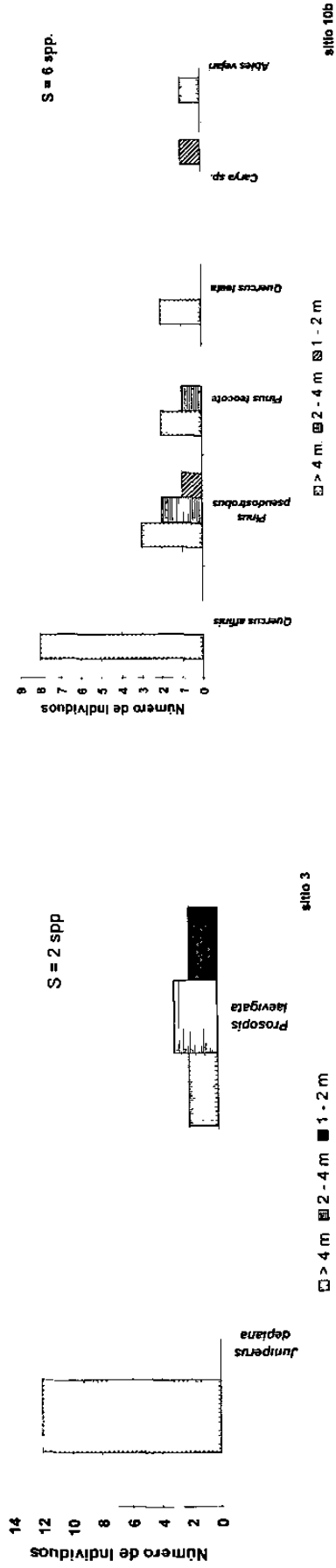


Selva baja caducifolia

Anexo 1.2 Gráficas de las curvas especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico bosque de coníferas.

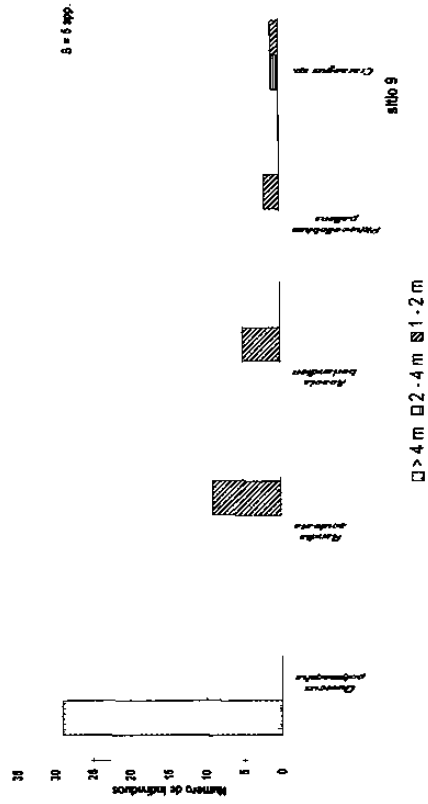


Anexo 1.3 Gráficas de las curvas especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico bosque de encinos.

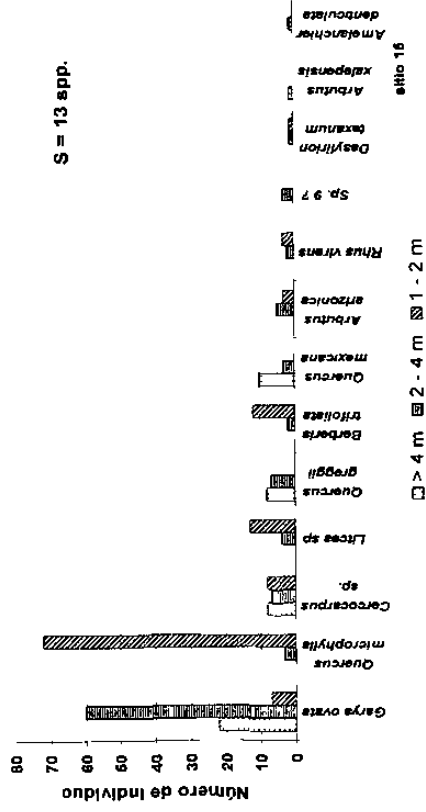


Bosque de tascate (*Juniperus*)

