

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



TESIS

**CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE ÁREAS RESTAURADAS EN UN
MATORRAL DESÉRTICO MICRÓFILO EN EL SUR DEL DESIERTO
CHIHUAHUENSE**

POR

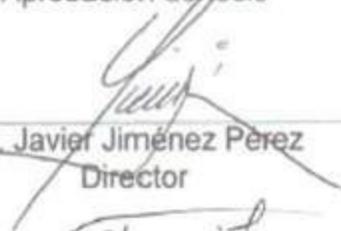
EDUARDO DE JESÚS RUIZ FERNÁNDEZ

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS
CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

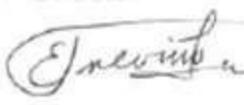
FEBRERO, 2018

CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE ÁREAS RESTAURADAS EN UN
MATORRAL DESÉRTICO MICRÓFILO EN EL SUR DEL DESIERTO
CHIHUAHUENSE

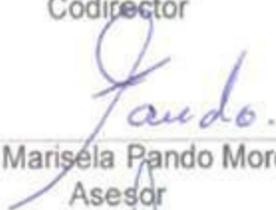
Aprobación de tesis



Dr. Javier Jiménez Pérez
Director



Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Codirector



Dra. Marisela Pando Moreno
Asesor



Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
Asesor



Dr. Ricardo David Valdez Cepeda
Asesor

Febrero 2018

MANIFIESTO:

Qué la presente investigación es original y fue realizada para obtener el grado de doctorado en ciencias con especialidad en manejo de recursos naturales y donde se utiliza la información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

Eduardo de Jesús Ruiz Fernández

Febrero de 2018.

DEDICATORIA

Dedico muy especialmente el presente trabajo a mi Madre que se encuentra en el cielo (Sra. Doña Eulalia Fernández Ruiz†). “Infinitamente Gracias Madrecita por todos tus cuidados, bendiciones, sacrificios y amor”.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar a Dios por darnos la vida llena de bendiciones y retos a superar.

A mis padres, Sra. Doña Eulalia Fernández Ruiz † y Sr. Don Erasmo Ruiz Solís por darme la vida, dedicar sacrificios y esfuerzos a lo largo de mi vida y formación académica, y principalmente por su amor y principios que los veo reflejados en mis hijos.

A mi linda Esposa, Verónica Reveles Mayorga y a mis hijitos Daisy Carolina y Eduardo de Jesús por alentar arduamente con su sincero amor, sacrificios y apoyo el presente logro, a ellos gracias por ser mi razón de vivir y mi inspiración para seguir adelante.

A mis hermanos Emmanuel, Eulalia, Erasmo y Eunice, por su cariño, solidaridad y, por apoyar mis objetivos a lo largo de mi vida.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por ofrecer los medios necesarios para cursar este programa doctoral.

A mi comité de asesores Dr. Javier Jiménez Pérez, Dr. Eduardo Treviño Garza, Dra. Marisela Pando Moreno, Dr. Oscar Aguirre Calderón, a mi asesor externo Dr. Ricardo D. Valdez Cepeda y profesores del programa de Doctorado en Manejo de Recursos Naturales de la FCF – UANL, por brindarme sus conocimientos y apoyo constante a fin de lograr el presente objetivo, y a mis compañeros de la F. C. F. – U. A. N. L., por ofrecerme su apoyo cuando lo necesité.

Al Fondo Mixto CoNaCyT – UAZ - Gobierno del Estado de Zacatecas por avalar el proyecto que diera pie a un servidor para cursar el presente programa doctoral, a través de mi participación en el Proyecto de Investigación titulado “Producción con especies forrajeras nativas de regiones desérticas para el

Estado de Zacatecas”, con clave Fomix 16,827, desarrollado por la Unidad Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UAZ.

A la Unidad Académica de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Zacatecas por facilitarme los medios requeridos a lo largo de mi formación profesional.

Al Dr. en C. Daniel Rodríguez Tenorio por su amistad, acertadas orientaciones y apoyo institucional y personal en el desarrollo y ejecución de planes de trabajo que fortalecieron los programas académicos cursados por un servidor.

Al M. C. Juan Ignacio Dávila Félix, por ofrecerme su amistad y apoyo durante mi formación y vida profesional.

Al M. en C. Francisco Antonio Rubio Aguirre, por motivar en un servidor el espíritu de especialización en la presente área.

ÍNDICE

1.- INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	3
3. HIPÓTESIS.....	6
4. OBJETIVO GENERAL.....	6
4.1. Objetivos particulares.....	6
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	7
5.1. Localización del área de estudio.....	7
5.2. Descripción del área de estudio.....	8
5.3. Clima.....	9
5.4. Suelo.....	11
5.5. Metodología.....	11
5.5.1 Descripción de las tecnologías aplicadas.....	11
5.5.1.1.- Revegetación con <i>Atriplex canescens</i>	11
5.5.1.2.- Restauración con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	14
5.5.2 Metodología de la investigación.....	14
5.5.2.1.- Estructura de ecosistemas forestales.....	14
5.5.3 Cacterización estructural de los ecosistemas.....	15
5.5.4 Estructura horizontal y vertical de ecosistemas.....	18
5.5.5 Distribución espacial de los ecosistemas.....	19
5.5.6 Patrones de organización de los individuos.....	20
5.5.6.1 Distribución aleatoria.....	20
5.5.6.2 Distribución regular.....	20
5.5.6.1 Distribución agrupada.....	21
5.5.7 Muestreo por parcelas.....	22
5.5.8 Grupo estructura de los cuatro arboles.....	23
5.5.9 Determinación del tamaño de muestra óptimo.....	23
5.5.10 Selección de sitios de muestreo.....	23
5.5.10.1 Georreferenciación de área revegetada con <i>Atriplex canescens</i>	24

5.5.10.2 Georreferenciación de área restaurada con rodillo rehabilitador modificado.....	24
5.5.10.3 Muestreo de área de revegetación.....	24
5.5.10.4 Muestreo de área con rodillo rehabilitador.....	25
5.5.11 Determinación de tamaño de muestra para muestreo estructural.....	26
5.5.12 Variables de estudio.....	26
5.5.12.1 Parámetros cuantitativos de la comunidad.....	26
5.5.12.2 Estimación de la Diversidad de especies.....	27
5.5.12.3 Estimación de la Abundancia de especies.....	27
5.5.12.4 Estimación de Dominancia relativa de especies..	28
5.5.12.5 Determinación de la Frecuencia de especies.....	28
5.5.12.6 Determinación del Valor de importancia de las especies.....	28
5.5.12.7 Estimación de la diferenciación dimensional.....	29
5.5.12.8. Índice de diferenciación en altura (TH).....	29
5.5.12.9 Índice de diferenciación en copa (TKS).....	30
5.5.12.10 Índice la mezcla de especies (DM).....	30
5.5.13.11 Determinación de la distribución espacial de especies.....	30
6. RESULTADOS.....	31
6.1. Resultados en matorral revegetado.....	31
6.1.1. Parámetros cuantitativos de la comunidad por parcela y muestreo estructural.....	31
6.1.2. Diversidad de especies.....	33
6.1.3. Abundancia relativa de las especies.....	35
6.1.4. Frecuencia relativa de las especies.....	36
6.1.5. Dominancia relativa de las especies.....	36
6.1.6. Valor de importancia de las especies.....	37
6.1.7. Estimación de la diferenciación dimensional.....	39
6.1.7.1. Índice de diferenciación en altura (TH).....	39

6.1.7.2. Índice de diferenciación en copa (TKS).....	43
6.1.8. Índice de mezcla de especies (DM).....	47
6.1.9. Distribución espacial de las especies en suelo somero.....	51
6.1.10 Distribución espacial de las especies en suelo profundo...52	
6.1.11 Análisis de varianza para las especies.....	54
6.2. Resultados en área restaurada con rodillo rehabilitador.....	57
6.2.1. Valoración cuantitativa.....	58
6.2.2. Diversidad de especies.....	59
6.2.3. Abundancia relativa de las especies.....	61
6.2.4. Frecuencia relativa de las especies.....	62
6.2.5. Dominancia relativa de las especies.....	62
6.2.6. Valor de importancia de las especies.....	63
6.2.7. Estimación de la diferenciación dimensional.....	64
6.2.7.1. Índice de diferenciación en altura (TH).....	64
6.2.7.2. Índice de diferenciación en copa (TKS).....	69
6.2.8. Índice de mezcla de especies (DM).....	72
6.2.9. Distribución espacial de las especies.....	77
6.2.10. Análisis de varianza para las comunidades de estudio....	80
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	83
8. BIBLIOGRAFÍA.....	89
ÍNDICE DE FIGURAS	
Figura 1. Distribución geográfica del Desierto Chihuahuense.....	8
Figura 2. Ubicación de los dos ecosistemas de estudio.....	9
Figura 3. Matorral revegetado con costilla de vaca (<i>Atriplex canescens</i>).....	10
Figura 4. Matorral restaurado con rodillo rehabilitador modificado.....	10
Figura 5. Sistema de plantación de <i>Atriplex canescens</i>	12
Figura 6. Ecosistema a 10 años de haber sido restaurado.....	12
Figura 7. Matorral a 10 años de haber sido restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	13
Figura 8. Muestreo estructural de los 4 árboles.....	25
Figura 9. Curva Especie-área para las comunidades en estudio.....	26

Figura 10. Tamaño óptimo de unidad muestral para áreas de estudio.....	27
Figura 11. Valor de importancia de especies en área revegetada en suelo somero.....	38
Figura 12. Valor de importancia de especies en área revegetada en suelo profundo.....	40
Figura 13. Diferenciación en altura para las especies en área revegetada con suelo somero.....	41
Figura 14. Diferenciación en altura para las especies en área restaurada con suelo profundo.....	42
Figura 15. Diferenciación en copa para las especies en área revegetada con suelo somero.....	44
Figura 16. Diferenciación en copa para las especies en área revegetada con suelo profundo.....	46
Figura 17. Mezcla de especies para el área restaurada con suelo somero.....	48
Figura 18. Mezcla de especies para el área testigo con suelo somero.....	49
Figura 19. Mezcla de especies para el área restaurada con suelo profundo....	50
Figura 20. Mezcla de especies para el área testigo con suelo profundo.....	51
Figura 21. Distribución espacial de las especies en área restaurada.....	54
Figura 22. Valor de importancia para las especies en área restaurada con rodillo rehabilitador modificado en suelo somero.....	64
Figura 23. Valor de importancia para las especies en área restaurada con rodillo rehabilitador modificado en suelo profundo.....	65
Figura 24. Diferenciación en altura para las especies en área restaurada con suelo somero.....	66
Figura 25. Diferenciación en altura para las especies en área restaurada con suelo profundo.....	68
Figura 26. Diferenciación en copa para las especies en área restaurada con suelo somero.....	70
Figura 27. Diferenciación en copa para las especies en área restaurada con suelo profundo.....	71
Figura 28. Mezcla de especies para el área restaurada con suelo somero.....	73

Figura 29. Mezcla de especies para el área testigo con suelo somero.....	74
Figura 30. Mezcla de especies para el área restaurada con suelo profundo....	75
Figura 31. Mezcla de especies para el área testigo con suelo profundo.....	77
Figura 32. Distribución espacial de las especies en área restaurada.....	81

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Parámetros cuantitativos de muestreo por parcelas área revegetada.	31
Tabla 2: Parámetros cuantitativos de muestreo estructural área revegetada....	32
Tabla 3: Diversidad de especies en comunidad revegetada con suelo somero.	33
Tabla 4: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo somero.....	34
Tabla 5: Diversidad de especies en comunidad revegetada y suelo profundo..	34
Tabla 6: Diversidad de especies en comunidad testigo en suelo profundo.....	35
Tabla 7: Abundancia relativa de especies en ecosistema restaurado.....	35
Tabla 8: Frecuencia relativa de especies en ecosistema restaurado.....	36
Tabla 9: Dominancia relativa de especies en ecosistema restaurado.....	37
Tabla 10: Valor de importancia de las comunidades en suelo somero.....	38
Tabla 11: Valor de importancia de las especies en suelo profundo.....	39
Tabla 12: Diferenciación en altura para las especies en ecosistema revegetado con suelo somero.....	40
Tabla 13: Diferenciación en altura en ecosistema testigo con suelo somero...	41
Tabla 14: Diferenciación en altura para las especies en ecosistema revegetado con suelo en suelo profundo.....	42
Tabla 15: Diferenciación en altura para las especies en ecosistema testigo en suelo profundo.....	43
Tabla 16: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema revegetado con suelo somero.....	43
Tabla 17: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema testigo con suelo somero.....	45
Tabla 18: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema revegetado con suelo en suelo profundo.....	45
Tabla 19: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema testigo en suelo profundo.....	46

Tabla 20: Mezcla de especies en ecosistema revegetado en suelo somero.....	47
Tabla 21: Mezcla de especies en ecosistema testigo en suelo somero.....	48
Tabla 22: Mezcla de especies en ecosistema revegetado en suelo profundo...	50
Tabla 23: Mezcla de especies en ecosistema revegetado en suelo profundo...	50
Tabla 24: Varianza y Media aritmética para la comunidad revegetada en suelo Somero.....	52
Tabla 25: Varianza y Media aritmética para la comunidad testigo en suelo somero.....	52
Tabla 26: Varianza y Media aritmética para la comunidad revegetada en suelo profundo.....	53
Tabla 27: Varianza y Media aritmética para la comunidad revegetada en suelo profundo.....	53
Tabla 28: Análisis de varianza para especies y tratamientos.....	55
Tabla 29: Comparación de medias para especies y tratamientos en suelo Somero.....	55
Tabla 30: Comparación de medias para especies y tratamientos en suelo profundo.....	56
Tabla 31: Comparación de medias para ambos tipos de suelo.....	56
Tabla 32: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	57
Tabla 33: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	58
Tabla 34: Diversidad de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado en suelo somero.....	59
Tabla 35: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo somero.....	59
Tabla 36: Diversidad de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado con suelo profundo.....	60
Tabla 37: Diversidad de especies en comunidad testigo en suelo profundo.....	60

Tabla 38: Abundancia relativa de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	61
Tabla 39: Frecuencia relativa de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	62
Tabla 40: Dominancia relativa de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	63
Tabla 41 Valor de importancia de las especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.....	63
Tabla 42 Valor de importancia de las especies en ecosistema testigo.....	65
Tabla 43 Diferenciación en altura para las especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado con suelo somero.....	65
Tabla 44 Diferenciación en altura para las especies en ecosistema testigo con suelo somero.....	67
Tabla 45 Diferenciación en altura para especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado con suelo en suelo profundo.....	67
Tabla 46 Diferenciación en altura para las especies en ecosistema testigo en suelo profundo.....	68
Tabla 47 Diferenciación en copa para las especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado con suelo somero.....	69
Tabla 48: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema testigo con suelo somero.....	70
Tabla 49 Diferenciación en copa para las especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado en suelo profundo.....	71
Tabla 50: Diferenciación en copa para las especies en ecosistema testigo en suelo profundo.....	72
Tabla 51: Mezcla de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado en suelo somero.....	73
Tabla 52 Mezcla de especies en ecosistema testigo en suelo somero.....	74
Tabla 53 Mezcla de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado en suelo profundo.....	75

Tabla 54 Mezcla de especies en ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador de pastizales modificado en suelo profundo.	76
Tabla 55 Varianza y media aritmética de las especies para el área revegetada con suelo somero.	78
Tabla 56 Varianza y media aritmética de las especies para el área testigo con suelo somero.....	78
Tabla 57 Varianza y media aritmética de las especies para el área revegetada en suelo profundo.	79
Tabla 58 Varianza y media aritmética de las especies para el área testigo con suelo profundo.....	79
Tabla 59: Análisis de varianza para los ecosistemas en estudio.....	81
Tabla 60: Comparación de medias para las especies en suelo somero.....	81
Tabla 61: Comparación de medias para las especies en suelo somero.....	82
62.- Tabla de comparación de medias de las especies en áreas tratadas con suelo somero vs suelo profundo.....	82

RESUMEN

La presente investigación se llevó a cabo con el objetivo evaluar el impacto ecológico de dos prácticas de restauración realizadas en un matorral desértico micrófilo en el Municipio de Villa de Coss, Zacatecas, México (sur del Desierto Chihuahuense), donde se aplicaron los tratamientos : a).- revegetación con la arbustiva costilla de vaca (*Atriplex canescens*), así como b).- Aplicación de rodillo rehabilitador de pastizales modificado.

Dado lo anterior, se obtuvo información relevante a cerca del estado actual que guardan dichas comunidades, así como del impacto generado por el manejo mencionado a diez años de su aplicación. A su vez, se llevó a cabo la comparación del método de “Conteo por Parcelas” vs el método del “Grupo Estructural de los Cuatro Árboles”, determinando índices e indicadores ecológicos relacionados a 1.- Diversidad de especies, 2.- Diferenciación dimensional y, 3.- Distribución espacial, bajo un gradiente de profundidad de suelo.

En relación con la Diversidad de especies (DE), se obtuvo que los valores para el área revegetada resultaron ser menores a comparación de sus testigos para ambos tipos de suelo. Caso contrario para la comunidad restaurada con rodillo rehabilitador de pastizales modificado, el cual estimuló un mayor índice que el testigo ($P < .05$), de igual manera en ambos tipos de suelo.

Con relación a la Diferenciación en altura (TH), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación baja, a excepción de *Lycium berlandieri*, la cual muestra una diferenciación que va de moderada a fuerte. Resaltando también *Parthenium incanum*, *Acacia constricta* y *Jatropha dioica* como especies que muestran una diferenciación baja de manera constante a comparación del resto.

En relación con la Diferenciación en copa (TKS), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación variada, sólo para el caso de *J. dioica* se observa una diferenciación baja y moderada de manera marcada a comparación del resto de la comunidad.

Para el índice de Mezcla de especies (ME), se determinó que el mayor efecto de tratamiento lo obtuvo el área de revegetación, donde conviven los individuos con al menos dos especímenes diferentes a comparación de su testigo ($P < .05$), caso contrario a lo observado en el área restaurada con rodillo rehabilitador modificado, el cual demuestra una similitud con su área de referencia. Por especie, se tiene que *Flourensia cernua* es la especie que coexiste con dos y tres individuos de diferente especie.

En relación con la distribución espacial de las especies (DE) en ambos ecosistemas, se tiene que el tratamiento relevante fue el de revegetación en ambos tipos de suelo, observándose que dos de las siete especies de interés se distribuyen de manera aleatoria en la comunidad. Para el caso del área restaurada con rodillo rehabilitador de pastizales modificado, sólo *Salvia ballotaeflora*, se ubicó de manera aleatoria en el ecosistema restaurado encontrándose tanto de manera aleatoria dentro de la comunidad, el resto de las especies tendieron al agrupamiento.

Finalmente, los resultados obtenidos reflejan una similitud entre los dos métodos de cuantificación comparados, dejando de manifiesto la efectividad del método del Grupo Estructural de los Cuatro Árboles para el estudio de comunidades ecológicas. Dichos resultados nos permiten asumir que las prácticas de restauración juzgadas no generaron un impacto negativo sobre la comunidades tratadas, ya que las especies presentes en las áreas tratadas se encuentran también sus parcelas testigo. Y, de manera individual, quedó de manifiesto la capacidad de asociación de *F. cernua* como una especie nodriza para trabajos futuros de revegetación en ecosistemas similares.

ABSTRACT

This research was conducted with the objective of evaluating the environmental impact of two restoration practices carried out in a desert scrub microphyll in the municipality of Villa de Coss, Zacatecas, Mexico (southern Chihuahuan Desert), where treatments were applied: a) .- revegetation with shrub saltbush (*Atriplex canescens*) and b) .- Application of modified roller grassland rehabilitation.

Given the above, relevant information was obtained about the current state that keep these communities, and the impact generated by the management referred to ten years of its implementation. In turn, it was conducted comparing the counting method for Plot vs the method of Structural Group of Four Trees determining indexes and ecological indicators related to: 1. Species diversity, 2. Dimensional Differentiation and, 3.- Spatial distribution, under a gradient of soil depth.

Regarding the diversity of species (DE), the values obtained for the revegetated area turned out to be lower than comparing their witnesses for both types of soil, contrary to the restored grasslands modified roller rehabilitator, which stimulated a higher rate than the control, equally in both soil types.

Differentiation regarding height (TH), you have what most of the species has a low differentiation, except for *L. berlandieri*, which shows a differentiation that is moderate to strong also highlighting *P. incanum*, and *J. dioica* and *A. constricta* as species show low differentiation steadily compared to the rest.

Regarding the differentiation in cup (TKS), we have that most species present a varied differentiation, only for the case of *J. dioica* with low and moderate differentiation so marked compared the rest of the community is observed.

For the species Mix index (ME), the greatest effect was obtained by treatment revegetation area where individuals live with at least two different species *versus* their control ($P < .05$), otherwise determined to that observed in the restored rehabilitator modified roller, which shows a similarity to the reference area. By species, it has what *F. cernua* is the species that coexists with two and three individuals of different species.

About the spatial distribution of species (DE) in both ecosystems, it follows that the relevant treatment was revegetation in both soil types, noting that two of the seven species of interest are randomly distributed in the community. In the case of restored grasslands modified roller rehabilitator area, only *S. ballotaeflora*, was located randomly in the restored ecosystem randomly finding both within the community, the other species tended to cluster.

Finally, the results reflect a similarity between the two quantification methods compared, leaving demonstrated the effectiveness of the Structural Group of Four Trees for the study of ecological communities. While these results allow us to assume that restoration practices judged not generated a negative impact on communities treated as the species present in the treated areas are also their control plots. And individually, it was demonstrated the ability of association of *F. cernua* as a nurse species for revegetation future work in similar ecosystems.