Bosque de encino-pino

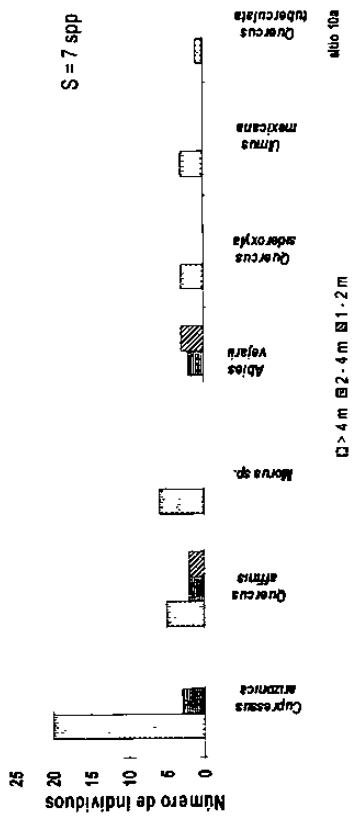


Bosque de encinos



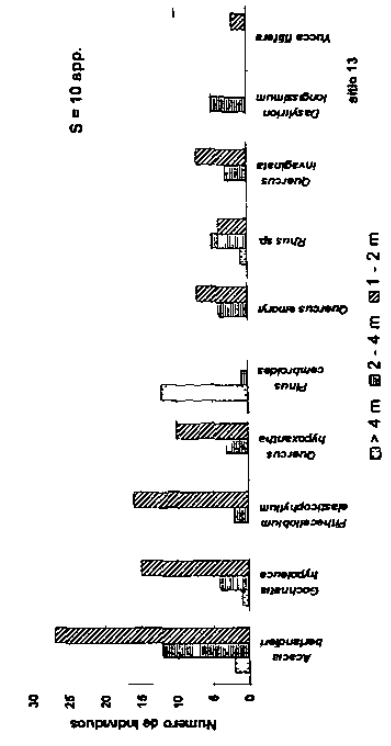
Bosque de encinos

Anexo 1.3 Gráficas de las curvas especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico bosque de encinos.

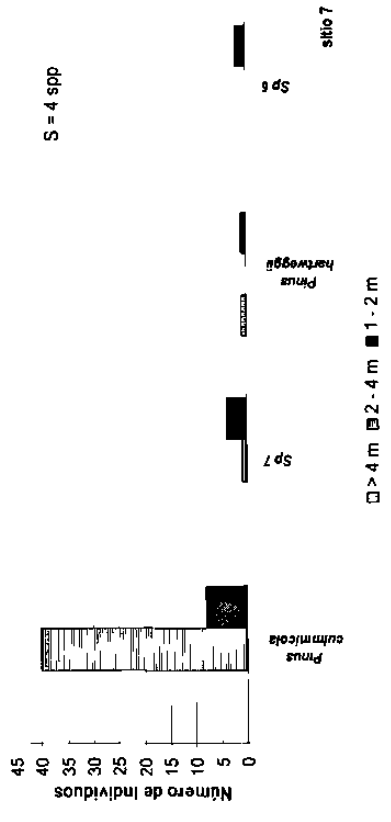


Bosque de encinos

Anexo 1.4 Relación de abundancia relativa en los tres estratos de muestreo para los tipos de vegetación del sistema ecológico chaparral.