1 INTRODUCCIÓN

La expansión de la población humana ha perturbado los ambientes nativos, poniendo en riesgo la diversidad biológica debido a las crecientes áreas disturbadas, trayendo consigo un aumento en la presión sobre los recursos naturales (Gutiérrez, 2008). Así, la conservación de la diversidad biológica ha llegado a ser una de las metas de manejo de ecosistemas en un sentido ecológicamente sostenible (Lindenmayer, 2000). Dentro de los diferentes biomas en el mundo, los ecosistemas áridos tienen gran influencia en la regulación de los procesos ecológicos esenciales para la vida como lo es el ciclo hidrológico y ciclo de la energía y los sistemas que mantienen la vida en el planeta (Briske y Heitschmidt, 2000) y, sin tomar en cuenta índices e indicadores ecológicos para cada caso específico que permitan conocer el estado actual que guardan los ecosistemas (Roundy *et. al.*, 1998). También encontramos que la estrategia más efectiva incluye un enfoque de manejo adaptativo en el que los tratamientos se eligen en función de cambios en la composición de la comunidad y las condiciones del recurso (Cairns, 1993, Hendrickson, *et. al.* 2010).

En México y EUA, los pastizales del Desierto Chihuahuense han experimentado un gran deterioro desde mediados de 1800's, ello se ha debido principalmente a las deficientes prácticas ganaderas, al cambio climático, el fuego, la fragmentación de hábitat y cambio de uso de suelo. En conjunto, se ha provocado un incremento en los escurrimientos y la erosión, una disminución de la diversidad biológica y pérdida en las concentraciones de aves, incremento en la invasión de especies no nativas y una disminución en la cantidad de forraje para animales domésticos y silvestres (Berlanga, 2009; Aguirre *et. al.* 2012).

En relación con las últimas décadas, se tiene que durante la década de los ochentas, el ser humano intensifica los efectos negativos sobre los ecosistemas naturales del planeta, lo cual incrementa la necesidad de llevar a cabo acciones

de restauración urgentemente (Briske, 2000). De tal forma, se requiere de un esfuerzo continuo de restauración a través de la recuperación de sitios degradados así como de paisajes completos basados en razones de conservación (Hobbs and Norton, 1996). Aunado a ello, las arbustivas eran consideradas como plantas competidoras para los programas de reforestación y resiembras, cuando en realidad éstas constituyen especies facilitadoras para el establecimiento de resiembras en ambientes diversos (Castro, *et. al.* 2004).

Dado lo anterior, se tiene la necesidad de llevar a cabo evaluaciones en las comunidades naturales que han sufrido algún tipo de alteración (De Groot 1994). Para ello el sistema de caracterización estructural es una herramienta útil que permite medir los resultados esperados con los planes aplicados, ya que a través de esta herramienta se puede llevar a cabo toma de decisiones de manera acertada durante las acciones de revegetación, aprovechamiento forestal manejo de fauna silvestre, monitoreo de flora y fauna, industria forestal, entre otros. De tal manera, la aplicación de un continuo monitoreo ecológico facilita la identificación de factores de deterioro (Spellerberg, 2005) antes que estos causen crisis que tendrán como consecuencia altos costos en el manejo de recursos naturales.

Finalmente, con la presente investigación se llevó a cabo la comparación de dos métodos de estudio de comunidades, como lo son el sistema de caracterización estructural así como el muestreo por parcelas, a fin de comparar dos áreas tratadas con distinto sistema de manejo en un ecosistema de matorral desértico micrófilo en la parte sur del Desierto Chihuahuense, en el cual se aplicaron las técnicas de a) revegetación con la arbustiva costilla de vaca (*Atriplex canescens*), así como b) la aplicación de rodillo rehabilitador modificado. Dado lo anterior, se obtuvo información relevante a cerca del estado actual que guardan dichas comunidades de estudio, así como del impacto generado por el manejo mencionado a diez años de su aplicación.

2 ANTECEDENTES

En relación con el presente estudio, se tiene que la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, a través de sus diferentes departamentos desarrolla proyectos de investigación relacionados con comunidades vegetales características de la región Norte de la República Mexicana. Dichos proyectos van desde encontrar estrategias óptimas de manejo cuyo objetivo es documentar los cambios que el ecosistema ha experimentado en las últimas décadas, hasta entender la estructura dinámica del matorral y sus procesos ecológicos (García, 1999). En el matorral desértico se han realizado múltiples estudios científicos con relación a las especies arbustivas, estudios acerca del análisis y medición de biomasa (Heiseke y Foroughcakhch, 1985, Reyes 1989) daños por factores meteorológicos, relaciones entre la vegetación y factores físicos (Jurado, 1986), composición y estructura (Jurado y Reid, 1988), estudios fenológicos (Castañeda, 1988); uso de especies maderables; Inventarios florísticos (García, 1982; Estrada, 1987), Inventarios forestales (Martínez, 1992), medición del crecimiento producción de madera (Carrillo, 1991; Reyes, 2011), análisis de fitodiversidad (Rodríguez, 1994; Medina-Cortes, 1995; Alanis *et al.* 2013). Impacto de la ganadería sobre el matorral espinoso (Mora *et al.*, 2013; Molina *et al.* 2013); estudios de especies leñosas bajo diferente manejo (Pequeño *et al.* 2012; Jiménez *et al.*, 2013) y efecto del uso de suelo en la fotodiversidad (Alanis *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009).

A su vez, estudios sobre el matorral desértico indican que hay un bajo conocimiento de la dinámica y procesos de sucesión en dichos ecosistemas en México lo cual es de relevante importancia para la toma de decisiones en el manejo sustentable de los recursos naturales renovables en dichos biomas (Alanís *et al.* 2013). Karl (2010) menciona que el buen manejo de los pastizales exige tener una información exacta sobre la condición de éstos dentro de las grandes extensiones. Así, los cambios en la vegetación asociados con cambios

en el clima y disturbios antropogénicos tienen efectos superlativos sobre los ciclos biogeoquímicos (Rau, *et. al.*, 2011). Por otra parte, los ambientes sin un estado claro de equilibrio se caracterizan por fluctuaciones en la precipitación que resultan en alteraciones de la biomasa vegetal y en la receptividad del sistema (Okayasu, *et. al.*, 2011). Jiménez *et al.* (2009) analizaron el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México para determinar la modificación de la diversidad, indicadores ecológicos, estructura dimensional y la distribución vertical de las especies arbóreas y arbustivas debido al cambio de uso del suelo. El análisis se realizó mediante la comparación de tres áreas con distinto historial de uso: ganadería extensiva, agricultura tradicional y matarrasa, con un abandono de 21 años. Finalmente concluyeron que el análisis estructural comparativo mostró evidencias significativas que indican que el cambio de uso del suelo trae como consecuencia que las áreas presenten diferente diversidad, indicadores ecológicos, distribución vertical y estructura dimensional.

Alanís (2004) realizó un estudio sobre la distribución espacial de los bosques mixtos en la Sierra Madre Occidental empleando una combinación de muestreo total y el grupo estructural de “4 árboles”, encontrando que los resultados obtenidos arrojan que los distintos índices de distribución espacial proyectaron la misma tendencia aleatoria.

En relación con los temas relacionados con la presente investigación, Berlanga (2009) validó el uso de un rodillo rehabilitador con cuchillas de 8 pulgadas y movido por un tractor de 300 Hp en dos ranchos del municipio de Zaragoza, Coah., con lo cual incrementó la infiltración de lluvia en suelo, así como la recuperación de la cobertura vegetal. Por su parte, Echavarría y Serna (2002) llevaron a cabo el establecimiento de especies como costilla de vaca (*A. canescens*) en agostaderos sobre utilizados, en combinación con prácticas mecánicas mínimas (bordos a nivel), reduciendo efectivamente las pérdidas de suelo ocasionadas por la erosión hídrica, logrando a su vez un incremento en la producción forrajera en dichas áreas.

A su vez, Mora *et al.* (2013) llevaron a cabo una investigación para determinar el efecto de la ganadería sobre el matorral natural, determinando finalmente que el efecto del pastoreo de ganado estimula una baja similitud entre las especies del área estudiada a comparación del ecosistema testigo.

Molina *et al.* (2013) estudiaron dos áreas con diferente sistema de pastoreo: 1) pastoreo continuo y 2) pastoreo Savory. Se evaluó la fitodiversidad, indicadores ecológicos de abundancia (*Ar*), dominancia (*Dr*), frecuencia (*Fr*), e índice de valor de importancia (IVI), el género con mayor número de especies, en ambos sistemas, fue *Acacia*, con *A. berlandieri*, *A. farnesiana* y *A. rigidula*. En el sistema Savory, la especie con mayor IVI fue *Cenchrus ciliaris* (59.31 %) y en el sistema de pastoreo continuo, *Panicum texanum* (37.76 %). En este estudio encontramos que especies nativas, preferidas por el ganado vacuno, como *Bouteloua barbata* y *Panicum texanum* son aún abundantes en el área después de 22 años de estar bajo pastoreo continuo.

2 JUSTIFICACION.

2.1.- Justificación Científica: El presente trabajo se encuentra justificado en el sentido científico, ya que se desarrollo a través de la aplicación de una metodología establecida evaluándose parámetros que permitieron información pertinente para la toma de decisiones en el manejo de ecosistemas afines.

2.2.- Justificación Ecológica: La presente investigación permite determinar la viabilidad de las prácticas de restauración en las áreas de estudio, a fin de evitar un impacto negativo sobre las poblaciones ecológicas presentes.

3.- Justificación Social: Los resultados obtenidos en la presente investigación, ofrece a los manejadores y poseedores de ecosistemas naturales (pastizales) una herramienta eficaz para llevar a cabo toma de decisiones sobre el adecuado manejo y aprovechamiento de las poblaciones vegetales presentes en los predios de interés.

3 HIPÓTESIS

Ho 1: La estructura vertical y horizontal de la comunidad revegetada con arbustos forrajeros del género *Atriplex* muestra diferencias significativas en relación con la parcela testigo.

Ho 2: La estructura vertical y horizontal de la comunidad restaurada con rodillo rehabilitador modificado muestra diferencias significativas en relación con la parcela testigo.

4 OBJETIVO GENERAL

El objetivo del presente estudio es caracterizar estructuralmente la comunidad vegetal de dos áreas a 10 años de haber sido restauradas mediante la determinación de índices de diversidad de especies, diferenciación dimensional y distribución espacial.

4.1 Objetivos particulares.

- 1.- Caracterizar estructuralmente la comunidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo revegetado parcialmente con la arbustiva "*Atriplex canescens*" a 10 años de su aplicación.
- 2.- Caracterizar estructuralmente la comunidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo restaurado con "rodillo rehabilitador de pastizales modificado" a 10 años de su aplicación.
- 3.- Comparar el sistema de muestreo estructural (grupo de los cuatro árboles) y el muestreo por parcelas en las áreas restauradas.

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Localización general del área de estudio.

El presente trabajo se desarrolló en el Rancho Experimental “El Halcón” ubicado en la parte Noreste del estado de Zacatecas (México), en el municipio de Villa de Coss. Las coordenadas geográficas de ubicación son 23° 27' 36" L N y 102° 10' 14" L O, y se encuentra a una altitud de 1975 msnm (Google Earth, 2011). La zona perteneciente a la provincia biótica del Desierto Chihuahuense (Dice 1945) (figura 1), el cual es uno de los desiertos biológicamente más ricos del mundo, cubriendo una extensión aproximada de 630,000 km², lo cual lo ubica como el más extenso de América del Norte, su extensión lo hace que sea el 36% del total de área desértica del continente. Se ubica a lo largo de la frontera de los Estados Unidos y México. Del lado de los Estados Unidos ocupa los valles y cuencas del centro del estado de Nuevo México, así como la región al oeste del río Pecos, en el estado de Texas (Wikipedia, 2012). Del lado de México se ubica en la altiplanicie mexicana, cubriendo gran parte de los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas y San Luis Potosí, hasta el suroeste de los Estados Unidos de América, en Arizona, Nuevo México y Texas (W. W. F., 2007), De los cuatro grandes desiertos norteamericanos, el desierto de Chihuahua es el que se encuentra más al este y al sur en el continente (Wikipedia, 2012).

Los ecosistemas de matorrales ocupan alrededor del 30% del país con una amplia distribución, existe una gran cantidad de matorrales con diversa composición y estructura. Entre los nombres que se han utilizado están: matorral xerófilo (seco), cardonales, tetecheras, izotales, nopaleras, matorral espinoso, matorral inerme (sin espinas), parvifolio (hojas pequeñas), magueyales, lechuguillales, guapillales y chaparrales. A su vez, el Matorral desértico micrófilo ocupa el 9.98 % de los diferentes tipos de matorral con una

extensión de 195,962 km² siendo el más extenso dentro de este tipo de comunidades ecológicas (Biodiversidad Mexicana, 2012).

5.2 Descripción del ecosistema de estudio:

El ecosistema en cuestión se caracteriza por ser un área sobre pastoreada debido al manejo a que ha sido sometido a lo largo de las últimas décadas, mostrando una alta presencia de especies arbustivas y en menor grado de herbáceas de crecimiento perenne. La vegetación que se encuentra presente es del tipo “Matorral Desértico Micrófilo” (COTECOCA, 1982), coexistiendo las especies *Prosopis glandulosa* var. *torreyana*, *Parthenium incanum*, *Acacia constricta*, *Larrea tridentata*, *Opuntia leucotricha*, *O. rastrera*, *O. robusta*, *O. cantabrigensis*, *O. leptocaulis*, *O. lindheimeri*, *Lycium berlandieri*, entre las cuales coexisten algunas gramíneas nativas tales como *Setaria geniculata*, *S. grisebachii*, *Leptochloa dubia*, *Aristida adsenscionis*, *Eragrostis mexicana*, *E. barrelieri*, *Buchloe dactyloides*.



Figura 1.- Distribución geográfica del Desierto Chihuahuense (W. W. F., 2007).

5.3 Clima :

De acuerdo a la clasificación de Koeppen (1962), el clima de la región se define como tipo BW con una temperatura media anual de 17.5°C siendo el mes más frío enero con una temperatura promedio de 12.2°C y 22.4°C para junio que se caracteriza como el mes más cálido del año. La precipitación anual asciende en base a la lectura de la última década (2000 - 2010) a 357.8 mm en promedio teniendo a febrero como el mes con los valores más bajos en promedio (1.9 mm) y el más lluvioso junio con promedio de 80.9 mm. La evaporación para el mes más bajo es de 119.5 mm la cual se presenta en diciembre y a partir de este mes comienza a ascender paulatinamente teniendo su pico en el mes de mayo con 220.5 mm, para después ir descendiendo gradualmente y el valor acumulado a lo largo del año es de 1940.4 mm (CNA, 2000).



Figura 2.- Ubicación de las dos áreas restauradas de estudio (Google earth 2012).



Figura 3.- Imagen que muestra la unidad experimental con el matorral revegetado con *A. canescens*, con una superficie aproximada de 22 ha (Google earth 2012).



Figura 4.- Imagen que muestra la unidad experimental con el matorral restaurado con Rodillo rehabilitador de pastizales modificado en una superficie aproximada de 15 ha (Google earth 2012).

5.4 Suelo:

El suelo se muestra una capa arable poco profunda franco arenosa, una vez que se sobrepasa dicho perfil, se encuentra la roca madre. La tonalidad de éste varía de café a rojizo y su pendiente es muy ligera, fluctuando de 0.5 a 0.75 por ciento.

5.5.- Metodología.

5.5.1 Descripción de las tecnologías aplicadas.

5.5.1.1 Revegetación con *A. canescens*.

El arbusto forrajero conocido como costilla de vaca o chamizo, es una planta nativa que tolera condiciones de heladas y sequía, tiene buena capacidad de rebrote y produce forraje de buena calidad en épocas críticas (otoño-invierno), cuando la mayoría de los forrajes están secos o lignificados. Tiene un contenido alto de proteína que fluctúa entre 14 a 18% (FAO, 2013). Dicha especie fue establecida bajo estructuras para la cosecha de agua conocidas como curvas a nivel (figura 2, 5 y 6), utilizando distancias entre planta de 1.5m, siendo establecidas en franjas de 15 m de amplitud aproximadamente durante el año de 2000 en una superficie de 22 ha.

5.5.1.2.- Aplicación del rodillo rehabilitador modificado:

Dicha práctica se llevó a cabo a través de la aplicación de un rodillo rehabilitador, el cual fue modificado por el autor de la presente investigación a partir del diseño propuesto por Aceros y Maquinados Nacionales de Monterrey (AMNSA), el cual requiere de una tracción de un tractor de 300 HP, con un peso de 3 ton. y, se encuentra diseñado para suelos profundos y matorrales con diámetros de tallo de hasta 4", el cual presenta navajas de 8" de amplitud (Berlanga 2010), las cuales a su paso por el suelo generan un fuerte impacto, favoreciendo el proceso de denitrificación, así como la exposición del suelo a



Figura 5.- Sistema de plantación con *A. canescens* en el año 2000.



Figura 6.- Ecosistema con *A. canescens* a 10 años (2000 - 2010) de ser revegetado.

erosión hídrica, aunado al efecto de las arbustivas y arbóreas afectadas a su paso, las cuales representan un recurso importante para la fauna silvestre. Y cuando es aplicado en suelos someros el efecto sobre la recuperación de la cobertura vegetal es mínimo.

Dado lo anterior, se observó la necesidad de desarrollar un modelo acorde a los matorrales espinosos propios de lomeríos con suelos someros y alto contenido de pedregosidad, éste modelo presenta navajas de 4" y tiene un peso de 1 ton., requiriendo solamente 37 HP, el cual genera un disturbio superficial del suelo con baja exposición del mismo a la erosión hídrica, una eficiente ruptura de la costra generada por sobre pastoreo y erosión lo cual facilita la cosecha de agua In situ, así como el flujo de energía en el ecosistema (figura 7).



Figura 7.- Imagen que muestra el matorral restaurado con rodillo rehabilitador modificado (lado izquierdo muestra el rodal testigo y lado derecho el área restaurada).

5.5.2 Metodología de la investigación.

La metodología propuesta para realizar esta investigación fue una combinación de parcelas rectangulares y el análisis muestral (Kohler, 1951) desarrollado por Földner y Gadow (1994). La información proveniente de las parcelas se utilizó para determinar la valoración cuantitativa de las áreas (densidad de individuos por hectárea y su área basal) y la distribución vertical de las especies arbóreas y arbustivas.

La utilización de la forma rectangular fue por la facilidad de su delimitación y medición en vegetación con respecto a la forma circular (Jurado & Reid, 1989).

5.5.2.1.- Estructura de ecosistemas.

La estructura de la masa forestal se define como la forma en que los diferentes elementos del sistema se organizan en el espacio vertical y horizontal y es el resultado de muchos procesos representando un estado momentáneo de la dinámica de la masa (Del Río *et al.*, 2003; Aguirre, 2004). La complejidad estructural es resultado de la posición, mezcla de especies, distribución de edades y competencia, lo cual determina directa e indirectamente la presencia y abundancia de diferentes especies de plantas y animales (Spies, 1998).

A su vez, la estructura de un ecosistema se puede describir mediante tres características: diversidad y mezcla de especies; posición o patrones de distribución espacial de las especies; y diferenciación de tamaños entre árboles (Gadow y Hui, 1999). Particularmente los patrones de distribución de los individuos determinan los regímenes de luz y patrones de regeneración dentro del ecosistema y tienen una influencia significativa en el desarrollo y producción primaria. La estructura de los ecosistemas se reconoce como un indicador clave de la biodiversidad, la estabilidad ecológica y el desarrollo futuro de comunidades naturales (Kimmins, 1997; Franklin *et al.*, 2002). Actualmente, la

estructura de ecosistemas áridos se ha convertido en un factor determinante en el análisis y manejo de los mismos, Zenner, *et al.*, (2000) mencionan que las características estructurales son de una gran utilidad para definir los requerimientos de nicho de las especies, examinar la heterogeneidad espacial y la dinámica temporal de la vegetación. Los tratamientos silviculturales pueden modificar la estructura del rodal y por lo tanto tienen un papel importante en asegurar la diversidad del rodal y la estabilidad ecológica. Cada intervención de manejo influye en la estructura del rodal. La estructura de los ecosistemas de matorral está relacionada con el hábitat de la fauna silvestre y la flora, siendo esta determinante como indicador de la biodiversidad. Por otra parte se encuentra estrechamente relacionada a distintos factores bióticos y abióticos, beneficios directos (productos) e indirectos como fijación de carbonos, paisaje, protección de suelo (Del Rio *et al.*, 2003).

5.5.3 Caracterización estructural de ecosistemas forestales.

La caracterización de la estructura de ecosistemas áridos constituye una condición para la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos en dichas áreas, donde se observan procesos de selección natural que permiten acciones de manejo pertinentes (Gadow, 1999).

Dentro de los métodos espaciales utilizados para medir los rodales se pueden identificar dos categorías: (a) índices espaciales y (b) técnicas de estadística espacial (Kint *et al.*, 2000). Respecto a índices espaciales, en la última década se han desarrollado índices basados en relaciones matemáticas de vecindad (Füldner 1995, Gadow y Hui 1999, Zenner y Hibbs 2000). Cada uno de esos índices cuantifica de forma separada la característica estructural de los rodales como la posición, mezcla y diferenciación.

A su vez, los métodos de muestreo rápido de vegetación son útiles para señalar cambios en la composición vegetal de pastizales, debido a las grandes escalas espaciales y temporales frecuentemente involucradas y los limitados recursos

de muestreo disponibles (Laliberté *et. al.*, 2010). Por este motivo, en este trabajo se determina la composición, estructura y dinámica de este tipo de vegetación, para entender los procesos donde la intervención del hombre ha tenido influencia a través de prácticas aplicadas en los mismos, y de ésta manera analizar objetivamente las influencias antropogénicas que se ejercen sobre los procesos sucesionales que ocurren en los ecosistemas (Aguirre, 1998).

Para la categoría de técnicas estadísticas espaciales, se ubican metodologías como análisis de patrón de puntos y geoestadística. Los métodos no espaciales describen características medias del rodal, independientes de la posición relativa del individuo, los Índices no espaciales cuantifican la estructura vertical, estructura horizontal o diversidad de especies. Ejemplos son los índices de Shannon y Simpson (Magurran, 2004), ó el 'Perfil Vertical de Especies' de Pretzsch (1996).

Aguirre (2002) menciona que los métodos para la caracterización estructural pueden ser distintos en función de los objetivos, incluyendo índices de diversidad, mezcla de especies, perfil de especies, distribución espacial, diferenciación dimensional, coeficiente de homogeneidad, los cuales permiten reproducir con distinta precisión la condición de los ecosistemas objeto de estudio (Jiménez *et. al.* 1998; Aguirre *et. al.* 1998; Kramer *et. al.* 1999).