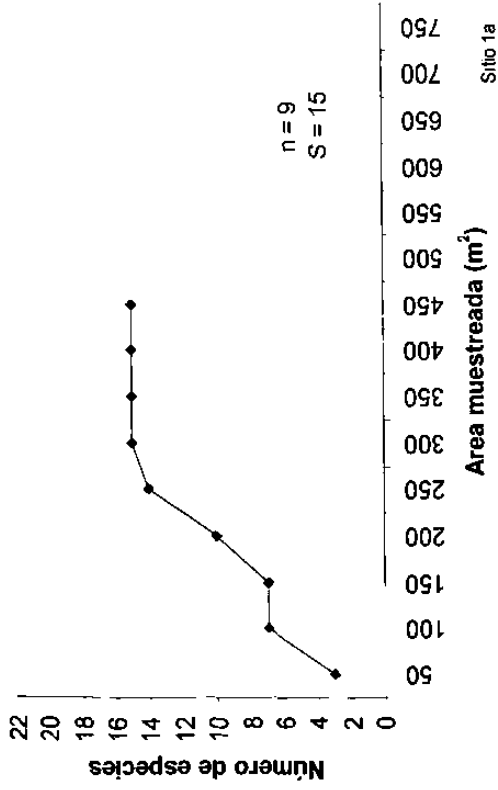


Chaparral

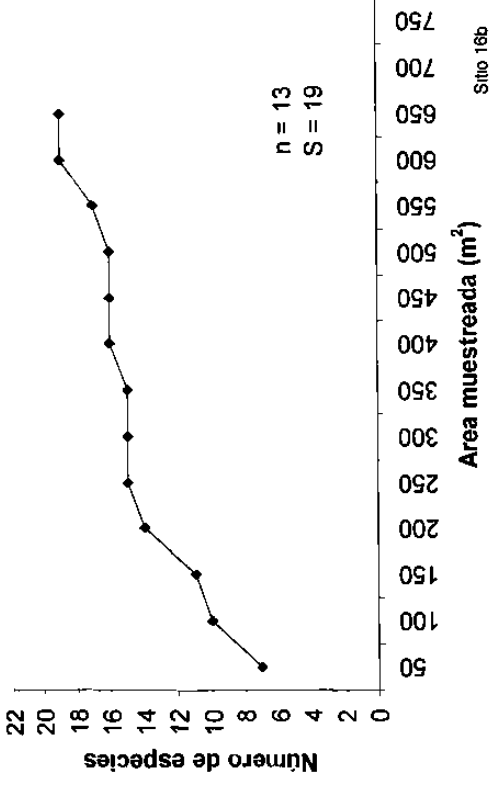


Matorral de coníferas

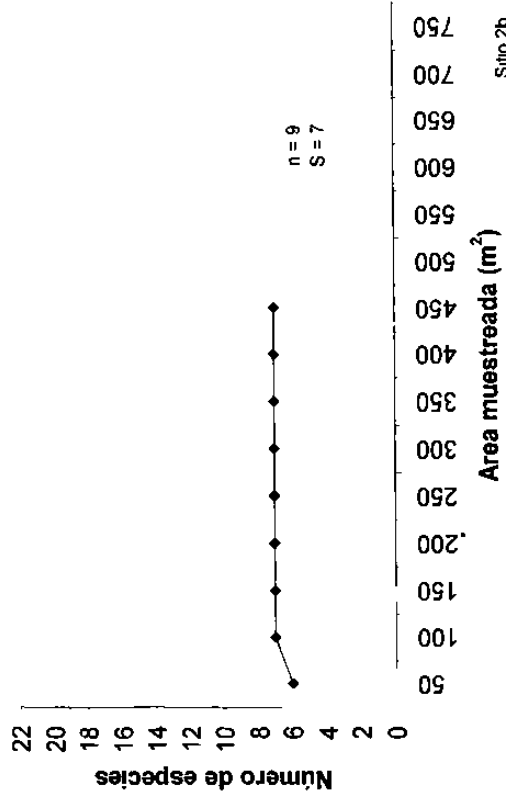
matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.



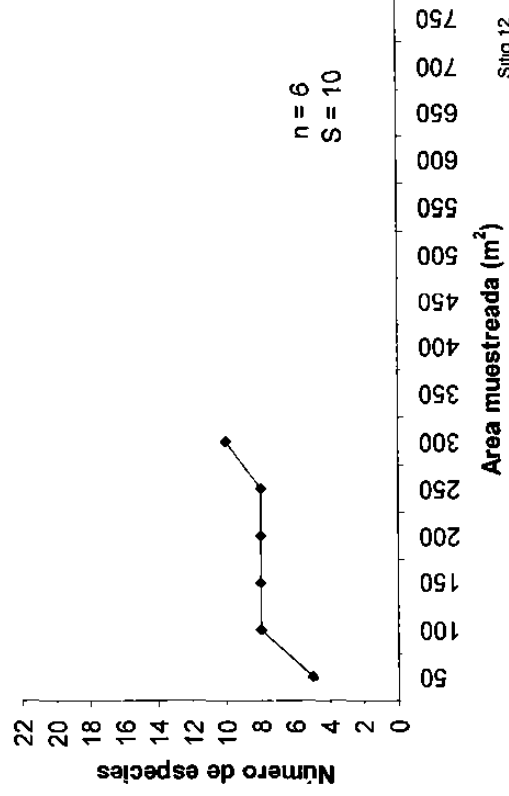
Matorral submontano subinerm.



Matorral submontano inerm.