Pérez (2004) destaca que actualmente los estudios enfocados a la conservación implican el análisis de las comunidades con la finalidad de lograr un mejor entendimiento de las interacciones biológicas. En este marco interesa particularmente la estructura de las especies, estructura espacial y estructura dimensional de los ecosistemas caracterizados mediante procesos cuantitativos que permitan su evaluación y monitoreo en diferentes etapas de desarrollo de los sistemas (Aguirre, 1998).

En general, los matorrales jóvenes tienen una estructura simple y presentan una baja riqueza en especies a diferencia de los ecosistemas primarios del mismo ambiente (Breshears, *et. al.*, 1998). En tanto, la composición y estructura de una comunidad secundaria se modifican con el paso del tiempo (Finegan, 1997).

Kurth y Sloboda (2001) mencionan que los diferentes tipos de ecosistemas pueden ser caracterizados por el grado de heterogeneidad espacial y complejidad estructural. Por otra parte, el cambio de la estructura espacial es el principal método utilizado por los manejadores del recurso forestal para determinar el desarrollo de los rodales o individuos.

Minchinton (2001) menciona que las variaciones en la estructura del ecosistema tienen gran influencia en los procesos ecológicos tales como dispersión, sobrevivencia y establecimiento de las especies, los cuales determinan la distribución y abundancia de las poblaciones en espacio y tiempo.

Jiménez *et. al.* (1999), Gadow (1999) y Aguirre (2002) definen la estructura como el ordenamiento específico de los elementos que se encuentran dentro de un sistema, o bien, como un conjunto de elementos agrupados por características de diversidad, distribución espacial y diferenciación dimensional de las variables cuantitativas (Jiménez *et al.*, 1998). La estructura de las arbustivas se refiere a la distribución de las características de un individuo dentro de un rodal y señala que la estructura de un ecosistema se define por el tipo, número, ordenamiento espacial y temporal de los elementos que lo constituyen y que deben considerarse para una correcta planificación de los recursos naturales (Jiménez *et al.*, 1996; Aguirre *et al.*, 1997; Gadow y Hui, 1998). La estructura de los ecosistemas se refiere a la distribución temporal y física de los árboles en un rodal, en donde se incluye una descripción de la distribución horizontal y vertical, patrones especiales, el tamaño de los árboles y la edad respectiva. Franklin *et. al.* (1981) describen los ecosistemas por su

composición, función y estructura. La composición es un conjunto de organismos que existen dentro de un ecosistema. Es frecuente describirlo por la presencia y/o dominancia de las especies y a menudo por descripciones relativas como índices de diversidad (Stone et al., 1998). La función se refiere a los tipos de procesos que desempeña el ecosistema forestal, como captura de carbono e interacciones de los componentes forestales tanto bióticos como abióticos; y la estructura se refiere al arreglo físico y a las características del bosque (Franklin *et al.*, 1981).

5.5.4 Estructura vertical y horizontal.

O'Hara *et. al.* (1995) mencionan que la distribución vertical es un atributo de la estructura forestal, la cual es necesaria para el manejo de los recursos naturales. Thomas (1996) señala que en la determinación de la distribución horizontal se requiere de la utilización del diámetro como un sustituto de la edad de los individuos y la interpretación de la relación estática diámetro-altura.

Los patrones de crecimiento en la altura determinan la distribución de las especies en su desarrollo vertical (Spies, 1998). En sentido vertical, la vegetación ésta organizada en un complejo de patrones, desde el suelo hasta lo alto del dosel, en los cuales algunos ecólogos identifican estratos de plantas y ramas en relación al dosel superior, considerando diferentes niveles de altura, en cuanto a la estructura horizontal, esta describe todo el complejo que se encuentra a lo largo del gradiente horizontal (Bourgeron, 1983). Zenner *et. al.* (2000) menciona que es necesario estudiar los patrones espaciales de los individuos, la distribución diamétrica, y de altura y la densidad de estos cuando se requiere comparar dos rodales.

Jiménez *et. al.* (2001) definió un procedimiento de análisis para la estructura horizontal y vertical en especies de tipo arbóreo de un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* en el Norte de México, utilizando la combinación de la

medición global en el ecosistema forestal y el análisis muestral denominado “grupo estructural de los 4 árboles”. Pérez (2004) realizó un análisis de la estructura de dos ecosistemas multicohortales del norte de México: el Cerro del Potosí y Sierra La Marta, en donde el mayor porcentaje de individuos para la distribución vertical ocurre en el estrato II en donde Sierra La Marta muestra los valores más altos.

5.5.5.- Distribución espacial.

El estudio de la distribución espacial en los ecosistemas forestales es de gran interés en lo correspondiente al manejo sostenible de los recursos naturales. Dicha distribución está condicionada por las relaciones entre los individuos (competencia y asociación), así como por las estrategias de regeneración de las distintas especies y las intervenciones silvícolas que se realizan en el rodal (Del Rio, 2003). La inclusión en la toma de datos de la posición de los individuos en los inventarios forestales ha servido como punto de partida para las investigaciones sobre las distribuciones espaciales de las masas forestales (Füldner y Gadow, 1994).

Arroyo (1994) menciona que la sucesión de plantas es uno de los factores que está implicado en los patrones de distribución de especies en las comunidades y, que sin embargo todavía no se le ha dado la atención que merece. Para la distribución de las especies, es esencial reconocer las etapas de la sucesión, lográndose por medio de registros de composición florística, fisonomía y estructuras determinantes, las cuales serán clave para clasificar las etapas de la sucesión. Estas etapas pueden denominarse pioneras, secundaria temprana, secundaria tardía y clímax.

Brower *et. al.* (1990) mencionan que ciertas especies presentan una distribución espacial de manera aleatoria, por lo que la posición de un individuo es completamente independiente de cualquier otra en la población y en ocasiones

determinada por estrategias de las especies y los disturbios en los rodales. Thomas (1975) menciona que existen tres grupos de patrones de organización en las comunidades: al azar, por grupos (conglomerados) y sistemático. Por otro lado, Ludwig y Reynolds (1998) destacan la presencia de diversos factores causales que pueden llevar a patrones de distribución espacial: (1) factores vectoriales, resultado de la acción de los factores ambientales extremos; (2) factores reproductivos de las especies (sexual y asexual), (3) factores sociales (comportamiento territorial); (4) factor coactivo, resultado de interacciones intraespecíficas (competencia), (5) factores aleatorios, resultado de la variación de los factores antes reflejados. Sin embargo, se debe tener en consideración que la naturaleza es multifactorial y algunos procesos de interacción (bióticos y abióticos) contribuyen a la existencia de patrones espaciales (Thomas, 1975).

5.5.6.- Tipos de patrones de organización de los individuos (Thomas, 1975):

5.5.6.1.- Aleatoria.

Los individuos están distribuidos al azar dentro del espacio disponible (figura 1). No existe ningún tipo de interacción entre los mismos. Se debe cumplir dos condiciones para aceptar este tipo de distribución espacial:

Los puntos en el espacio tienen la misma posibilidad de ser ocupados.

La presencia de un individuo en cierto punto, no afecta la ubicación de otro organismo.

5.5.6.2.- Regular

Este tipo de distribución ocurre cuando los individuos presentan cierta tendencia a mantener entre sí, una distancia próxima a la similitud. Surge como consecuencia de una repoblación o como respuesta de una fuerte competencia por alimento o espacio.

5.5.6.3.- Agrupada

Esta distribución está conformada por grupos de organismos alternándose con espacios abiertos. Tal proceso ocurre como consecuencia de la interacción entre los individuos que componen una masa forestal o bien, como resultado de la ausencia de homogeneidad en el sitio, comportamiento gregario y modo reproductivo (Ludwig y Reynolds, 1998).

De los muchos índices que se han utilizado para describir la distribución espacial de los árboles, Del Rio (2003) distingue cuatro tipos: a) basado en el muestreo del número de (PIES) individuos por parcela, b) método del vecino más cercano, c) método del momento de segundo orden y d) método que utiliza datos simulados.

Gadow (1999) menciona que las variables expresadas para describir los atributos estructurales dentro de un tipo de vegetación, pueden ser evaluadas en la práctica con la información de muestreo del vecino más cercano. Estas pueden ser utilizadas para caracterizar modificaciones de estructuras de bosques resultantes de actividades silvícolas, para medir diferencias de bosques en tiempo y espacio y para analizar las estructuras arbóreas observadas y esperadas.

Albert *et al.* (1995) destaca que los índices estructurales son sumamente versátiles y útiles debido a que pueden determinarse tanto para la totalidad de los individuos de un ecosistema como para una especie, dada una clase dimensional establecida. En este sentido, existe la necesidad de generar metodologías cuantitativas que permitan desarrollar el análisis estructural en el estrato arbóreo a través de la integración de diversos índices estructurales recientemente desarrollados (Gadow y Fuldner, 1992), parámetros dasométricos convencionalmente empleados para la evaluación de tales

ecosistemas y finalmente, factores físicos de las localidades como objeto de estudio (Aguirre, *et al.*, 1997).

5.7.- Muestreo por parcelas.

Para determinar la diversidad de las especies arbustivas en los distintos tratamientos, se estableció la determinación del tamaño de parcela muestral a través de la aplicación del criterio de Mueller y Ellenberg (1974), encontrando en el transecto de 750m² (50 m de longitud x 15 m. de ancho) la superficie óptima para llevar a cabo el muestreo con una distancia mínima entre transectos de 50 m entre ellos, con la finalidad de evitar el efecto de borde e impedir que existan variantes topográficas, edáficas o altitudinales. En los sitios de muestreo se realizó un censo total de las especies arbustivas, entendiéndose como “arbusto”, aquella planta leñosa perenne, que tiene un fuste y una copa poco diferenciados y que se ramifica aproximadamente a partir de los primeros centímetros de altura (Harold y Hocker, 1984).

5.8.- Grupo estructural de los cuatro árboles.

Posterior al inventario realizado se empleó un muestreo sistemático para la estimación de los parámetros estructurales, denominado grupo estructural de los 4 arboles (Füldner y Gadow, 1994). Este muestreo parte de un punto inicial al azar, instalando sitios de muestreo en una red de puntos y estableciendo una distancia entre sitios. El árbol más próximo a los puntos de intersección de la red se le denomina árbol-muestra o árbol cero y partiendo de este, se determina la distancia de los tres arboles más cercanos, conformando de esta manera el grupo estructural de los cuatro arboles (Alanís, 2004; Pérez, 2004).

5.9.- Determinación del tamaño óptimo de muestra.

Para la determinación del tamaño de muestra del muestreo por parcelas, se elaboró una curva especie-área para cada área de estudio, siguiendo el criterio de Mueller y Ellenberg (1974) citado por Rodríguez (1994). El registro de la densidad total de especies en cada unidad muestral y su acumulación se usó para la construcción de esta curva. El área mínima fue definida como el área muestral donde el incremento inicial de la curva especie-área observa la asíntota llegando a ser horizontal (las curvas especie-área de las comunidades se encuentran en la figura 6).

5.10.- Selección de sitios de muestreo.

Para seleccionar los sitios de muestreo dentro de los rodales tratados, se realizaron observaciones previas en las distintas áreas de interés en el matorral en cuestión, a partir de las condiciones generales de ambas comunidades, con la finalidad de obtener una definición de las áreas para establecer las parcelas de muestreo.

El estudio se realizó en las áreas manejadas con distintos tratamientos, así como en sus respectivos testigos:

- 1.- Área revegetada con *Atriplex canescens*.
- 2.- Área testigo (sin tratamiento).
- 3.- Área restaurada con Rodillo rehabilitador de pastizales modificado.
- 4.- Área testigo (sin tratamiento).

A su vez, es pertinente mencionar que dichas comunidades presentan una antigüedad de 10 años de haber sido restauradas con los tratamientos mencionados.

5.10.1.- Georreferenciación del área restaurada con *A. canescens* a partir del Azimut (norte).

Vértice 1: 23° 28' 23.12" N; 102° 09' 53.10" O; altitud 1958 msnm.

Vértice 2: 23° 28' 18.84" N; 102° 09' 51.39" O; altitud 1957 msnm.

Vértice 3: 23° 28' 17.31" N; 102° 09' 51.86" O; altitud 1957 msnm.

Vértice 4: 23° 28' 15.76" N; 102° 09' 51.52" O; altitud 1958 msnm.

Vértice 5: 23° 28' 25.57" N; 102° 10' 07.67" O; altitud 1964 msnm.

Vértice 6: 23° 28' 06.23" N; 102° 09' 55.83" O altitud 1959 msnm.

5.10.2.- Georreferenciación del área restaurada con rodillo rehabilitador modificado a partir del Azimut (norte).

Vértice 1: 23° 27' 53.09" N; 102° 09' 55.56" O; altitud 1959 msnm.

Vértice 2: 23° 27' 42.49" N; 102° 10' 03.35" O; altitud 1960 msnm.

Vértice 3: 23° 27' 44.72" N; 102° 10' 08.66" O; altitud 1962 msnm.

Vértice 4: 23° 27' 53.03" N; 102° 10' 05.37" O; altitud 1961 msnm.

5.10.3.- Muestreo en comunidad revegetada con *A. canescens*.

Número de transectos por tratamiento: 4.

Características de transectos:

1.- Área tratada en suelo somero (≤ 20 cm).

2.- Área tratada en suelo profundo (≥ 20 cm).

Número de parcelas: 14 por transecto observado.

Dimensión de parcelas de muestreo: 7.07 x 7.07 m (50m²).

Gradiente ambiental: Profundidad de suelo.

Profundidades de suelo: a) 0-20 y b) ≥ 20 cm.

Total de parcelas de estudio para el censo poblacional: 56.

Total de sitios de observación para el análisis del grupo estructural: 96.

Distancia entre transectos: 50 m.

5.10.4.- Muestreo en comunidad tratada con rodillo rehabilitador de pastizales modificado.

Número de transectos por tratamiento: 4.

Características de transectos:

1.- Área tratada en suelo somero (< 20 cm).

2.- Área tratada en suelo profundo (> 20 cm).

Número de subparcelas: 14 por transecto observado.

Dimensión de parcelas de muestreo : 7.07 x 7.07 m (50m²).

Gradiente ambiental: Profundidad de suelo.

Profundidades de suelo: a) 0-20 y b) >20 cm.

Total de parcelas de estudio para el censo poblacional : 56.

Total de sitios de observación para el análisis del grupo estructural: 96.

Distancia entre transectos: 50 m.

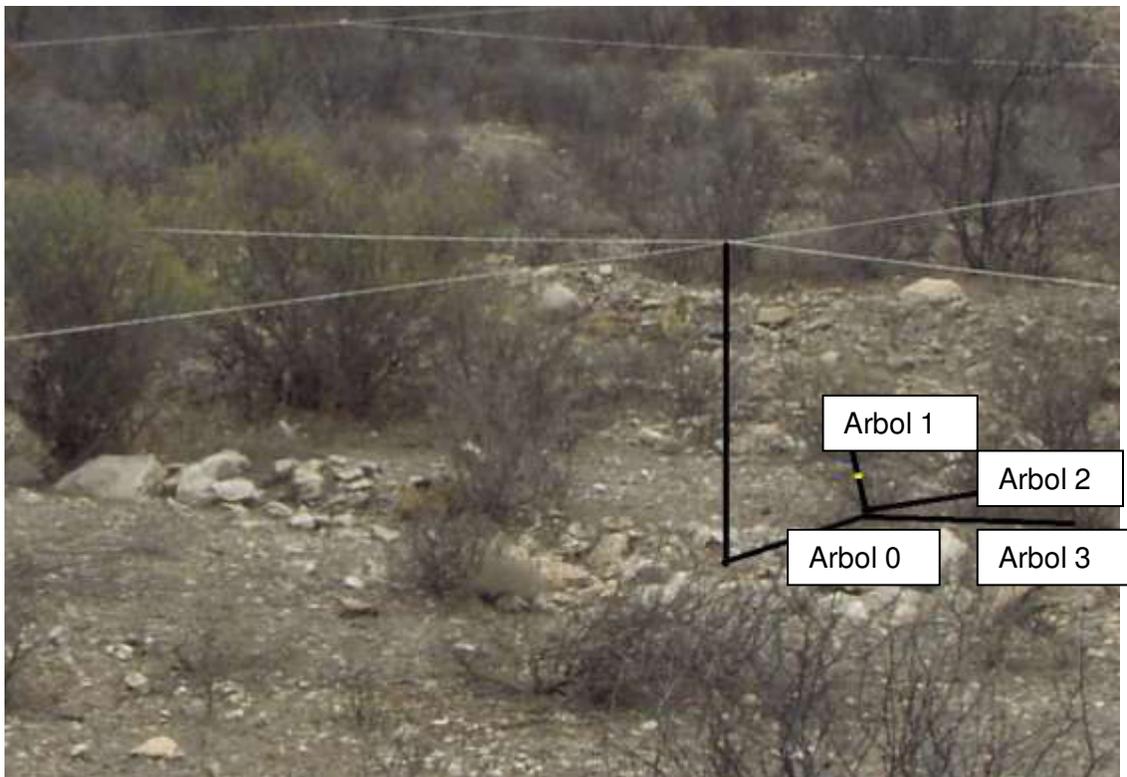


Figura 8: Muestreo de los cuatro árboles (Füldner y Gadow, 1994).

5.11.-Determinación de tamaño óptimo de superficie para el muestreo estructural.

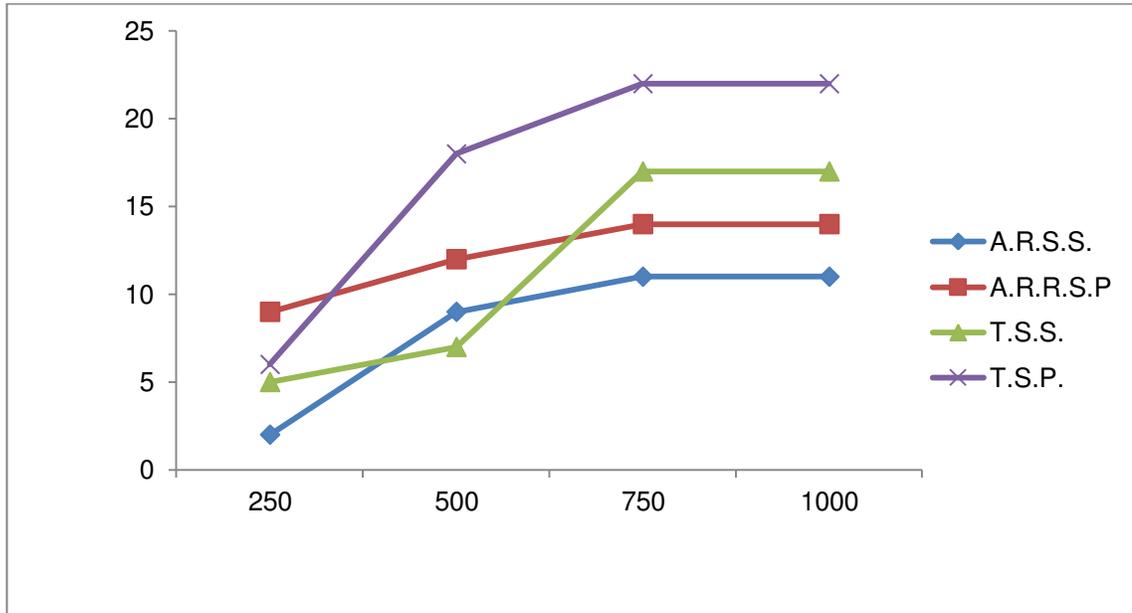


Figura 9: Curva especie-área para las diversas áreas de estudio.

Para la determinación del tamaño de muestra óptimo del muestreo estructural, se elaboró de manera análoga a la de muestreo por parcelas una curva especie-área para cada comunidad de interés, siguiendo el criterio de Mueller y Ellenberg (1974). El registro de la densidad total de especies en cada grupo y su acumulación se usó para la construcción de la curva (figura 9), así como el tamaño mínimo de muestra (figura 10).

5.12.- Variables de estudio.

5.12.1.- Parámetros cuantitativos de la comunidad.

Los parámetros cuantitativos de la comunidad se determinaron a partir del conteo dentro de las parcelas observadas así como a partir de los grupos estructurales establecidos previamente obteniendo así la información dasométrica del muestreo en el matorral desértico micrófilo.

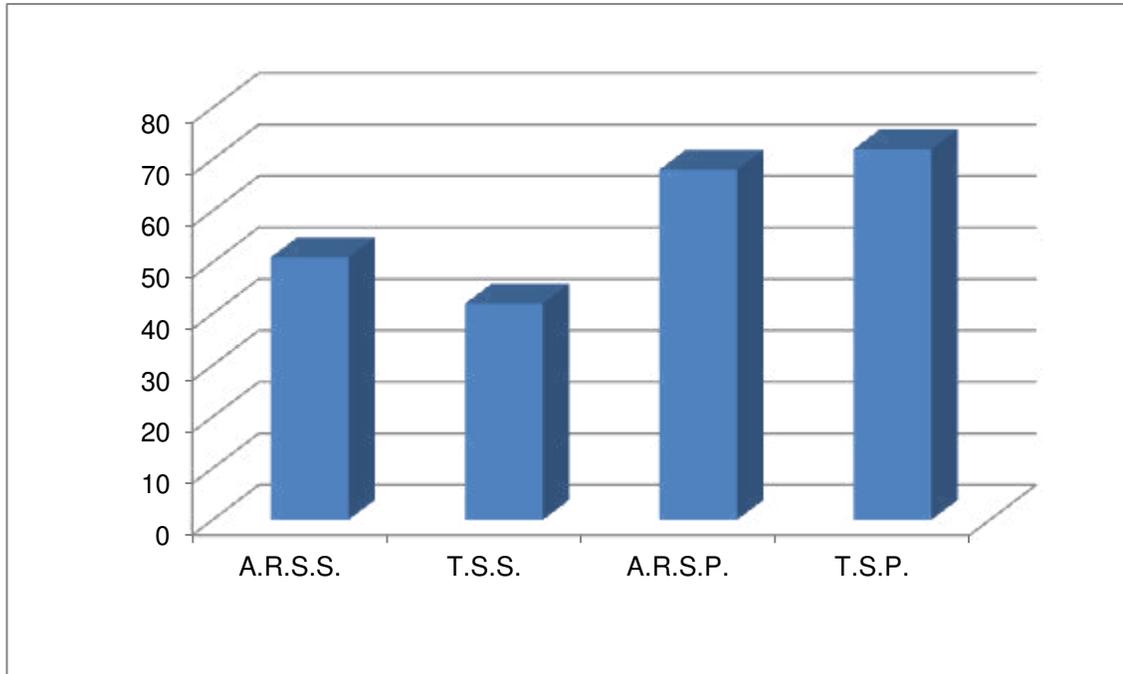


Figura 10: Tamaño mínimo de muestra de las comunidades en estudio establecido para el análisis estructural.