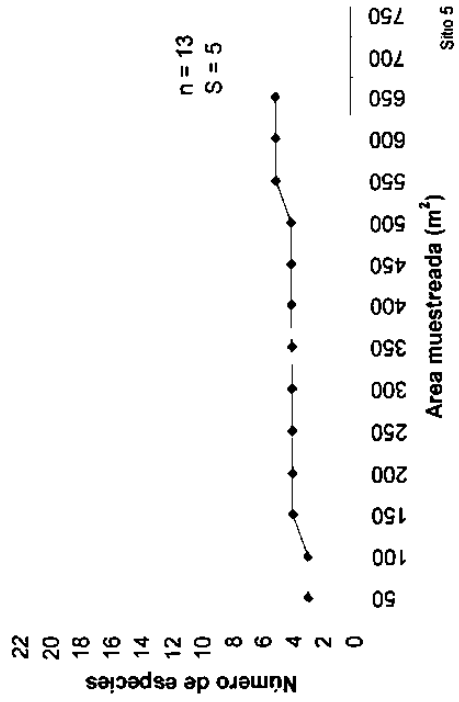


Matorral desértico micrófilo con izotes

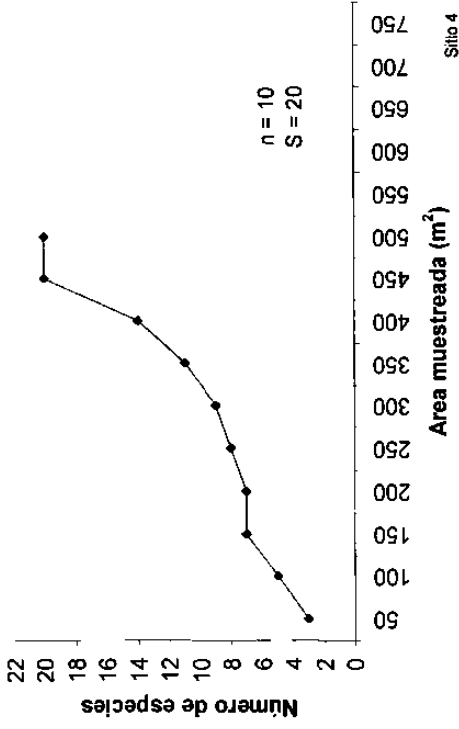


Matorral desértico micrófilo con izotes

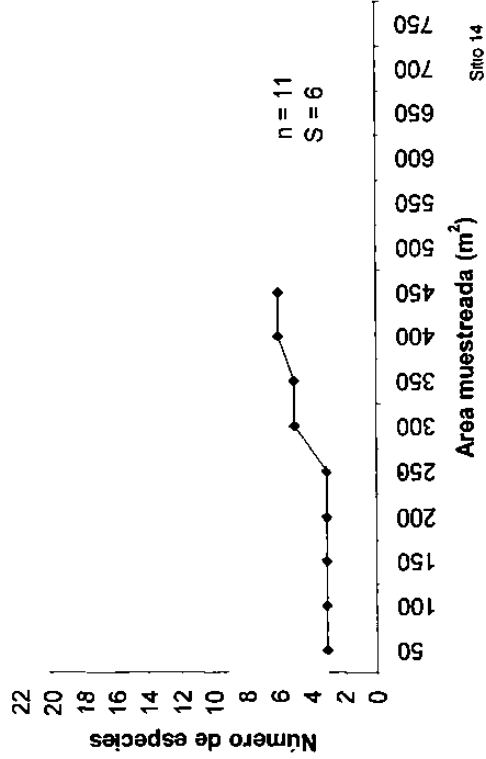
ANEXO Z.1 Relación de especies-área para los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos mayores.
matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.