5.12.2.- Estimación de la Diversidad de especies:

Para determinar la diversidad de especies se utilizó el índice de Shannon (Magurran, 1989) aplicando la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p * \ln (P_i)$$

donde H' = Diversidad

S = Número de especies presentes

ln = Logaritmo natural

pi = Proporción de las especies ni/N

ni = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos.

5.12.3.- Abundancia de especies:

La abundancia de especies, se define como el número de individuos por unidad de área, es sinónimo de densidad de especies (Magurran, 1989). A su

vez, la abundancia relativa (Ar) es la proporción porcentual de cada especie en el número total de individuos y se determina a través del procedimiento:

$$Ar = \frac{n}{N} * 100$$

donde n = número de individuos de la especie i .

N = Número total

5.12.4.- Dominancia relativa:

Este parámetro se refiere a la extensión del área cubierta ocupada por una especie y está determinada por la cobertura de copa y, se determina de la siguiente forma:

$$Dr = \frac{\text{área de copa de la especie } i}{\text{área de copa total}} * 100$$

5.12.5.- Frecuencia relativa:

Este parámetro hace referencia a la presencia ó ausencia de una especie a lo largo de las observaciones realizadas y se calcula de la siguiente manera:

$$Fr = \frac{\text{número de apariciones de una especie}}{N \text{ total de observaciones}} * 100$$

5.12.6.- Valor de importancia de las especies:

El valor de importancia de las especies (VI), ó Peso específico (PE) toma en cuenta la Frecuencia relativa (Fr), Abundancia relativa (Ar) y la Dominancia relativa (Dr) de las especies presentes en el rodal :

$$PE = \sum_i Fr_i \cdot Ar_i \cdot Dr_i$$

5.12.7 Estimación de la diferenciación dimensional.

Una vez definidas las unidades muestrales, se procedió a evaluar la variabilidad de los parámetros estructurales en los individuos vecinos empleándose la variable diferenciación dimensional (Füldner y Gadow, 1994) la cual permite describir la estructura del ecosistema, estableciendo como base las relaciones próximas existentes de las especies arbóreas y arbustivas.

5.12.7.1.- Índice de diferenciación en altura (TH).

De manera análoga al índice de diferenciación diamétrica (TD) se determinó la variable diferenciación en altura (TH). Considerando los datos del árbol cero y su vecino más cercano. Aguirre et al. (1998) y Jiménez et al. (1998) desarrollan esta metodología estableciendo una diferenciación seccionada en cinco categorías y cuyo valor oscila entre 0 y 1. Tales categorías se denominan baja 0.0 – 0.20; moderada 0.21 – 0.40; media 0.41 – 0.60; fuerte 0.61 – 0.80 y muy fuerte 0.81 – 1.0. Este índice permite calcular la disimilitud promedio de manera vertical para el estrato arbóreo y arbustivo de una comunidad forestal.

Dicho índice se define por la siguiente expresión matemática:

$$TH_i = 1 \sum_{n \ i=1}^n rij$$

El índice de diferenciación en altura promedio se expresa por la siguiente función:

$$TH = 1 \sum_{n \ i=1}^n TH_i$$

donde:

n = numero de arboles en la unidad de muestreo

5.12.7.2.- Diferenciación en área de copa (TKS):

Relación entre un árbol de referencia i y su vecino próximo j definido por el cociente entre una variable dimensional del más pequeño y del del árbol mayor, sustraído de 1.

$$TKS_{ij} = - \frac{\text{menor } (d_i \dots d_j)}{\text{mayor } (d_i \dots d_j)}$$

5.12.8.- Índice de mezcla de especies (\overline{ME}).

Este término fue descrito por Földner en 1995 para determinar la relación existente entre las especies vecinas y el árbol centro. De tal forma que si los tres vecinos corresponden a la misma especie de este árbol el valor será igual a 0; si uno es de especie distinta = 0.33 a 0.67 será igual si se encuentran dos individuos pertenecientes a otra especie y cuando todos sean de desigual especie tomara el valor de 1.

Se obtiene a través de la siguiente función:

$$M_i = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N m_{ij}$$

5.2.9.- Índice de distribución espacial.

En el desarrollo del procedimiento analítico se establecieron indicadores (índice de Dispersión ó índice de Agrupamiento, índice de Green, índice de Clark & Evans) como metodologías propuestas por Ludwig y Reynolds (1998). A su vez, el Índice de dispersión (ID) se basa en la comparación de la varianza y la media aritmética, cuando el valor de ambas es similar, se refiere a la distribución Poisson, si el valor corresponde a cero la distribución es uniforme; uno es aleatoria y agrupada cuando el valor es mayor que uno y se obtiene a través de la formula:

$$ID = \frac{\sum_{r=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{\bar{x}} \quad ID = \frac{s^2}{\bar{x}}$$

6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Matorral revegetado.

6.1.1 Resultados del muestreo por parcelas (MP) y muestreo estructural (ME).

Para el presente caso, se presenta la información dasométrica del muestreo por sitio en el ecosistema restaurado, así para el área revegetada (tabla 1), se observa que *P. incanum* es la especie que presenta el mayor número de individuos por unidad de superficie, con un total de 4477 ind. /ha. y una densidad relativa de 72.04%, posteriormente *A. canescens* es la especie que le sigue con una densidad absoluta de 482 ind. /ha. y una densidad relativa de 7.76%. Y en el mismo sentido presentan valores para el área basal por especie, observando que ambas poseen la mayor proporción, ocupando el mayor espacio sobre la superficie con el 3.03m² del área basal total para el muestreo para *P. incanum*, seguida de *A. canescens* con 2.93m², y valores relativos para ambas de 26.57%, y 25.75% respectivamente. Las especies restantes presentan una densidad relativa que fluctúa entre el 2.56 y 4.91% de ind./ha.

Tabla 1: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas en área de revegetación.

Nombre científico	N/ha.		G/ha. m ²		Altura (m)					Diámetro				h/d	
	Abs	Rel	Abs	rel	h	Sh	Sh%	min	max	D	Sd	Sd%	min		Max
Total	621	100	11.3	10	0.	2.42	32.5	0.33	1.09	1.49	0.	28.2	0.52	3.72	3.58
	5		9	0	66		5				15	7			
<i>P. incanum</i>	447	72.0	3.03	26	0.	0.61	21.2	0.17	0.41	1.19	.0	27.4	1.01	2.44	1.3
	7	4		.5	33		0				4	6			
<i>L. tridentata</i>			1.45	12	0.	0.45	26.4	0.33	1.89	1.71	0.	36.5	0.45	4.05	0.05
	264	4.25		.6	67						72	4			
S.			0.32	2.	0.	0.10	40.5	0.2	0.52	1.99	0.	18.4	0.83	3.02	1.02
<i>ballotaeflora</i>	159	2.56		83	39						08	5			
<i>A. constricta</i>			2.53	22	1.08	0.	20.4	0.51	1.98	1.80	0.0	10.3	0.5	3.6	0.34
	305	4.91		.1		51	1				7	2			
<i>L. berlandieri</i>			1.13	9.	0.86	0.	31.5	0.43	1.21	0.54	0.0	37.4	0.2	6.03	1.12
	293	4.71		89		73	4				3	1			
<i>J. dioica</i>			0.01	0.	0.52	0.	34.0	0.15	0.36	0.6	0.0	25.3	0.4	2.1	20.4
	235	3.78		10		36	3				9	0			
<i>A. canescens</i>			2.93	25	0.81	0.	29.5	0.54	1.20	2.61	.07	42.4	0.3	4.85	0.87
	482	7.76		.7		52						5			

Donde:

h= altura media

d= diámetro medio

sh= desviación estándar de la altura

sd= desviación estándar del diámetro

sh%= coeficiente de variación de la altura

sd%= coeficiente de variación del diámetro

Tabla 2: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural en área de revegetación.

Nom. científico	N/ha.		G/ha. m ²		Altura (m)					Diámetro (cm)				h/d	
	Abs	Rel	Abs	rel	h	Sh	Sh%	Min	max	D	Sd	Sd%	min		Max
Total	593	100	11.6	10	2.	0.52	20.3	1.73	3.28	3.22	1.	30.6	2.06	7.41	0.84
<i>P. incanum</i>	407	68.6	3.92	55	0.	0.46	11.2	0.11	0.54	0.95	.0	39.2	0.8	1.87	1.7
	5	6		.8	29		8				28	7			
<i>L. tridentata</i>	420	7.08	2.76	39	0.	0.39	12.3	0.51	1.94	1.53	0.	43.7	0.64	3.09	0.8
				.2	87		9				58	4			
<i>S. ballotaeflora</i>	250	4.21	0.34	4.	0.	0.70	22.5	0.25	0.64	1.64	0.	42.5	0.74	1.11	1.46
				88	52		6				07	9			
<i>A. constricta</i>	270	4.55	1.52	21	1.27	0.3	9.15	0.6	1.67	2.07	0.0	17.9	0.4	2.1	0.22
				.6		2		3			3	3			
<i>L. berlandieri</i>	370	6.23	1.24	17	0.97	0.2	26.8	0.3	1.43	0.41	0.0	17.9	0.3	3.3	1.05
				.7		6	3	6			7	6			
<i>J. dioica</i>	165	2.78	0.02	0.	0.38	0.3	44.3	0.1	0.44	0.45	0.0	19.7	0.3	1.5	18.8
				28		8	2	3			3	2			
<i>A. canescens</i>	385	6.49	1.83	26	0.99	0.4	15.4	0.4	1.35	2.53	0.0	22.6	0.4	3.06	0.67
				.1		1		1			5	3			

Donde:

h= altura media

d= diámetro medio

sh= desviación estándar de la altura

sd= desviación estándar del diámetro

sh%= coeficiente de variación de la altura

sd%= coeficiente de variación del diámetro

A partir de los resultados anteriores, es posible comparar la similitud de información del muestreo por sitios y el muestreo estructural de los cuatro árboles y, determinar si la información obtenida es semejante. Dado lo anterior, se determinaron los parámetros cuantitativos para el muestreo estructural, observándose que la densidad absoluta es de 5935 ind./ha, y el área basal absoluta es de 11.63 m²/ha, valores cercanos a los obtenidos en el muestreo

por sitios. A su vez *P. incanum* se muestra como la especie con mayor abundancia en esta área, debido a que presenta una densidad absoluta de 4075 ind./ha y una relativa de 68.66%, siendo ésta la especie con mayor ocupación en la superficie. Posteriormente se ubicó *Larrea tridentata* con 420 ind/ha y una relativa de 7.08%.

Finalmente, se tiene que tanto el método de conteo por parcelas (tabla 2) y el sistema de grupo estructural se presentan como herramientas eficientes para la caracterización de comunidades a comparación de las propuestas por Laliberté *et. al.* (2010) quien propone monitoreos usando el conteo por parcelas así como una clasificación visual ó Visual Ranking (VR).

Tabla 3: Diversidad de especies en la comunidad revegetada en suelo somero (Índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	ln Pi.	Pi * ln Pi.
1	<i>P. incanum</i>	0.720	-0.328	-0.236
2	<i>L. tridentata</i>	0.043	-3.158	-0.134
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.026	-3.668	-0.094
4	<i>A. constricta</i>	0.049	-3.015	-0.148
5	<i>L. berlandieri</i>	0.047	-3.055	-0.144
6	<i>J. dioica</i>	0.038	-3.276	-0.124
7	<i>A. canescens</i>	0.078	-2.557	-0.198
				1.078

6.1.2.- Diversidad de Especies:

Con los resultados del índice de Shannon para ambas comunidades con suelo somero (tablas 3 y 4), se registró que la diversidad de especies es más alta para las poblaciones presentes en el ecosistema testigo (1.355), a comparación del ecosistema de restaurado (1.078) con un diferencial de 21.45%. Para el caso de la comunidad restaurada se tiene que la especie más sobresaliente resultó ser *P. incanum* (0.236), seguida por *A. canescens* (0.198). En relación con el testigo, se observó a *P. incanum* con el valor más alto (0.314), seguida de *L. berlandieri* (0.253).

Tabla 4: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo somero (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	ln Pi.	Pi * ln Pi.
1	<i>P. incanum</i>	0.585	-0.537	-0.314
2	<i>L. tridentata</i>	0.087	-2.438	-0.213
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.073	-2.623	-0.190
4	<i>A. constricta</i>	0.072	-2.636	-0.189
5	<i>L. berlandieri</i>	0.119	-2.130	-0.253
6	<i>J. dioica</i>	0.060	-2.817	-0.168
7	<i>A. canescens</i>	0.005	-5.232	-0.028
				1.355

Con los resultados del índice de Shannon para ambas comunidades con suelo profundo (tablas 5 y 6), se determinó que la diversidad de especies es más alta para las poblaciones presentes en el ecosistema testigo (1.015), a comparación del ecosistema de restaurado (0.891) con un diferencial de 13.22%. Para el caso de la comunidad restaurada se tiene que la especie más sobresaliente resultó ser *P. incanum* (0.190), seguida por *A. constricta* (0.153). En relación con el testigo, se observó a *P. incanum* con el valor más alto (0.237), seguida de *L. berlandieri* (0.212). Sin embargo la diferencia para la diversidad entre comunidades resultó ser mínima, resultados que coinciden con lo reportado por González et. al. (2010) sobre tres sitios de matorral espinoso en el estado de Nuevo León, donde se reporta que no existió diferencia en la diversidad de especies en las comunidades monitoreadas.

Tabla 5: Diversidad de especies en la comunidad revegetada en suelo profundo (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	ln Pi.	Pi * ln Pi.
1	<i>P. incanum</i>	0.785	-0.242	-0.190
2	<i>L. tridentata</i>	0.042	-3.171	-0.133
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.017	-4.080	-0.069
4	<i>A. constricta</i>	0.051	-2.968	-0.153
5	<i>L. berlandieri</i>	0.030	-3.490	-0.106
6	<i>J. dioica</i>	0.024	-3.734	-0.089
7	<i>A. canescens</i>	0.051	-2.986	-0.151
				0.891

Tabla 6: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo profundo (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	In Pi.	Pi * In Pi.
1	<i>P. incanum</i>	0.719	-0.330	-0.237
2	<i>L. tridentata</i>	0.080	-2.531	-0.201
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.042	-3.160	-0.134
4	<i>A. constricta</i>	0.059	-2.822	-0.168
5	<i>L. berlandieri</i>	0.087	-2.444	-0.212
6	<i>J. dioica</i>	0.010	-4.601	-0.046
7	<i>A. canescens</i>	0.003	-5.891	-0.016
				1.015

6.1.3 Abundancia relativa:

Para la variable de Abundancia relativa, para ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 7), se determinó que en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *P. incanum* (4477 individuos por hectárea), seguida por *A. canescens* (482 individuos por hectárea). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa la misma tendencia, resultando *P. incanum* la más abundante (6086 plantas por hectárea), seguida de *A. constricta* (399 individuos por hectárea). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor abundancia de *P. incanum* (3362 individuos por hectárea), seguida por *L. berlandieri* (683 plantas por hectárea) mostrando la misma de manera consistente en ambos tipos de suelo para dichas especies.

Tabla 7: Abundancia relativa (A_r) para las especies representativas en el ecosistema restaurado expresada en número de individuos por hectárea:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	4477	3362	6086	5200
2	<i>L. tridentata</i>	264	502	325	575
3	<i>S. ballotaeflora</i>	159	417	131	307
4	<i>A. constricta</i>	305	412	399	430
5	<i>L. berlandieri</i>	293	683	236	628
6	<i>J. dioica</i>	235	344	185	73
7	<i>A. canescens</i>	482	31	392	20

6.1.4 Frecuencia de especies:

Para la variable de Frecuencia relativa, en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 8), se tiene que en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostró *P. incanum* (100%), seguida por *L. tridentata* (83%). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *P. incanum* (100%), seguida de *A. canescens* (84%). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor frecuencia para *P. incanum* (100%), seguida de *L. berlandieri* (97%), y para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *P. incanum* (100%) y *A. constricta* (97%).

Tabla 8: Frecuencia Relativa (*Fr*) para las especies representativas en los ecosistemas de interés, expresada en porcentaje de aparición:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	100	100	100	100
2	<i>L. tridentata</i>	83	94	80	96
3	<i>S. ballotaeiflora</i>	57	76	61	67
4	<i>A. constricta</i>	56	92	90	97
5	<i>L. berlandieri</i>	73	97	71	93
6	<i>J. dioica</i>	58	60	41	39
7	<i>A. canescens</i>	79	13	84	43

6.1.5 Dominancia relativa:

Para la variable de dominancia relativa (*Dr*), en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 9), se registró que en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *A. constricta* (90.00 m²), seguida por *A. canescens* (84.50 m²). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *L. tridentata* (77.37m²) seguida de *A. constricta* (74.12 m²) En el área testigo con suelo somero se observa una mayor dominancia de *L. tridentata* (64.75 m²) seguida de *A. constricta* (60.87 m²) y, para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *A. constricta* (84.50 m²) y, posteriormente *L. tridentata* (73.12 m²).

Tabla 9: Dominancia relativa (*Dr*) de las especies representativas del ecosistema monitoreado, expresada en porcentaje:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	28.50	22.5	26.00	30.00
2	<i>L. tridentata</i>	77.75	64.75	77.37	73.12
3	<i>S. ballotaeflora</i>	30.50	23.25	20.37	20.25
4	<i>A. constricta</i>	90.00	60.87	74.12	84.50
5	<i>L. berlandieri</i>	67.50	46.37	56.37	56.37
6	<i>J. dioica</i>	2.50	1.76	1.32	1.97
7	<i>A. canescens</i>	84.50	0.00	54.37	0.00

Para la variable de dominancia relativa (*Dr*), en ambas comunidades con suelo somero y profundo, se registró que en el área restaurada con suelo somero, los valores más altos los mostraron *A. constricta* (90.00 m²), seguida por *A. canescens* (84.50 m²). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *L. tridentata* (77.37m²) seguida de *A. constricta* (74.12 m²) En el área testigo con suelo somero se observa una mayor dominancia de *L. tridentata* (64.75 m²) seguida de *A. constricta* (60.87 m²) y, para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *A. constricta* (84.50 m²) y, posteriormente *L. tridentata* (73.12 m²).

A su vez, se tiene que *L. tridentata* y *A. constricta* muestran una tendencia similar sobre el resto de las especies a la observada por Pequeño *et al.* (2012) quienes reportan una dominancia marcada con *Vachellia farnesiana* y *Prosopis glandulosa* sobre el resto de la comunidad en el matorral espinoso tamaulipeco, con el 74% de la dominancia absoluta, mientras el 26% está dividido entre las especies restantes.

6.1.6 Valor de Importancia de las especies:

Los indicadores relacionados con el valor de importancia de las especies (V. I.) (tabla 10, figura 11) en el ecosistema restaurado en suelo somero, se tiene que

P. incanum presenta los valores más altos (99.23), seguida de *A. canescens* (45.57) y *L. tridentata* (41.08) como las de mayor peso ecológico. El resto de las especies mostró valores más bajos. Para el caso del ecosistema de referencia, *P. incanum* presentó el mayor peso ecológico (98.94), seguida por *L. tridentata* (50.89), el resto de las especies mostraron valores menores.

Tabla 10: Valor de importancia (V. I.) para las especies representativas del ecosistema en suelo somero:

No.	Especie	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	99.23	98.94
2	<i>L. tridentata</i>	41.08	50.89
3	<i>S. ballotaeflora</i>	21.80	23.25
4	<i>A. constricta</i>	39.51	47.96
5	<i>L. berlandieri</i>	36.89	44.28
6	<i>J. dioica</i>	15.92	8.77
7	<i>A. canescens</i>	45.57	25.91
Valor Global		300	300

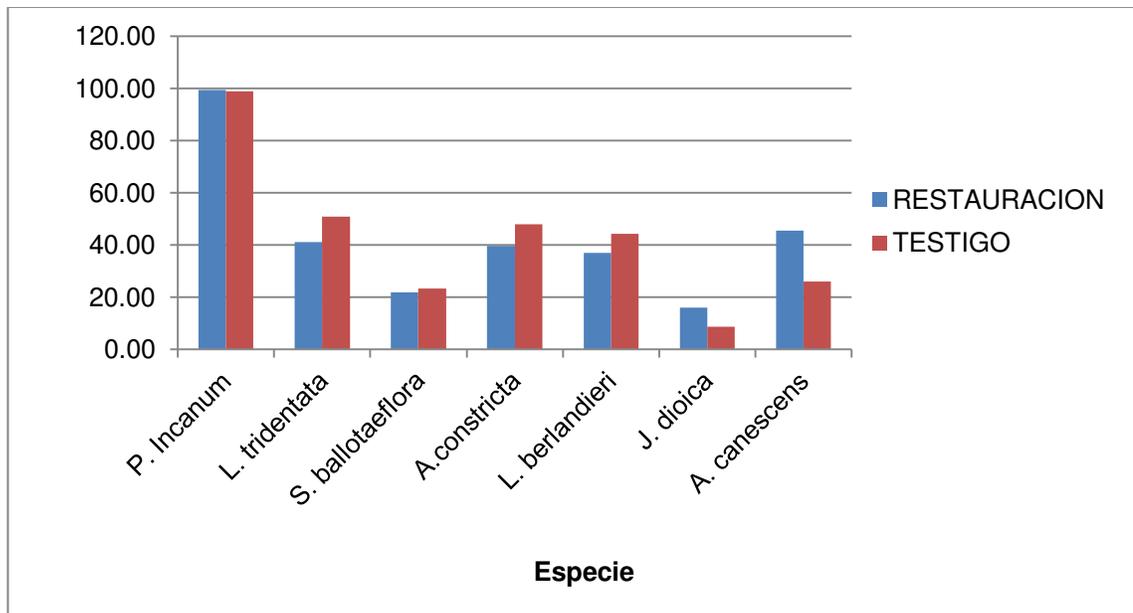


Figura 11: Gráfica que muestra el valor de importancia (V. I.) de las especies en el matorral revegetado con suelo somero.

A cerca de los indicadores relacionados con el valor de importancia de las especies en suelo profundo (tabla 11, figura 12), se tiene que *P. incanum*, es la que presenta mayor peso ecológico en el ecosistema (105,83), seguida por *A. constricta* (46.21) como las más sobresalientes. Posteriormente se encuentra el resto de las especies con un peso ecológico menor. Para el caso del ecosistema de referencia, se tiene que *P. incanum* (98.53) y *L. tridentata* (52.04) presentaron el mayor peso ecológico, seguidas por *A. constrictata* (47.72), el resto de las especies mostraron valores menores.

Tabla 11: Valor de importancia (V. I.) para las especies representativas del ecosistema de estudio en suelo profundo:

No.	Especies	Restauración	Testigo
1	<i>P. incanum</i>	105.83	98.53
2	<i>L. tridentata</i>	44.32	52.04
3	<i>S. ballotaeflora</i>	19.84	23.17
4	<i>A. constricta</i>	46.21	47.72
5	<i>L. berlandieri</i>	34.68	40.67
6	<i>J. dioica</i>	10.58	10.26
7	<i>A. canescens</i>	38.54	27.62

6.1.7. Diferenciación dimensional.

6.1.7.1 Índice de diferenciación en altura (TH):

La figura 10 muestra la manera en que se distribuyen los valores del muestreo en el sitio del matorral revegetado con suelo somero para cada una de las categorías de diferenciación en altura, encontrando al 75 % de los individuos en las categorías “baja” y “clara”, presentando las especies una baja diferenciación en altura. El definir este índice permite conocer cuantitativamente la estructura vertical del ecosistema, logrando una mayor objetividad al complementar los resultados con los obtenidos en la diferenciación diamétrica. La tabla 12 y figura 13, respaldan lo expuesto en los resultados obtenidos en la figura 13, observándose que la mayoría de las especies presentan una diferenciación baja, a excepción de *A. constricta* y *L. berlandieri* presentando así una tendencia a la heterogeneidad del ecosistema.

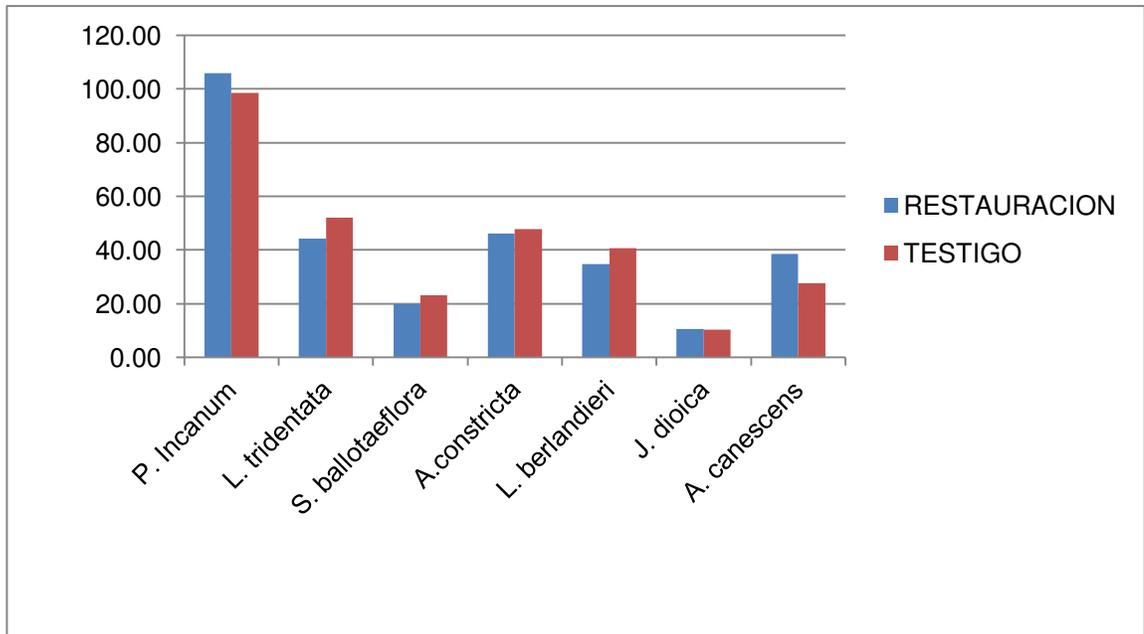


Figura 12: Gráfica que representa el Valor de importancia (V. I.) de las especies representativas del ecosistema en estudio en suelo profundo.

Para el caso del ecosistema de referencia (tabla 13), se tiene que *A. constricta*, *L. berlandieri*, *L. tridentata* presentaron valores altos en cuanto a diferenciación fuerte (100%, 66.67% y 50% respectivamente), el resto de las especies mostraron valores ubicados en las clasificaciones de baja a clara. En cuanto a la comunidad, se tiene que existe una tendencia a mostrar una diferenciación de manera variada, sin embargo se muestran valores altos en diferenciación fuerte de manera preponderante (46.19%), lo cual demuestra una tendencia a la homogeneidad de la comunidad testigo.

Tabla 12: Diferenciación en altura para las especies más representativas del ecosistema restaurado en suelo somero:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
						0,8-1.	
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	18.18	63.64	9.09	9.09	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	100	0	0	0	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	100	0	0	0	0	100
4	<i>A. constricta</i>	0	0	100	0	0	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	100	0	0	0	100
6	<i>J. dioica</i>	60	0	40	0	0	100
7	<i>A. canescens</i>	33.33	0	66.67	0	0	100
	Valor Global	44.50	23.37	30.84	1.29	0.00	100

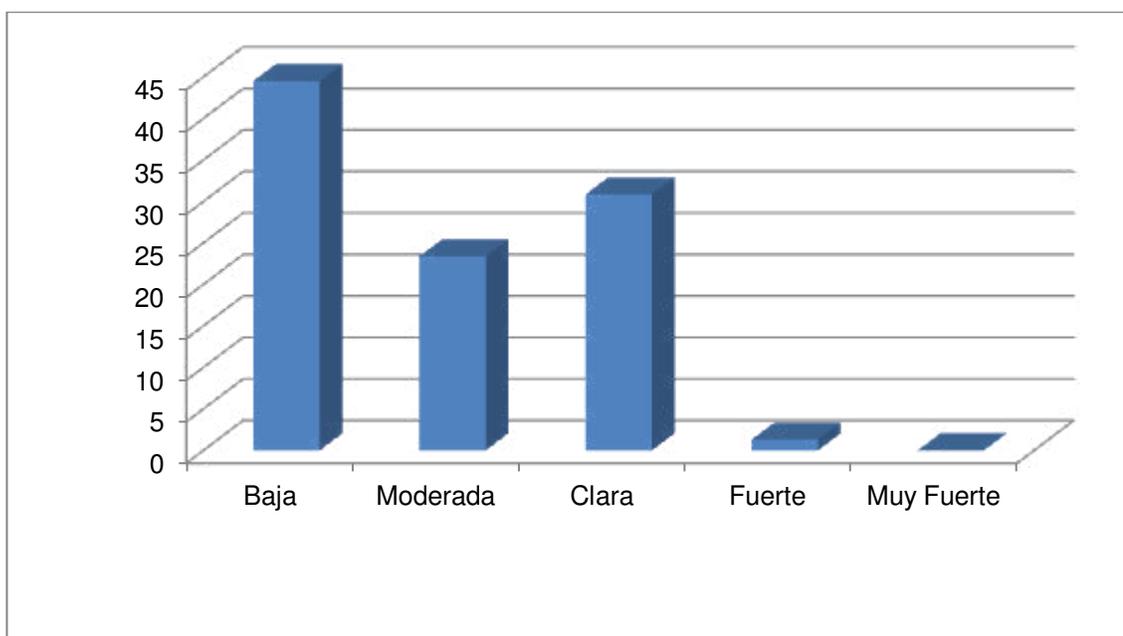


Figura 13: Valores globales de diferenciación en altura para las especies más representativas del ecosistema restaurado en suelo somero.

En la tabla 14 se observa que *P. incanum*, *S. ballotaeflora*, *J. dioica* y *L. berlandieri* contribuyen mayormente con el 100, 88, 85 y 66% de los individuos en la en la categoría de “baja” con una tendencia de superioridad a comparación al resto de las especies, confirmando la tendencia hacia una homogeneidad en éste tipo de suelo.

Tabla 13: Diferenciación en altura para las especies del testigo en suelo somero:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	35.71	35.71	14.28	14.30	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	50	0	0	50	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	0	0	0	0
4	<i>A. constricta</i>	0	0	0	100	0	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	0	33.33	66.67	0	100
6	<i>J. dioica</i>	33.33	33.33	33.34	0	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0	0.00
	Valor Global	23.80	13.80	16.19	46.19	0	100.00

Tabla 14: Diferenciación en altura para las especies con suelo profundo:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	100	0	0	0	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	100	0	0	0	100
3	<i>S. ballotaeiflora</i>	88.88	11.11	0	0	0	99.99
4	<i>A. constricta</i>	10	20	70	0	0	100
5	<i>L. berlandieri</i>	66.66	33.33	0	0	0	99.99
6	<i>J. dioica</i>	85.74	14.29	0	0	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	14.29	71.45	0	14.29	100
	Valor Global	50.18	27.57	20.20	0	2.04	100.01

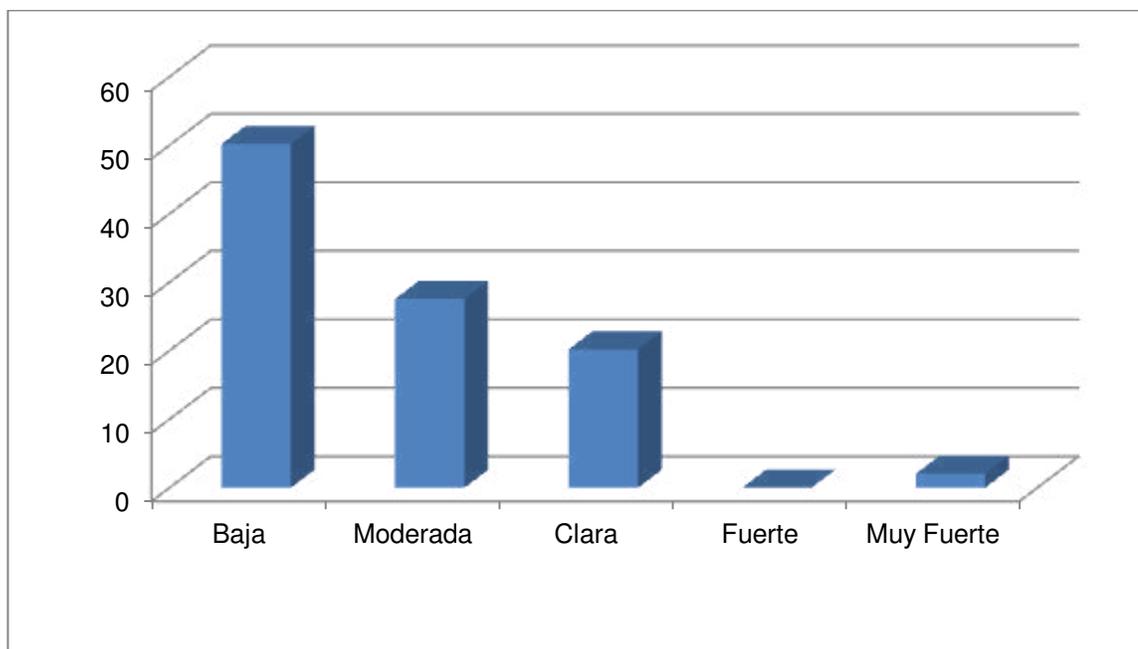


Figura 14: Representación de los valores globales de diferenciación de altura para el matorral revegetado con suelo profundo.

En relación con la diferenciación en altura para el ecosistema testigo con suelo profundo (tabla 15), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación de baja a clara, sólo para el caso de *S. ballotaeiflora* se observa una diferenciación clara (100%) y *L. tridentata* una diferenciación fuerte (42.87%). En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una diferenciación variada, ya que se pueden encontrar valores altos en la clasificación de baja (30.26%) así como en la clasificación de clara (32.62%).

Tabla 15: Diferenciación en altura para las especies representativas del ecosistema testigo con suelo profundo:

No.	Especie						Muy	Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Fuerte		
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.		
1	<i>P. incanum</i>	64.00	24.00	12.00	0.00	0	100	
2	<i>L. tridentata</i>	42.87	14.29	0	42.87	0	100	
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	100	0	0	100	
4	<i>A. constricta</i>	0	40	40	20	0	100	
5	<i>L. berlandieri</i>	44.44	44.44	11.11	0	0	99.99	
6	<i>J. dioica</i>	0	0	0	0	0	0.00	
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0	0.00	
	Valor Global	30.26	24.546	32.622	12.574	0	100.00	

6.1.7.2 Índice de diferenciación en área de copa (TKS).

La tabla 16 y figura 15 muestra la manera en que se distribuyen los valores del muestreo en el sitio del matorral revegetado con suelo somero para cada una de las categorías de diferenciación en copa, acumulando un 81% por parte de los individuos en las categorías “clara” y “fuerte”, presentando las especies una diferenciación en área d copa muy interesante. De tal forma este índice permite conocer cuantitativamente la estructura vertical del ecosistema, logrando una mayor objetividad al complementarse con los resultados con los obtenidos en la diferenciación de altura.

Tabla 16: Diferenciación en copa para las especies representativas del ecosistema restaurado en suelo somero:

No.	Especie						Muy	Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Fuerte		
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.		
1	<i>P. incanum</i>	10.00	30.00	50.00	10.00	0.00	100	
2	<i>L. tridentata</i>	0.00	33.33	33.33	33.34	0.00	100	
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	
4	<i>A. constricta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	
5	<i>L. berlandieri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	
6	<i>J. dioica</i>	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	100	
7	<i>A. canescens</i>	0.00	0.00	50.00	50.00	0.00	100	
	Valor Global	2.5	15.83	58.33	23.34	0	100	

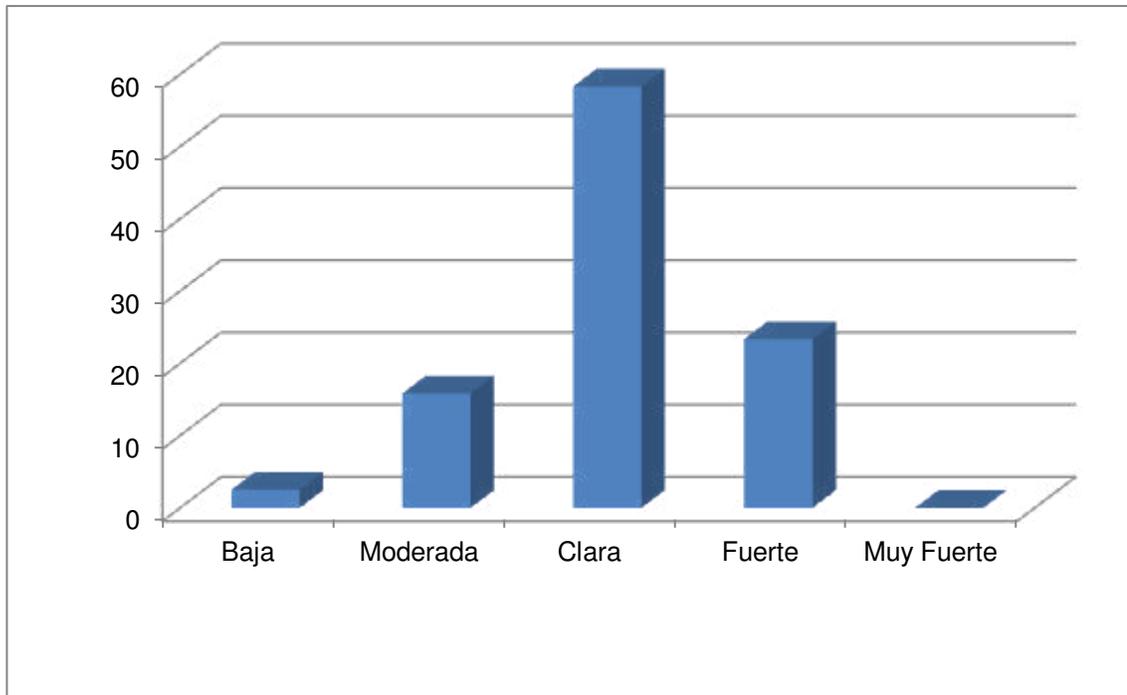


Figura 15: Representación de los valores globales para la diferenciación en copa para el matorral restaurado en suelo somero.

En relación con la diferenciación en área de copa, se tiene que de las especies, *J. dioica* presenta una diferenciación clara (100%), en el caso de *A. canescens*, se observa una diferenciación clara y fuerte (50% y 50%). En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia a la diferenciación clara de manera marcada (58.83), seguida de la clasificación de fuerte (23.34).

Los presentes resultados expresan que existe una clara dispersión en cuanto a la altura de los arbustos, así como en relación a la diferenciación de copa, lo cual indica una heterogeneidad del ecosistema y a su vez una tendencia al incremento de la diversidad hacia el interior del mismo.

Para el caso de la comunidad testigo en suelo somero (tabla 17), se encontró una diferenciación en copa, para el caso de *A. constricta* de fuerte (50%) y muy fuerte (50%) y, se observa una diferenciación baja y moderada en el resto de las especies. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia al tipo de diferenciación baja y moderada (29.67% y 25.50%

respectivamente), lo cual demuestra una tendencia a la homogeneidad de la comunidad.

Tabla 17: Diferenciación en copa para las especies más representativas en la parcela testigo con suelo somero:

No	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	36.33	36.33	7.34	20	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	50	0	0	50	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	100	0	0	0	0	100
4	<i>A. constricta</i>	0	0	0	50	50	100
5	<i>L. berlandieri</i>	16.67	16.67	33.33	33.33	0	100
6	<i>J. dioica</i>	25	50	25	0	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0	0
Valor Global		29.67	25.50	10.95	17.22	16.67	100

Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo (tabla 18, figura 16), se encontró una diferenciación en copa para el caso de *L. tridentata* de muy fuerte (55.55%), y para *A. constricta* clara (50%), lo cual indica que dichas especies se encuentran como dominantes en el ecosistema de estudio, el resto de las especies mostraron tendencia a una diferenciación menor. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia al tipo de diferenciación clara (35.28%), seguida de moderada (29.86%), resultados que permiten asumir que existe cierto grado de heterogeneidad en el ecosistema en cuestión.

Tabla 18: Diferenciación en área de copa para las especies representativas del área restaurada en suelo profundo:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	31.25	18.75	37.50	12.50	0.00	100
2	<i>L. tridentata</i>	0.00	22.22	22.22	0.00	55.55	99.99
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
4	<i>A. constricta</i>	0.00	50.00	50.00	0.00	0.00	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
6	<i>J. dioica</i>	75.00	25.00	0.00	0.00	0.00	100
7	<i>A. canescens</i>	0.00	33.33	66.66	0.00	0.00	99.99
Valor Global		21.25	29.86	35.28	2.50	11.11	100

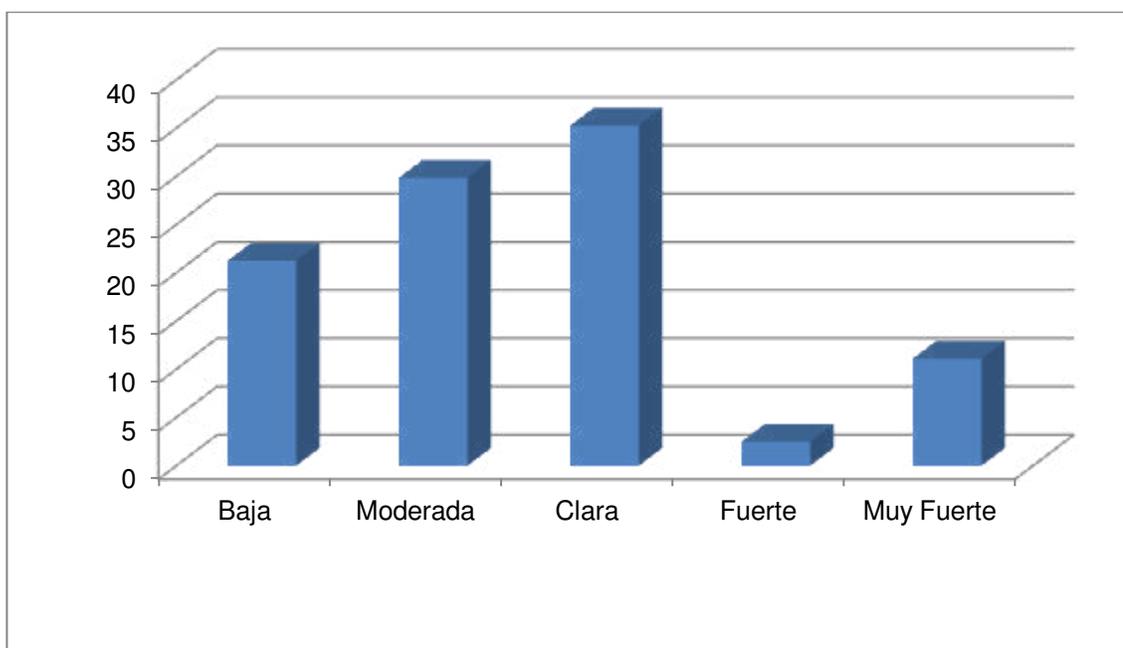


Figura 16: Representación de la diferenciación en área de copa para el matorral restaurado en suelo profundo.