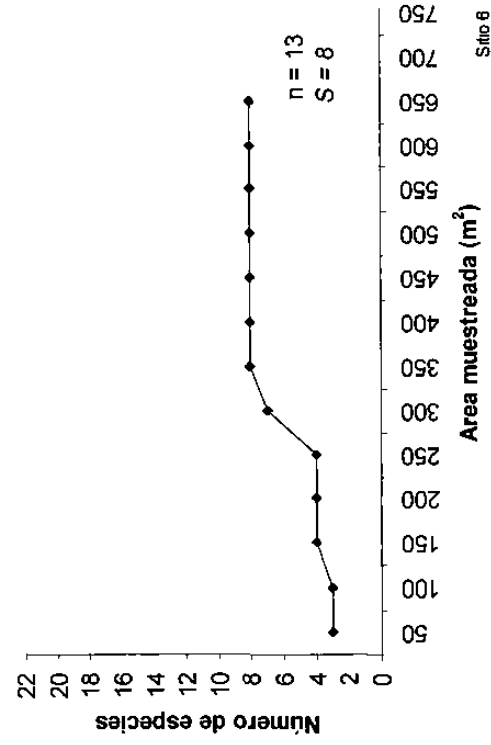
Matorral desértico micrófilo subinerme



Matorral desértico rosetófilo-acaule

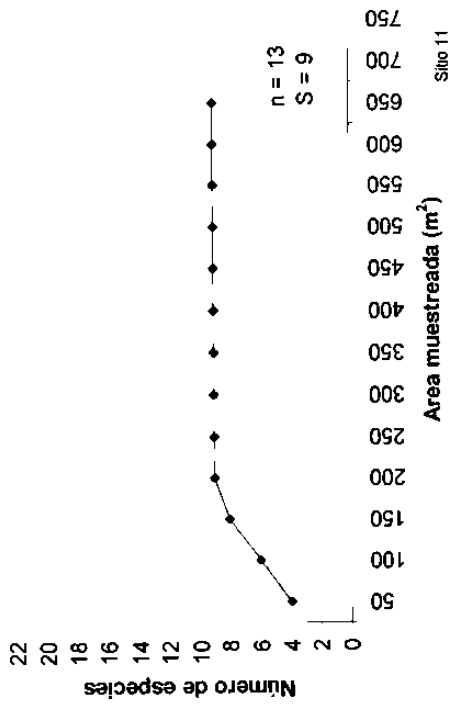


Matorral espinoso tamaulipeco



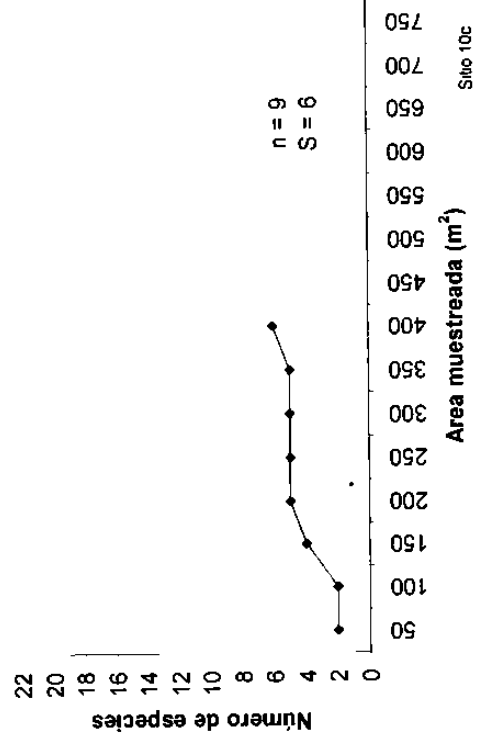
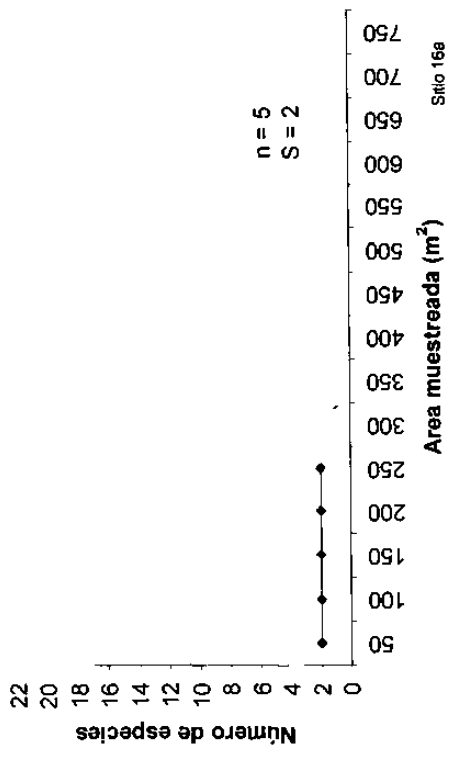
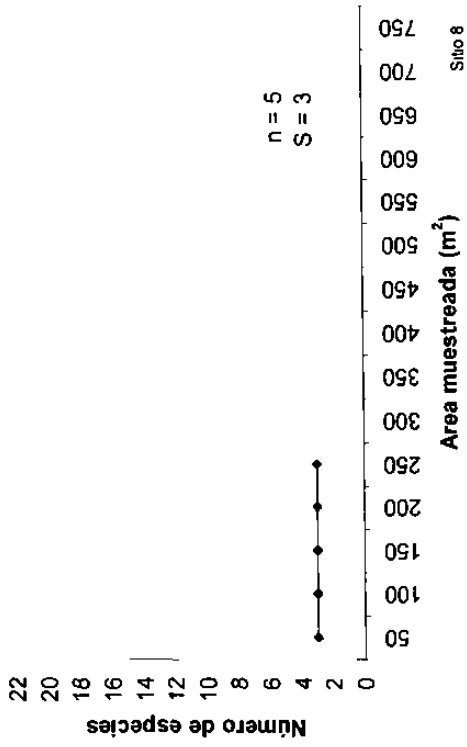
Mezquital

Anexo 2.1 Relación de especies-área para los tipos de vegetación de los sistemas ecológicos mayores. matorral xerófilo, bosque espinoso y selva baja caducifolia.