Tabla 19: Diferenciación en área de copa para las especies representativas del área testigo en suelo profundo:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>P. incanum</i>	40	24	20	12	4	100
2	<i>L. tridentata</i>	14.29	42.87	42.87	0	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	0	0	0	0
4	<i>A. constricta</i>	0	25	50	0	25	100
5	<i>L. berlandieri</i>	37.5	25	12.5	12.5	12.5	100
6	<i>J. dioica</i>	0	0	0	0	0	0
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0	0
Valor Global		22.95	29.22	31.34	6.12	10.37	100

Para el caso de la comunidad testigo en suelo profundo (tabla 19), se encontró una diferenciación en copa, para *A. constricta* se observa una diferenciación muy fuerte (25%) y, clara (50%) a comparación del resto de las especies. En cuanto a la comunidad de manera global, se tiene una tendencia al tipo de diferenciación clara principalmente (31.34%), seguida de moderada (29.22%). A

su vez, se tiene que en el suelo profundo la diferenciación en diámetro de copa resultó ser más marcada que en suelo somero para las áreas no tratadas.

6.1.8 Índice de mezcla de especies (DM):

La tabla 20 y figura 17 muestran la distribución de los valores para el área revegetada por categorías en suelo somero, encontrando de manera general por especie que *A. canescens* y *A. constricta* son las especies que coexisten con dos individuos de diferente especie (100%), seguidas por *L. tridentata* (56%). Por el contrario, *J. dioica* presenta en un 75% de los grupos asociación con individuos de una especie distinta. En cuanto a la comunidad se tiene que un 53.19% de las especies presentes en éste matorral coexiste con al menos dos individuos de diferentes especies, seguido por la coexistencia con un individuo distinto en un 29.79% y, finalmente con vecino de la misma especie en un 8.51%.

Tabla 20: Mezcla de especies para el área restaurada con suelo somero:

No.	Especie	0,00	0.33	0.66	1	Total
1	<i>P. incanum</i>	14	32	46	7	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	22	56	22	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	0	0	0
4	<i>A. constricta</i>	0	0	100	0	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	0	0	0	0
6	<i>J. dioica</i>	0	75	25	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	0	100	0	100
Valor global.		8.51	29.79	53.19	8.51	100

En cuanto a la variable de mezcla de especies en la comunidad de referencia con suelo somero (tabla 21, figura 18) se encontró por especie que *A. constricta* es la especie que coexiste con dos individuos de diferente especie en un 50% y el 50% restante con tres de especie distinta. Por el contrario, *J. dioica* en el 80% de los grupos donde ésta se observó, se asocia con individuos de una especie

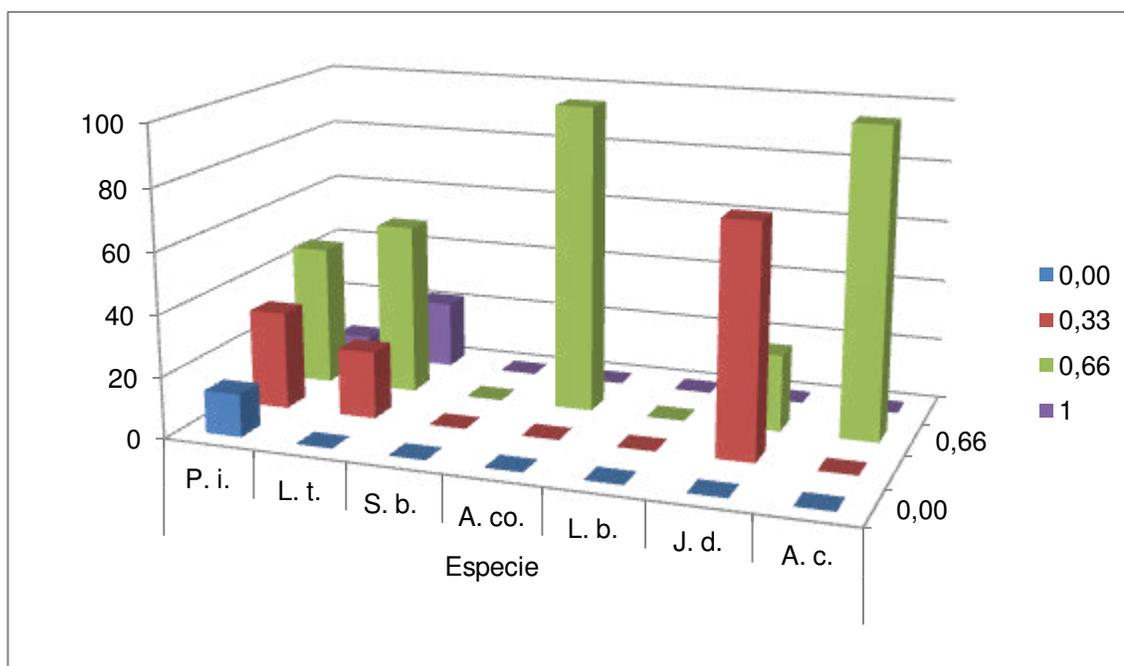


Figura 17: Imagen que representa la mezcla de especies para el área restaurada con suelo somero.

Tabla 21: Mezcla de especies para el área testigo con suelo somero:

No.	Especie	0,00	0,33	0,66	1	Total
1	<i>P. incanum</i>	5	48	29	19	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	0	100	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	50	50	0	100
4	<i>A. constricta</i>	0	0	50	50	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	80	20	0	100
6	<i>J. dioica</i>	0	83	17	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0
Valor global.		2.38	52.38	33.33	11.90	100

distinta. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste principalmente con al menos un individuo de diferente especie (52.38%), seguido por la coexistencia con dos diferentes (33.33%).

En cuanto a la variable de mezcla de especies en la comunidad restaurada con suelo profundo (tabla 22 y figura 19) se encontró por especie que *L. berlandieri*

se asoció a tres individuos de diferente especie (50%), *L. tridentata* fue la especie que se asoció mayormente a dos individuos distintos (100%), seguida de *J. dioica* (71%) y *A. constricta* (70%), para el caso de *A. canescens*, se asoció a un individuo de otra especie distinta en un 63%. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste con al menos dos individuos de diferente especie (56.52%), seguido por la coexistencia con un vecino de diferente especie (28.26%).

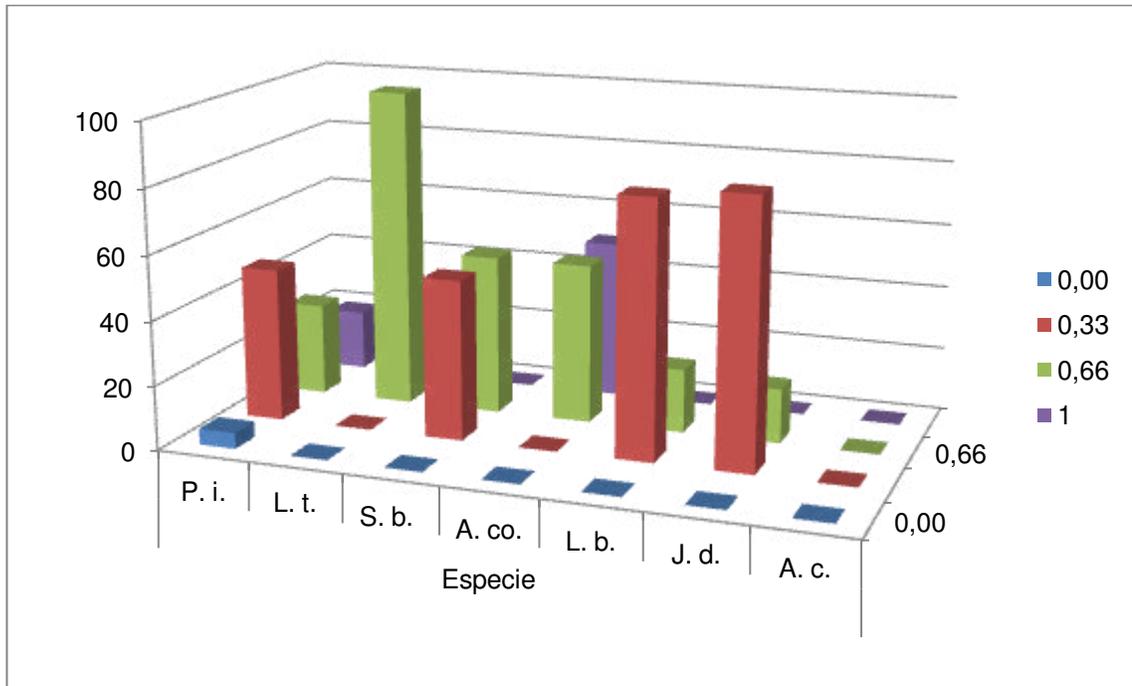


Figura 18: Imagen que representa la mezcla de especies para el área testigo con suelo somero.

En cuanto a la mezcla de especies en la comunidad de referencia con suelo profundo (tabla 23 y figura 20) se encontró por especie que *S. ballotaeflora* es la especie que coexisten con dos individuos de diferente especie en un 100%.

Por el contrario, *L. berlandieri* coexiste mayormente con un individuo de diferente especie en un 67%, seguida de *A. constricta* (60%). En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste principalmente con al menos un individuo de diferente especie (51.16%), seguido por la coexistencia con dos individuos distintos (39.53%).

Tabla 22: Mezcla de especies para el área restaurada con suelo profundo:

No.	Especie	0,00	0.33	0.66	1	Total
1	<i>P. incanum</i>	33	50	17	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	0	100	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	10	70	20	100
4	<i>A. constricta</i>	0	17	83	0	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	50	0	50	100
6	<i>J. dioica</i>	14	14	71	0	100
7	<i>A. canescens</i>	0	63	25	13	100
Valor global.		6.52	28.26	56.52	8.70	100

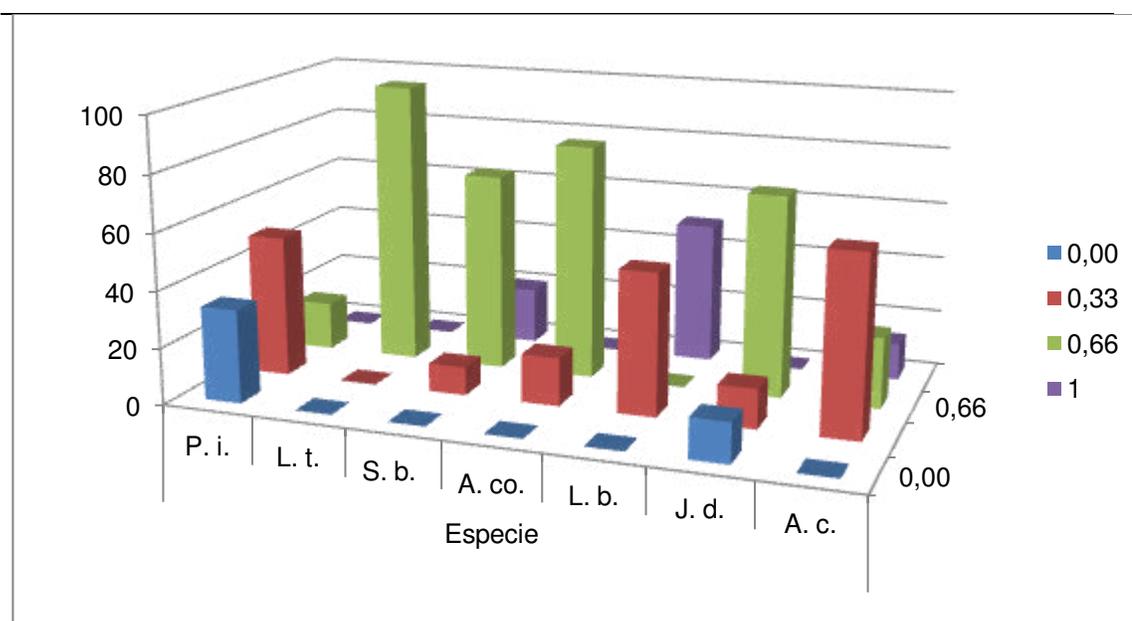


Figura 19: Imagen que representa la mezcla de especies para el área restaurada con suelo profundo.

Tabla 23: Mezcla de especies para el área testigo con suelo profundo:

No.	Especie	0,00	0.33	0.66	1	Total
1	<i>P. incanum</i>	14	57	29	0	100
2	<i>L. tridentata</i>	0	14	86	0	100
3	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	100	0	100
4	<i>A. constricta</i>	0	60	20	20	100
5	<i>L. berlandieri</i>	0	67	33	0	100
6	<i>J. dioica</i>	0	0	0	0	0
7	<i>A. canescens</i>	0	0	0	0	0
Valor global.		6.98	51.16	39.53	2.33	100

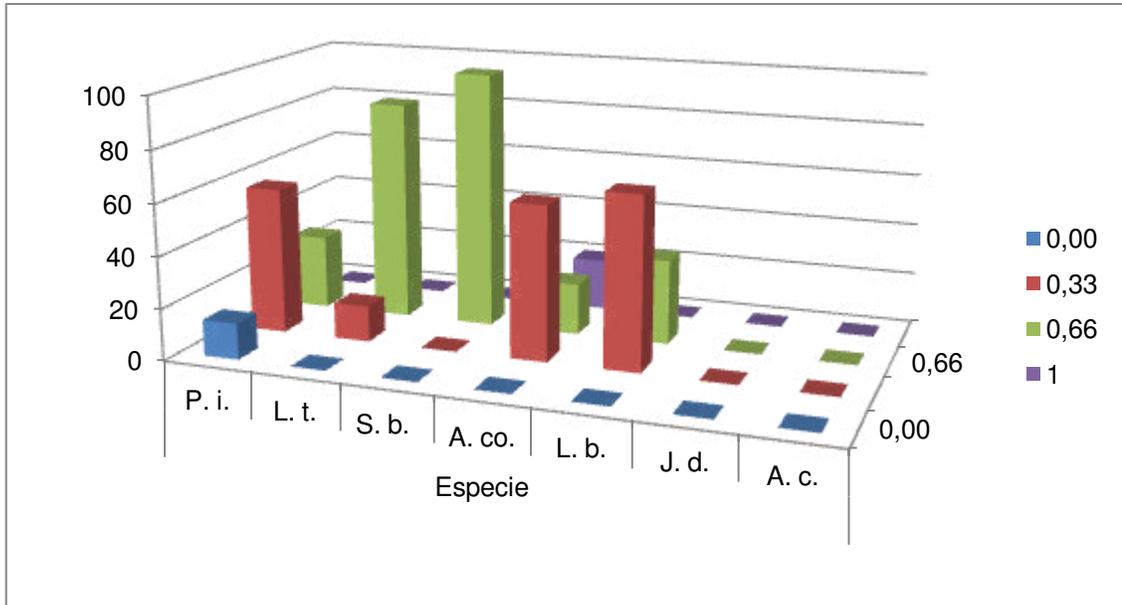


Figura 20: Imagen que representa la mezcla de especies para el área testigo con suelo profundo.

6.1.9.- Distribución espacial de especies en área revegetada con suelo somero.

En éste sentido, se determinó que la mayoría de las especies se distribuyen de manera agrupada en el ecosistema, sólo en el caso de *S. ballotaeflora* y *A. constricta*, se tiene que éstas se ubican de manera aleatoria en el ecosistema restaurado con suelo somero (tabla 24), pudiendo encontrarse tanto de manera uniforme como agrupada dentro de la comunidad.

Los valores expuestos en la tabla 24 demuestran que existen factores limitantes para el aprovechamiento del espacio disponible debido a la formación de islas de fertilidad, donde originalmente se establecieron las especies, formando de éste modo poblaciones con cierta tendencia al agrupamiento para éste tipo de suelo.

Para el caso de la comunidad de referencia (tabla 25), se tiene que sólo *A. constricta* es capaz de distribuirse de manera aleatoria en dicha comunidad, lo

cual demuestra su eficiencia para utilizar los recursos existentes en el ecosistema.

Tabla 24: Valores de varianza y media aritmética de las especies para el área revegetada con suelo somero.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>P. incanum</i>	833.49	50.13	Agrupado
<i>L. tridentata</i>	26.40	3.89	Agrupado
<i>S. ballotaeflora</i>	0.86	3.13	Aleatorio
<i>A. constricta</i>	2.21	3.22	Aleatorio
<i>L. berlandieri</i>	4.33	4.255	Agrupado
<i>J. dioica</i>	4.40	3.39	Agrupado
<i>A. canescens</i>	16.94	1.84	Agrupado

Tabla 25: Valores de varianza y media aritmética de las especies para el área de referencia con suelo somero.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>P. incanum</i>	130.09	37.4	Agrupado
<i>L. tridentata</i>	10.71	5.69	Agrupado
<i>S. ballotaeflora</i>	13.63	5.18	Agrupado
<i>A. constricta</i>	0.68	4.5	Aleatorio
<i>L. berlandieri</i>	9.48	4.72	Agrupado
<i>J. dioica</i>	15.69	4.39	Agrupado
<i>A. canescens</i>	0.00	0	--

6.1.10.- Distribución espacial de especies en área restaurada con suelo profundo.

Los valores expuestos en la tabla 26 y Fig. 21 demuestran que existen factores limitantes para el aprovechamiento uniforme del espacio disponible debido a la formación de islas de fertilidad, donde originalmente se establecieron las especies, formando de éste modo poblaciones con cierta tendencia al agrupamiento, a excepción de *L. berlandieri* y *J. dioica*.

Para el caso de la comunidad de referencia (tabla 27), se tiene que sólo *P. incanum* y *A. constricta* son capaces de distribuirse de manera aleatoria en dicha comunidad, lo cual demuestra su eficiencia para utilizar los recursos existentes en el ecosistema en presencia de suelo profundo, el cual le confiere a *P. incanum* la capacidad de distribuirse aleatoriamente debido a una mayor disponibilidad de nutrientes a comparación del resto de las especies.

Los valores expuestos en la tabla 27 demuestran que existen factores limitantes para el aprovechamiento del espacio disponible debido a la formación de islas de fertilidad, donde originalmente se establecieron las especies, formando de éste modo poblaciones con cierta tendencia al agrupamiento para éste tipo de suelo.

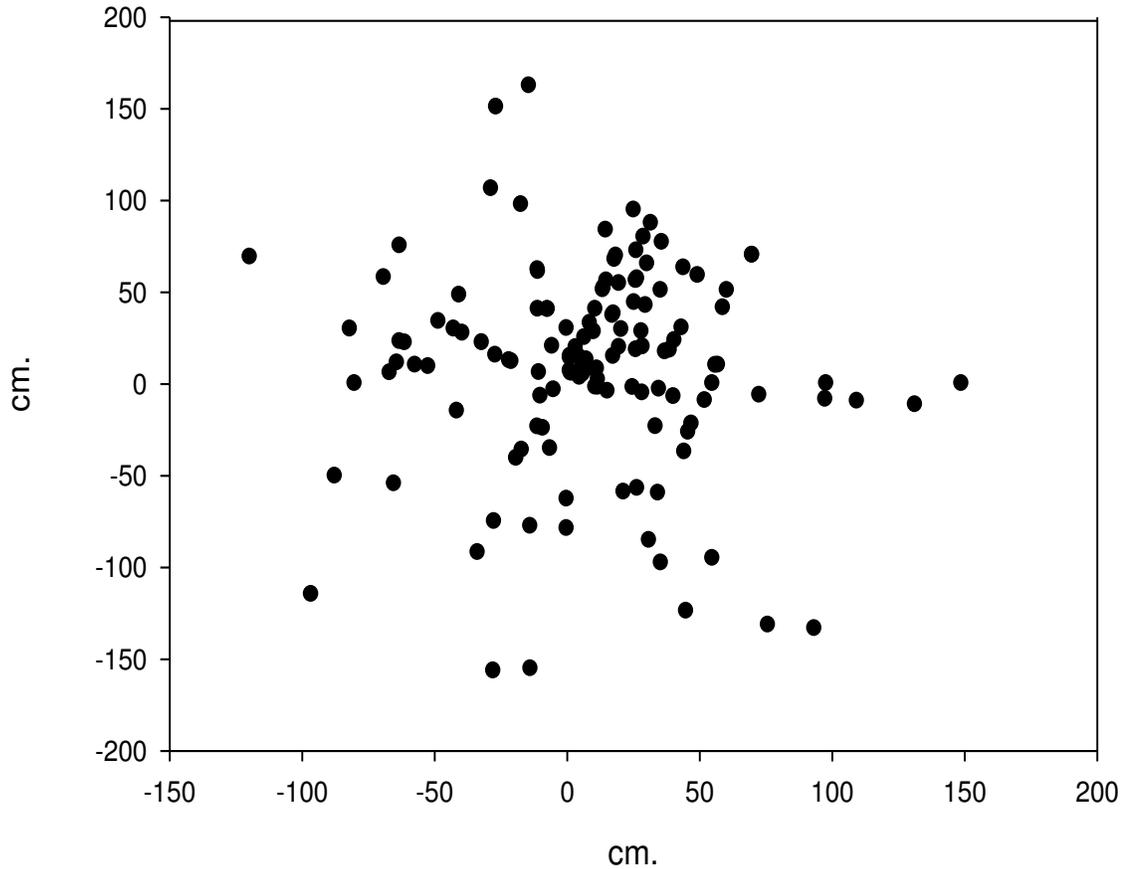
Tabla 26: Valores de varianza y media aritmética de las especies para el área revegetada con suelo profundo.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>P. incanum</i>	260.82	62.11	Agrupado
<i>L. tridentata</i>	7.20	1.20	Agrupado
<i>S. ballotaeflora</i>	4.48	2.27	Agrupado
<i>A. constricta</i>	17.01	6.58	Agrupado
<i>L. berlandieri</i>	3.40	4.47	Aleatorio
<i>J. dioica</i>	0.42	1.13	Aleatorio
<i>A. canescens</i>	10.35	5.98	Agrupado

Tabla 27: Valores de varianza y media aritmética de las especies para el área de referencia con suelo profundo.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>P. incanum</i>	603.25	677.94	Aleatorio
<i>L. tridentata</i>	52.5	10.74	Agrupado
<i>S. ballotaeflora</i>	44.75	10.07	Agrupado
<i>A. constricta</i>	71.95	20.71	Aleatorio
<i>L. berlandieri</i>	75	9.58	Agrupado
<i>J. dioica</i>	1.1	0.11	Agrupado
<i>A. canescens</i>	9.4	0.98	Agrupado

Fig. 21.- Distribución espacial de las especies en área restaurada con *A. canesce*



6.1.11.- Análisis de varianza para el total de tratamientos y sus testigos en las comunidades en estudio.

Los resultados obtenidos en relación con el análisis de varianza (tabla 28) permiten demostrar que existe diferencia significativa ($P < .05$) entre los tipos de suelo (factor B), así como entre especies (factor B), así como en las interacciones entre tratamientos y especies (A x C) y tipo de suelo y especies, lo cual pone de manifiesto el efecto de los tratamientos y tipo de suelo sobre las especies que conforman la comunidad en estudio.

Tabla 28.- Análisis de varianza para las comunidades y tratamientos implicados en el presente estudio.

F. V.	G. L.	S. C.	C. M.	F.	P > F.
Bloques	3	1299568.0000	433189.343750	3.1417	0.029
Factor A	1	283816.0000	283816.0000	2.0618	0.151
Factor B	1	1167062.0000	1166072.0000	8.4212	0.005
Factor C	6	275863040.00	45977172.0000	334.0122	0.000
A x B	1	7352.0000	7352.0000	0.0534	0.813
A x C	6	4255352.0000	709225.3125	5.1523	0.000
B x C	6	6175880.0000	1029313.3125	7.4777	0.000
A x B x C	6	349160.0000	58193.332031	0.4228	0.862
Error	81	11149744.0000	137651.15625		
Total	111	300549984.0000			

C. V. 35.5636 %.

La tabla 29 muestra los resultados de la comparación de medias, dentro de lo cual se destaca que *P. incanum* con 4477 individuos por hectárea, es diferente estadísticamente ($P < .05$) en suelo somero a su misma especie en el área testigo. El resto de las especies no muestran diferencias significativas entre sí para ambas comunidades, sin embargo se observa una disminución notoria en el área tratada a comparación con el testigo, lo cual indica que el tratamiento limitó la diversidad del resto de las especies en el ecosistema debido a la remoción de la vegetación original en el sitio con suelo marginal.

29.- Tabla de comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo somero (Tukey = 909.9111).

No.	Especies	Restauración vs Testigo			
1	<i>P. incanum</i>	4477	a	3362	b
2	<i>L. tridentata</i>	264		502	
3	<i>S. ballotaeflora</i>	159		417	
4	<i>A. constricta</i>	305		412	
5	<i>L. berlandieri</i>	293		683	
6	<i>J. dioica</i>	235		344	
7	<i>A. canescens</i>	482		31	

30.- Tabla de comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo profundo (Tukey = 909.9111).

No.	Especies	Restauración vs Testigo	
1	<i>P. incanum</i>	6086 A	5200 B
2	<i>L. tridentata</i>	325 A	575 A
3	<i>S. ballotaeflora</i>	131 A	307 A
4	<i>A. constricta</i>	399 A	430 A
5	<i>L. berlandieri</i>	236 A	628 A
6	<i>J. dioica</i>	185 A	73 A
7	<i>A. canescens</i>	392 A	20 A

La tabla 30 muestra los resultados de la comparación de medias de las especies en el área tratada vs testigo con suelo profundo, dentro de lo cual se destaca que *P. incanum* en suelo profundo y su testigo son diferentes estadísticamente ($P < .05$) con 6086 y 5200 plantas por hectárea, a su vez, el resto de la comunidad, mostró una tendencia al decremento con el efecto del disturbio generado a partir del ecosistema de referencia.

31.- Tabla de comparación de medias de las especies en las áreas tratadas en ambos tipos de suelo (Tukey = 909.9111).

No.	Especies	S. somero vs S. profundo	
1	<i>P. incanum</i>	4477 b	6086 a
2	<i>L. tridentata</i>	264	325
3	<i>S. ballotaeflora</i>	159	131
4	<i>A. constricta</i>	305	399
5	<i>L. berlandieri</i>	293	236
6	<i>J. dioica</i>	235	185
7	<i>A. canescens</i>	482	392

La tabla 31 presenta la comparación de medias en ambas áreas tratadas en los diferentes tipos de suelos, resultando *P. incanum* en suelo profundo fue estadísticamente diferente ($P < .05$) a su similar en suelo somero, a su vez el resto de la especies resultó sin diferencia significativa para ambos tipo de suelo.

6.2 RESULTADOS EN LA COMUNIDAD RESTAURADA CON RODILLO REHABILITADOR DE PASTIZALES MODIFICADO.

6.2.1 Parámetros cuantitativos para la comunidad restaurada.

Para el presente caso, se presenta la información dasométrica del muestreo por sitio en el ecosistema restaurado con rodillo rehabilitador modificado (tabla 32), de tal manera que para el área revegetada se observa que *P. incanum* es la especie que presenta el mayor número de individuos por unidad de superficie, con un total de 2130 ind. /ha. y una densidad relativa de 20.70%, posteriormente *L. berlandieri* con 785 ind./ha. y una densidad relativa de 37.72%, seguida por *L. tridentata* con 647 ind./ha. y 15.0%. Y, en el mismo sentido se presentan valores para el área basal por especie, observando que ambas poseen la mayor proporción, ocupando el mayor espacio sobre la superficie con una cobertura basal relativa para *L. berlandieri* con 37.72, seguida por *P. incanum* con 20.70% y posteriormente *L. tridentata* con 15.06%. Las especies restantes presentan una densidad relativa que fluctúa entre el 8.06 y 3.06%.

Tabla 32: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas en área de restauración con rodillo rehabilitador modificado.

Nombre científico	N/ha.		G/ha. m ²		Altura (m)					Diámetro				h/d	
	Abs	Rel	Abs	Re	h	Sh	Sh%	min	max	D	Sd	Sd%	min		Max
Total	741	100	5.07	10	0.	0.53	45.8	0.39	0.69	1.28	0.	39.8	1.34	1.69	0.45
	6			0	52		9				31	3			
<i>L. tridentata</i>				15	0.	0.95	65.1	0.48	0.90	1.25	0.	61.0	1.65	3.09	0.71
	647	8.72	0.61	.	86		0				52	5			
<i>F. cernua</i>				4.	0.	0.08	31.2	0.57	0.88	2.13	0.3	21.5	1.8	2.74	0.40
	277	3.74	0.20	90	85		4				5	4	8		
<i>P. incanum</i>	213	28.7		20	0.	0.31	67.0	0.12	0.34	.94	0.	75.7	0.91	1.00	0.32
	0	2	0.84	.7	31		2				10	3			
<i>A. constricta</i>				10	0.	0.19	31.4	0.61	1.08	1.99	0.3	19.4	2.0	1.86	0.05
	510	6.88	0.43	.5	10		0				8	4	4		
<i>S. ballotaeiflora</i>				3.	0.	0.88	85.5	0.31	0.45	1.05	0.	9.02	0.87	1.07	0.34
	447	6.03	0.12	06	36		0				18				
<i>L. berlandieri</i>		10.5		37	0.	0.63	11.3	0.53	0.94	0.85	0.4	53.0	1.0	1.14	1.07
	785	9	1.54	.7	91		8				8	5	2		
<i>J. dioica</i>		35.3		8.	0.	0.71	29.5	0.11	0.25	0.77	0.1	39.0	1.0	0.95	0.32
	2620	3	0.33	06	25		9				9	0	7		

Donde:

h= altura media

d= diámetro medio

sh= desviación estándar de la altura

sd= desviación estándar del diámetro

sh%= coeficiente de variación de la altura

sd%= coeficiente de variación del diámetro

6.2.1.- Valoración cuantitativa.

Tabla 33: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural en el área de restauración con rodillo rehabilitador modificado.

Nombre científico	N/ha.		G/ha. m ²		Altura (m)					Diámetro				h/d	
	Abs	Rel	Abs	rel	h	Sh	Sh%	min	max	D	Sd	Sd%	min		Max
Total	711	100	8.62	10	0.62	0.	27.7	0.41	1.14	1.49	1.	21.9	0.43	2.86	0.45
	1			0		33	3				47	8			
<i>L. tridentata</i>		4.25	1.14	13.	0.81	0.	33.7	0.61	1.57	1.99	0.	26.4	0.51	3.45	
	302			23		26	0				43	7			0.41
<i>F. cernua</i>		2.78	0.96	11.	0.74	0.	29.3	0.47	1.62	2.64	0.2	12.5	0.6	2.95	
	198			14		11	1				2	4	6		0.28
<i>P. incanum</i>	329	46.3	2.81	32.	0.29	0.	29.4	0.16	0.46	0.91	.1	21.5	0.08	2.84	
	7	6		60		18	3				8	7			0.32
<i>A. constricta</i>		6.26	1.98	22.	1.16	0.	40.4	0.58	1.85	1.95	0.3	17.9	0.5	3.06	
	445			97		41	4				7	3	1		0.59
<i>S. ballotaeflora</i>		2.93	0.51	5.9	0.46	0.	20.5	0.31	0.63	1.35	0.	23.5	0.48	2.82	
	208			2		32	6				31	2			0.34
<i>L. berlandieri</i>		4.37	1.19	13.	0.61	0.	24.3	0.54	1.55	1.06	0.9	22.4	0.4	3.13	
	311			81		55	1				3	7	2		0.58
<i>J. dioica</i>		33.0	0.03	0.3	0.29	0.	16.3	0.25	0.32	0.45	0.1	29.9	0.4	1.83	
	2350	5		5		54	7				6	3	1		0.64

Donde:

h= altura media

d= diámetro medio

sh= desviación estándar de la altura

sd= desviación estándar del diámetro

sh%= coeficiente de variación de la altura

sd%= coeficiente de variación del diámetro

6.2.2.- Diversidad de especies.

Con los resultados del Índice de Shannon para ambas comunidades con suelo somero (tabla 34), encontramos que la diversidad de especies es más alta para las poblaciones presentes en el ecosistema restaurado (-1.653), a comparación del ecosistema de referencia (-1.540), con un diferencial de 7.33%. Para el caso de la comunidad restaurada se tiene que la especie más sobresaliente resultó *J. dioica* (-0.368), seguida por *P. incanum* (-0.358). En relación con el testigo (tabla 35), se observó a *P. incanum* con el valor más alto (-0.366), seguida de *F. cernua* (-0.321).

Tabla 34: Diversidad de especies en la comunidad restaurada en suelo somero (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	In Pi.	Pi * In Pi.
1	<i>Larrea tridentata</i>	0.087	-2.439	-0.213
2	<i>Flourensia cernua</i>	0.037	-3.287	-0.123
3	<i>Parthenium incanum</i>	0.287	-1.248	-0.358
4	<i>Acacia constricta</i>	0.069	-2.677	-0.184
5	<i>Salvia ballotaeflora</i>	0.060	-2.809	-0.169
6	<i>Lycium berlandieri</i>	0.106	-2.246	-0.238
7	<i>Jatropha dioica</i>	0.353	-1.040	-0.368
				-1.653

Tabla 35: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo somero (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	In Pi.	Pi * In Pi.
1	<i>Larrea tridentata</i>	0.163	-1.815	-0.296
2	<i>Flourensia cernua</i>	0.199	-1.613	-0.321
3	<i>Parthenium incanum</i>	0.401	-0.913	-0.366
4	<i>Acacia constricta</i>	0.107	-2.235	-0.239
5	<i>Salvia ballotaeflora</i>	0.112	-2.191	-0.245
6	<i>Lycium berlandieri</i>	0.018	-4.035	-0.071
7	<i>Jatropha dioica</i>	0.000	-8.610	-0.002
				-1.540

Tabla 36: Diversidad de especies en la comunidad restaurada en suelo profundo (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	ln Pi.	Pi * ln Pi.
1	<i>Larrea tridentata</i>	0.035	-3.362	-0.117
2	<i>Flourenscia cernua</i>	0.061	-2.799	-0.170
3	<i>Parthenium incanum</i>	0.342	-1.073	-0.367
4	<i>Acacia constricta</i>	0.062	-2.781	-0.172
5	<i>Salvia ballotaeflora</i>	0.035	-3.356	-0.117
6	<i>Lycium berlandieri</i>	0.033	-3.426	-0.111
7	<i>Jatropha dioica</i>	0.433	-0.837	-0.362
				-1.417

Con los resultados del índice de Shannon para ambas comunidades con suelo profundo (tabla 36), encontramos que la diversidad de especies es más alta para las poblaciones presentes en el ecosistema restaurado (-1.417), a comparación del ecosistema de referencia (-1.235), con un diferencial de 14.73%. Para el caso de la comunidad restaurada se tiene que la especie más sobresaliente resultó *P. incanum* (-0.367). seguida por *J. dioica* (-0.362), En relación con el testigo (tabla 37), se observó a *P. incanum* con el valor más alto (-0.295), seguida de *F. cernua* (-0.263).

Tabla 37: Diversidad de especies en comunidad testigo con suelo profundo (índice de Shannon):

No.	Especies	Pi.	ln Pi.	Pi * ln Pi.
1	<i>Larrea tridentata</i>	0.101	-2.293	-0.232
2	<i>Flourenscia cernua</i>	0.128	-2.053	-0.263
3	<i>Parthenium incanum</i>	0.623	-0.474	-0.295
4	<i>Acacia constricta</i>	0.047	-3.060	-0.144
5	<i>Salvia ballotaeflora</i>	0.059	-2.833	-0.167
6	<i>Lycium berlandieri</i>	0.042	-3.167	-0.133
7	<i>Jatropha dioica</i>	0.000	-9.081	-0.001
				-1.235

6.2.3.- Abundancia relativa:

Para la variable de Abundancia relativa, para ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 38), encontramos que en el área restaurada con suelo somero, el valor más alto lo mostró *J. dioica* (2620 p/ha), seguida por *P. incanum* (2130 p/ha). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa la misma tendencia, resultando *J. dioica* la más abundante (5500 p/ha), seguida de *P. incanum* (4343 p/ha). En el área testigo se observa una mayor abundancia de *P. incanum* (2202 p/ha) seguida por *F. cernua* (1093 p/ha) mostrando la misma tendencia de manera consistente en ambos tipos de suelo para dichas especies.

A su vez, es pertinente mencionar que el estímulo de la diversidad de especies es favorecido con el uso del rodillo rehabilitador, resultados que coinciden con los obtenidos por Berlanga (2009), quien aplicó el rodillo rehabilitador comercial en un matorral xerófilo y determinó que con dicha herramienta se estimuló la diversidad de especies en el sitio de estudio. Asimismo, Andrade, et. al. (2009) aplicaron rodillo rehabilitador sobre un pastizal degradado, encontrando diferencias significativas en relación con la producción de fitomasa.

Tabla 38: Abundancia relativa (*Ar*) para las especies representativas en el ecosistema restaurado expresada en número de individuos por hectárea:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>L. tridentata</i>	647	893	440	887
2	<i>F. cernua</i>	277	1093	773	1127
3	<i>P. incanum</i>	2130	2202	4343	5470
4	<i>A. constricta</i>	510	587	787	412
5	<i>S. ballotaeflora</i>	447	613	433	517
6	<i>L. berlandieri</i>	785	97	413	370
7	<i>J. dioica</i>	2620	0	5500	0

6.2.4.- Frecuencia relativa de especies:

Para la variable de Frecuencia relativa, en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 39), encontramos que en el área restaurada con suelo somero, el valor más alto lo mostró *P. incanum* (100%), seguida por *L. tridentata* (82%). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *P. incanum* (98%), seguida de *J. dioica* (89%). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor frecuencia para *P. incanum* (98%), seguida de *S. ballotaeflora* (88%), y para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *P. incanum* (100%) y *L. tridentata* (91%).

Tabla 39: Frecuencia relativa (*Fr*) para las especies representativas en los ecosistemas de interés, expresada en porcentaje de aparición:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>L. tridentata</i>	0.82	0.86	0.80	0.91
2	<i>F. cernua</i>	0.54	0.79	0.75	0.88
3	<i>P. incanum</i>	1.00	0.95	0.98	1.00
4	<i>A. constricta</i>	0.79	0.84	0.88	0.86
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0.73	0.88	0.79	0.86
6	<i>L. berlandieri</i>	0.73	0.32	0.84	0.80
7	<i>J. dioica</i>	0.70	0.00	0.89	0.00

6.2.5.- Dominancia relativa de especies:

Para la variable de dominancia relativa (*Dr*), en ambas comunidades con suelo somero y profundo (tabla 40), encontramos que en el área restaurada con suelo somero, el valor más alto lo mostró *A. constricta* (41.31 m²), seguida por *L. berlandieri* (33.16 m²). Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo se observa a *A. constricta* (63.71 m²) seguida de *F. cernua* (43.50 m²). En el área testigo con suelo somero se observa una mayor dominancia de *F. cernua* (61.50 m²), posteriormente *A. constricta* (47.52 m²) y, para el testigo en suelo profundo se encontró el máximo valor para *F. cernua* (63.37 m²) y, posteriormente *P. incanum* (34.18 m²).

6.2.6 Valor de importancia de las especies:

A cerca de los indicadores relacionados con el valor de importancia de las especies en el ecosistema restaurado en suelo somero (tabla 41, figura 22), se tiene que *P. incanum* presenta los valores más altos (58.47), seguida de *A. constricta* (53.30) y *L. berlandieri* (50.32) como las de mayor peso ecológico.

Tabla 40: Dominancia relativa (*Dr*) de las especies representativas del ecosistema monitoreado, expresada en porcentaje:

No.	Especies	Suelo somero		Suelo profundo	
		Restauración	Testigo	Restauración	Testigo
1	<i>L. tridentata</i>	23.28	32.16	15.84	31.92
2	<i>F. cernua</i>	15.56	61.50	43.50	63.37
3	<i>P. incanum</i>	13.31	13.76	27.14	34.18
4	<i>A. constricta</i>	41.31	47.52	63.71	33.36
5	<i>S. ballotaeflora</i>	4.02	5.52	3.90	4.65
6	<i>L. berlandieri</i>	33.16	4.08	17.46	15.63
7	<i>J. dioica</i>	0.41	0.00	0.88	0.00

Tabla 41: Valor de Importancia (V. I.) para las especies representativas del ecosistema en suelo somero:

No.	Especie	Restauración	Testigo
1	<i>L. tridentata</i>	42.38	56.88
2	<i>F. cernua</i>	26.00	72.04
3	<i>P. incanum</i>	58.47	72.21
4	<i>A. constricta</i>	53.30	53.00
5	<i>S. ballotaeflora</i>	22.67	34.79
6	<i>L. berlandieri</i>	50.32	11.08
7	<i>J. dioica</i>	46.85	0.00
		300	300

El resto de las especies mostró valores más bajos. Para el caso del ecosistema de referencia, *P. incanum* (72.21), seguida por *F. cernua* (72.02) presentaron el mayor peso ecológico, seguidas por *L. tridentata* (56.88), el resto de las especies mostraron valores menores.

A cerca de los indicadores relacionados con el valor de importancia de las especies en suelo profundo (tabla 42, figura 23), se tiene que *P. incanum* (77.62), es la que presenta mayor peso ecológico en el ecosistema, seguida por

J. dioica (59.26) como las más sobresalientes. Posteriormente se encuentra el resto de las especies con un peso ecológico menor. Para el caso del ecosistema de referencia, *P. incanum* (105.72) y *F. cernua* (64.63) presentaron el mayor peso ecológico, seguidas por *L. tridentata* (44.83), el resto de las especies mostraron valores menores.

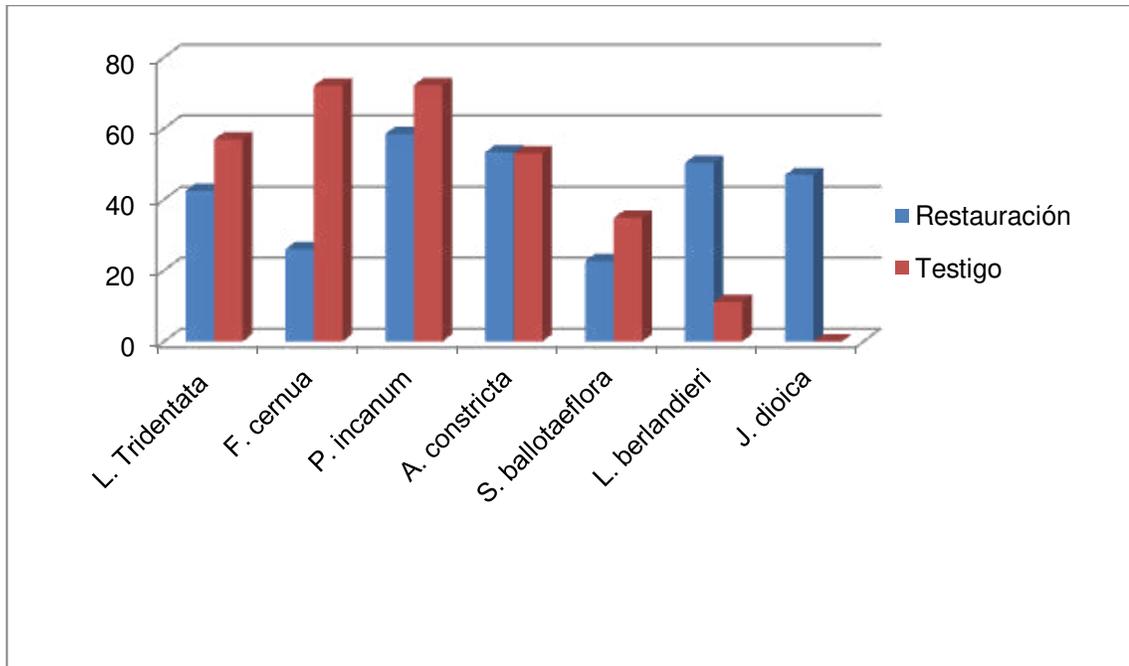


Figura 22: Valor de importancia (V. I.) de las especies en suelo somero.

6.2.7 Diferenciación en altura:

En relación con la diferenciación en altura (tabla 43, figura 24), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación baja, a excepción de *L. berlandieri*, la cual muestra una diferenciación que va de moderada a fuerte (50%, 25% y 25% respectivamente). Cabe resaltar a *P. incanum*, *A. constricta* y *J. dioica* como especies que muestran una diferenciación baja de manera constante a comparación del resto. En cuanto a la comunidad, existe una tendencia a mostrar una diferenciación baja de manera consistente (40.27%).