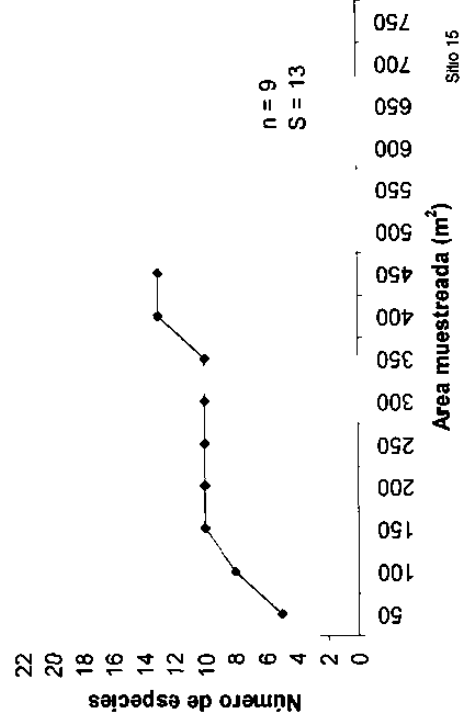
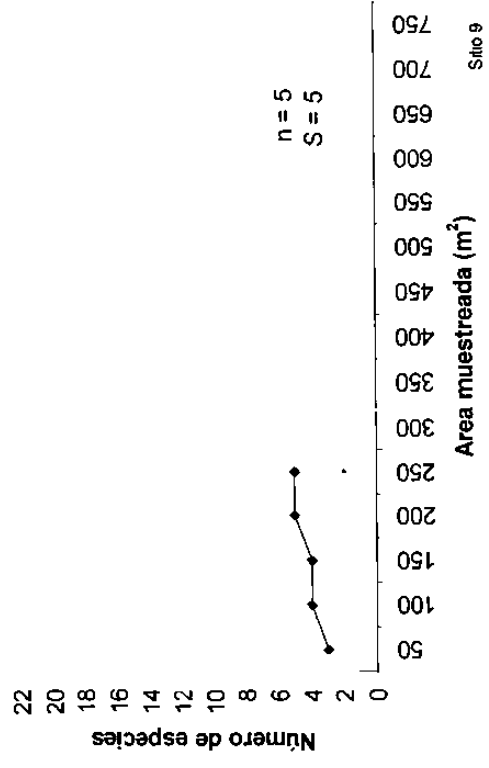
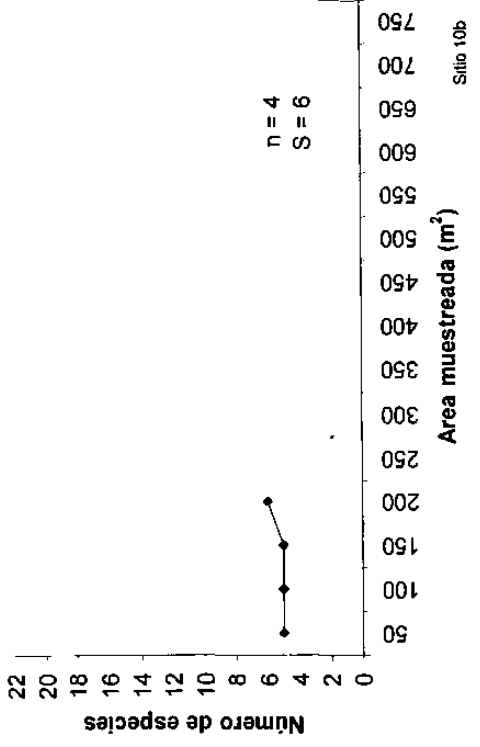
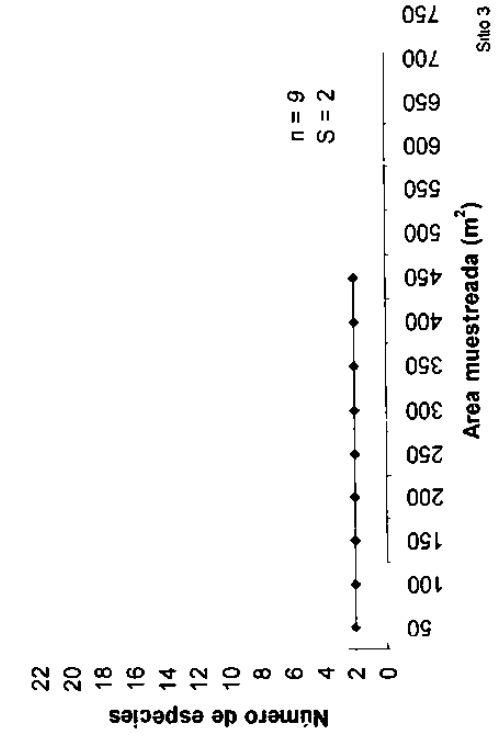


Selva baja caducifolia

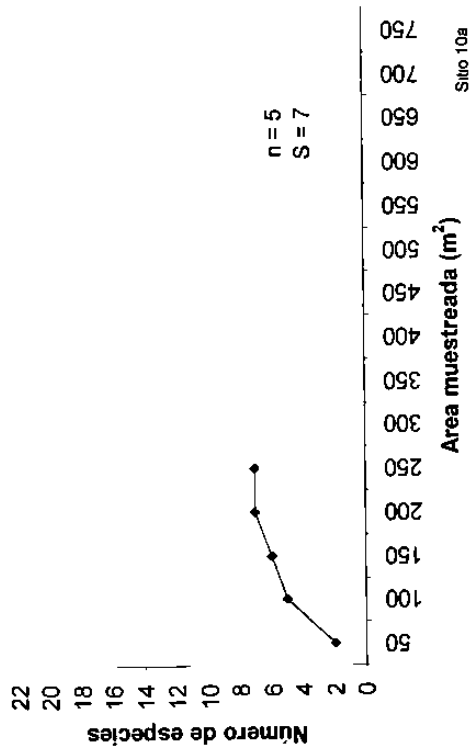
Anexo Z.2 Relación de especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecuatoriano de bosques de coníferas.



Anexo 2.3 Relación de especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico mayor bosque de encinos.

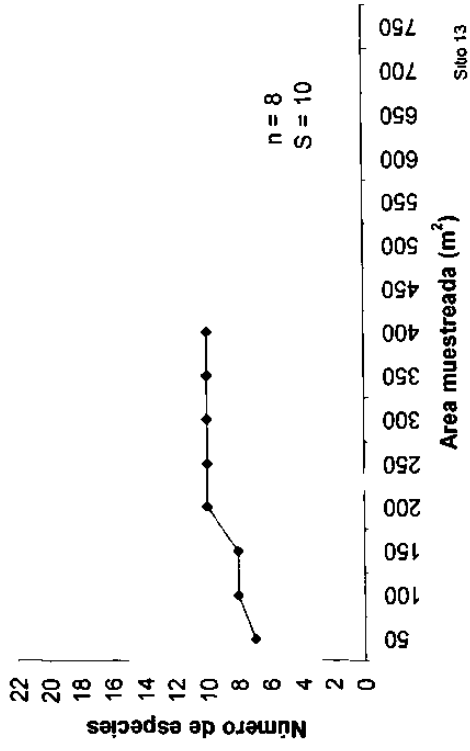


Anexo 2.3 Relación de especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico mayor bosque de encinos.

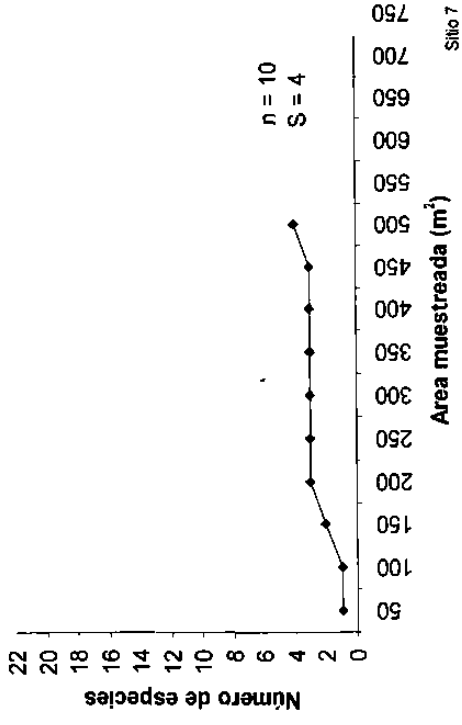


Bosque de encinos

Anexo 2.4 Relación de especies-área para los tipos de vegetación del sistema ecológico mayor chaparral.



Chaparral



Matorral de coníferas