Tabla 42: Valor de importancia (V. I.) para las especies representativas del ecosistema de estudio en suelo profundo:

No.	Especies	Restauración	Testigo
1	<i>L. tridentata</i>	27.85	44.83
2	<i>F. cernua</i>	47.75	64.63
3	<i>P. incanum</i>	77.62	105.72
4	<i>A. constricta</i>	42.18	34.35
5	<i>S. ballotaeflora</i>	20.61	25.38
6	<i>L. berlandieri</i>	24.74	25.09
7	<i>J. dioica</i>	59.26	0.00
		300	300

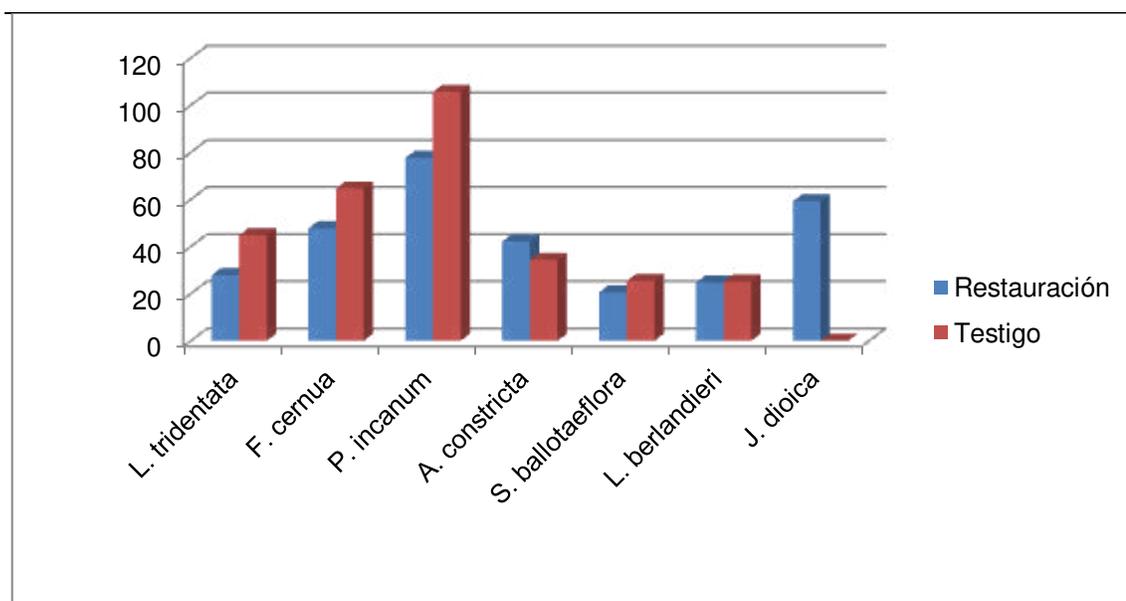


Figura 23: Gráfica que representa el valor de importancia de las especies representativas del ecosistema en estudio en suelo profundo.

Tabla 43: Diferenciación en altura para las especies más representativas del ecosistema restaurado en suelo somero:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	11.11	33.33	44.44	11.11	0	99.99
2	<i>F. cernua</i>	33.33	0	33.33	33.33	0	99.99
3	<i>P. incanum</i>	58.33	8.33	24.99	0	8.33	99.98
4	<i>A. constricta</i>	66.66	0	0	0	33.33	99.99
5	<i>S. ballotaeflora</i>	50	10	10	20	10	100
6	<i>L. berlandieri</i>	0	50	25	25	0	100
7	<i>J. dioica</i>	62.5	25	0	12.5	0	100
	Valor Global	40.27	18.09	19.68	14.56	7.38	99.99

Para el caso del ecosistema de referencia (tabla 44), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación indistinta, a excepción de *A. constricta*, la cual muestra una diferenciación muy fuerte de manera consistente (100%). Cabe resaltar que *J. dioica* estuvo ausente en éste transecto. En cuanto a la comunidad, se tiene que existe una tendencia a mostrar una diferenciación de manera inconsistente, ya que podemos encontrar valores altos en la clasificación de baja como en la de muy fuerte, sin embargo el mayor valor es para la clasificación de moderada (26.61%).

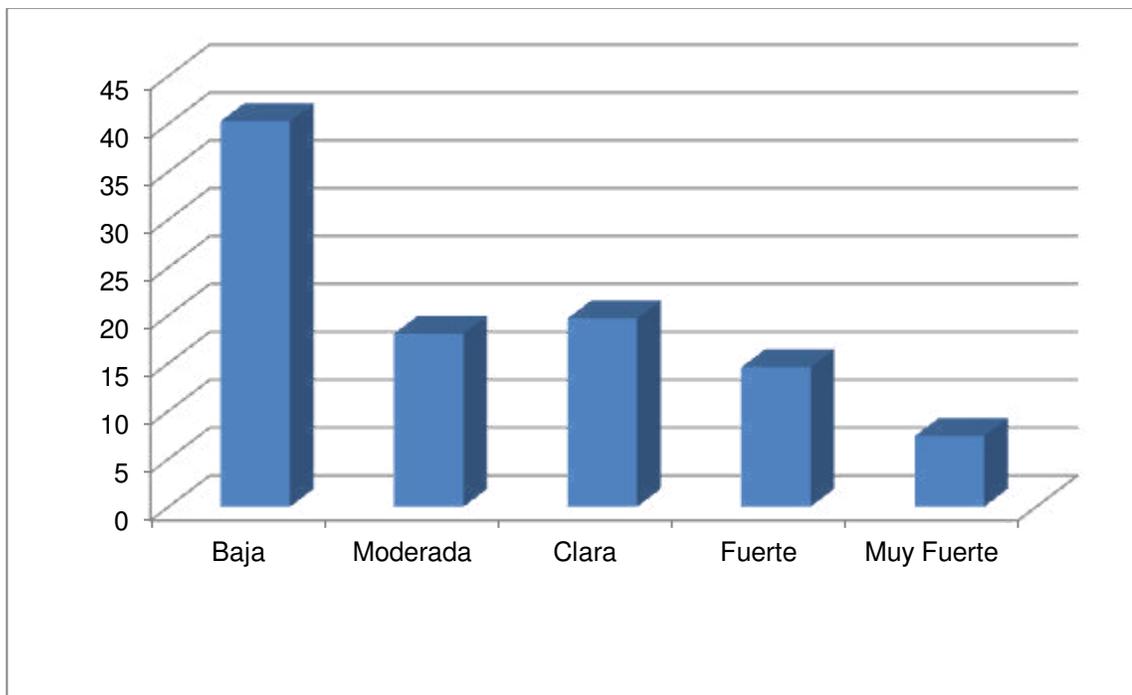


Figura 24.- Representación gráfica de los valores globales de diferenciación en altura para las especies más representativas del ecosistema restaurado en suelo somero.

En relación con la diferenciación en altura, se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación de moderada (35.74%) a baja (28.16%) en éste tipo de suelo, a excepción de *L. tridentata*, la cual muestra una diferenciación muy fuerte en el total de los grupos en que estuvo presente (100%). Cabe resaltar que *A. constricta* mostró una diferenciación indistinta a comparación del transecto testigo. En cuanto a la comunidad, se tiene que

existe una tendencia a mostrar una diferenciación de manera indistinta, ya que podemos encontrar valores altos en la clasificación de baja como de muy fuerte, sin embargo el valor máximo es para moderada (35.74%).

Tabla 44: Diferenciación en altura para las especies representativas del ecosistema testigo en suelo somero:

No.	Especie						Muy Fuerte	Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	0,8-1.		
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8			
1	<i>L. tridentata</i>	21.42	21.42	21.42	28.56	7.14	99.96	
2	<i>F. cernua</i>	37.50	37.50	12.50	12.50	0.00	100	
3	<i>P. incanum</i>	39.06	17.39	8.70	26.09	8.70	99.93	
4	<i>A. constricta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	100	
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0.00	33.33	33.33	33.33	0.00	99.99	
6	<i>L. berlandieri</i>	0.00	50.00	50.00	0.00	0.00	100	
7	<i>J. dioica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	
	Valor Global	16.33	26.61	20.99	16.75	19.31	99.98	

Tabla 45: Diferenciación en altura para las especies representativas del ecosistema restaurado con suelo profundo:

No.	Especie						Muy Fuerte	Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	0,8-1.		
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8			
1	<i>L. tridentata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	100	100	
2	<i>F. cernua</i>	20.00	60.00	20.00	0.00	0.00	100	
3	<i>P. incanum</i>	42.84	24.99	10.71	14.28	7.14	99.96	
4	<i>A. constricta</i>	14.28	28.56	14.28	14.28	28.56	99.96	
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0.00	66.66	33.33	0.00	0.00	99.99	
6	<i>L. berlandieri</i>	49.98	49.98	0.00	0.00	0.00	99.96	
7	<i>J. dioica</i>	70.00	20.00	0.00	0.00	10.00	100	
	Valor Global	28.16	35.74	11.19	4.08	20.81	99.98	

En relación con la diferenciación en altura, se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación variada (tabla 45, figura 25). Sólo para el caso de *F. cernua* se observa una diferenciación baja (36.36%) y moderada (27.27%) de manera más clara a comparación del resto de la comunidad. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una regularidad en la diferenciación, ya que se pueden encontrar valores altos en la clasificación de

baja como en la clasificación de muy fuerte, sin embargo en el caso de la primera se observa el valor máximo (27.59%).

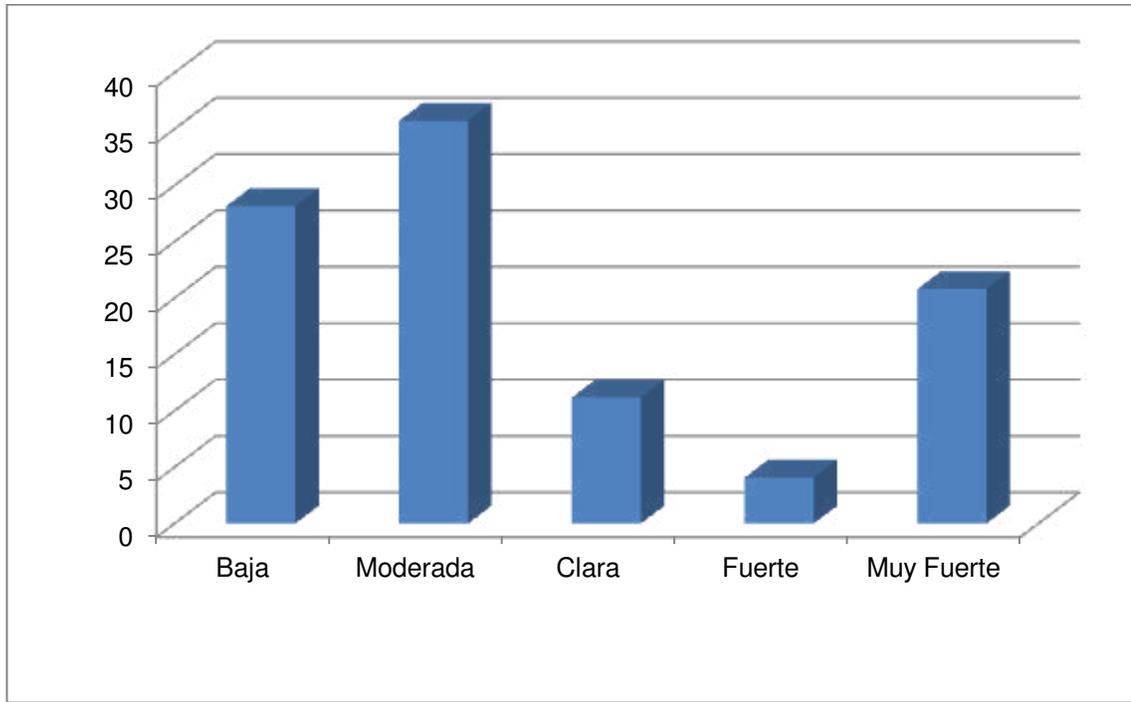


Figura 25.- Representación gráfica de los valores globales de diferenciación en altura para las especies más representativas del ecosistema restaurado en suelo profundo.

Tabla 46: Diferenciación en altura para las especies representativas del ecosistema testigo con suelo profundo:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	16.67	16.67	16.67	33.34	16.67	100
2	<i>F. cernua</i>	36.36	27.27	9.09	18.18	9.09	99.99
3	<i>P. incanum</i>	25.02	12.51	20.85	25.02	16.68	100
4	<i>A. constricta</i>	37.5	25	12.5	12.5	12.5	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	50	0	0	0	50	100
6	<i>L. berlandieri</i>	0	25	25	0	50	100
7	<i>J. dioica</i>	0	0	0	0	0	0
Valor Global		27.59	17.74	14.02	14.84	25.82	100.02

6.2.7.2 Diferenciación en copa (TKS):

En relación con la diferenciación en copa (tabla 47, figura 26), se tiene que la mayoría de las especies presenta una diferenciación variada, sólo para el caso de *J. dioica* se observa una diferenciación baja (57.14%) y moderada (28.57%) de manera marcada a comparación del resto de la comunidad. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia a la clasificación baja (57.14%).

Para el caso de la comunidad testigo en suelo somero (tabla 48) y, en relación con la diferenciación en copa, la mayoría de las especies presentó una diferenciación variada, sólo para el caso de *L. berlandieri* se observa una diferenciación baja (45.45%) y moderada (33.36%) de manera más clara a comparación del resto de la comunidad. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia al tipo de diferenciación moderada (33.95%) y baja (24.48%).

Tabla 47: Diferenciación en copa para las especies representativas del ecosistema restaurado en suelo somero:

No.	Especie						Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	12.50	50.00	12.50	0.00	25.00	100
2	<i>F. cernua</i>	33.33	0.00	0.00	33.33	33.33	100
3	<i>P. incanum</i>	31.58	21.05	0.00	26.32	21.05	100
4	<i>A. constricta</i>	33.33	0.00	0.00	33.33	33.33	100
5	<i>S. ballotaefflora</i>	50.00	16.67	0.00	25.00	8.33	100
6	<i>L. berlandieri</i>	33.33	0.00	11.11	22.22	33.33	100
7	<i>J. dioica</i>	57.14	28.57	0.00	7.14	7.14	100
	Valor Global	35.89	16.61	3.37	21.05	23.08	100

Tabla 48: Diferenciación en copa para las especies más representativas en la parcela testigo con suelo somero:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	0.00	66.67	16.67	0.00	16.67	100
2	<i>F. cernua</i>	45.45	36.36	0.00	9.09	9.09	100
3	<i>P. incanum</i>	39.29	14.29	17.86	21.43	7.14	100
4	<i>A. constricta</i>	16.67	0.00	33.33	50.00	0.00	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0.00	50.00	0.00	50.00	0.00	100
6	<i>L. berlandieri</i>	45.45	36.36	0.00	9.09	9.09	100
7	<i>J. dioica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
Valor Global		24.48	33.95	11.31	23.27	7.00	100

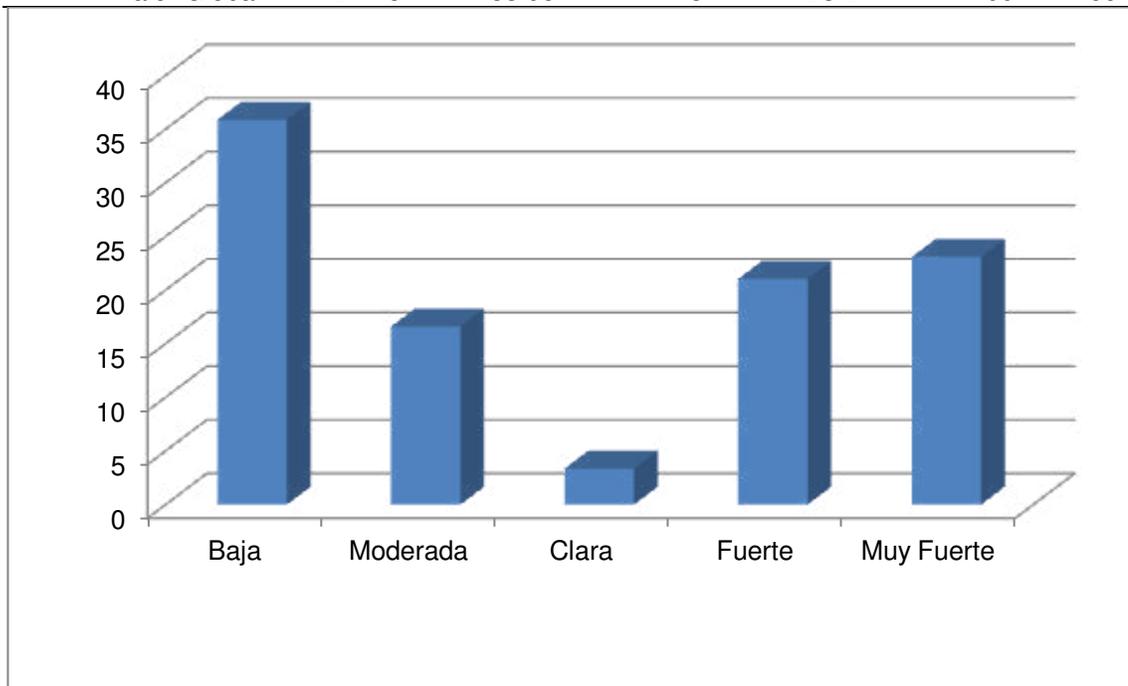


Figura 26.- Representación de los valores globales de la diferenciación en copa para las especies más representativas del matorral restaurado en suelo somero.

Para el caso de la comunidad restaurada en suelo profundo (tabla 49, figura 27), se encontró una diferenciación en copa, en la mayoría de las especies de manera variada, sólo para el caso de *J. dioica* se observa una diferenciación baja (55.56%) y moderada (33.33%) de manera más marcada a comparación del resto de la comunidad. En cuanto a la comunidad, de manera global se tiene una tendencia al tipo de diferenciación baja (29.82%), seguida por moderada (20,55%).

Para el caso de la comunidad testigo en suelo profundo (tabla 50), en relación con la diferenciación en copa, la mayoría de las especies una diferenciación variada, sólo para el caso de *L. tridentata* se observa una diferenciación muy fuerte (42.86%) y fuerte (28.57%) de manera más contundente a comparación del resto de las especies. En cuanto a la comunidad de manera global, se tiene una tendencia al tipo de diferenciación fuerte (24.50%) y clara (20.78%) principalmente.

Tabla 49: Diferenciación en copa para las especies representativas del área restaurada en suelo profundo:

No.	Especie						Total
		Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	0.00	66.67	16.67	0.00	16.67	100
2	<i>F. cernua</i>	50.00	25.00	0.00	12.50	12.50	100
3	<i>P. incanum</i>	45.45	4.55	18.18	22.73	9.09	100
4	<i>A. constricta</i>	12.50	0.00	25.00	37.50	25.00	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	28.57	14.29	28.57	14.29	14.29	100
6	<i>L. berlandieri</i>	16.67	0.00	16.67	50.00	16.67	100
7	<i>J. dioica</i>	55.56	33.33	0.00	11.11	0.00	100
	Valor Global	29.82	20.55	15.01	21.16	13.46	100

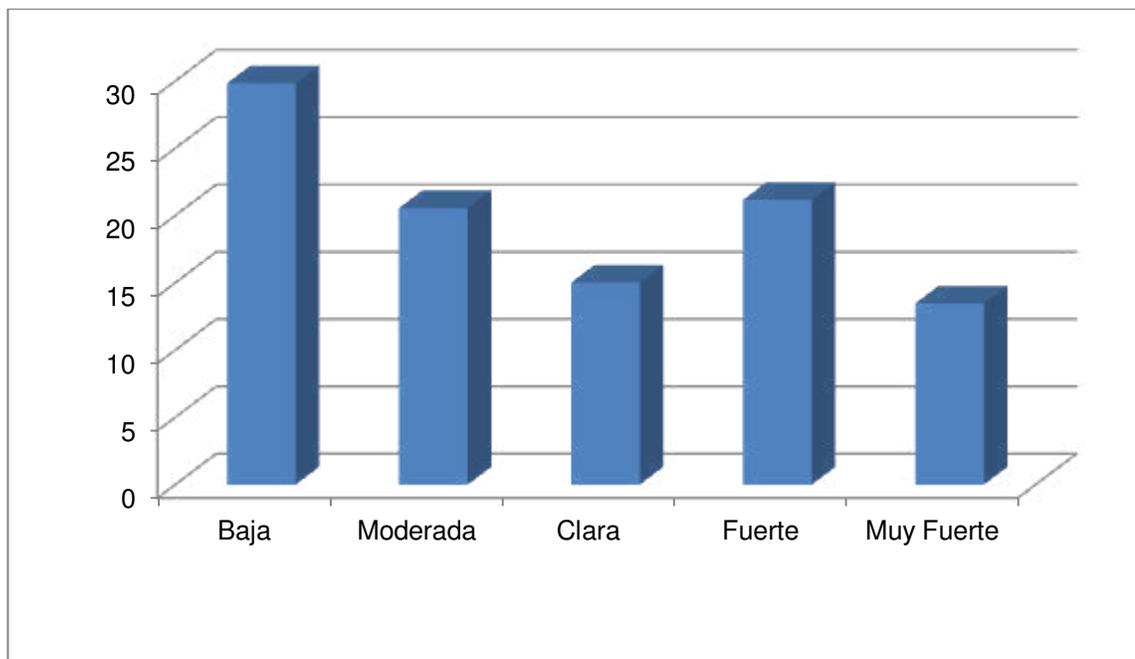


Figura 27.- Representación de los valores globales de la diferenciación en copa para las especies más representativas del matorral restaurado en suelo profundo.

Los presentes resultados expresan que existe una clara dispersión en cuanto a la altura de los arbustos, así como en relación a la diferenciación de copa, lo cual indica una tendencia a la heterogeneidad del ecosistema y a su vez una tendencia al incremento de la diversidad hacia el interior del mismo.

Tabla 50: Diferenciación en copa para las especies representativas del área testigo en suelo profundo:

No.	Especie	Baja	Moderada	Clara	Fuerte	Muy Fuerte	Total
		0,0-0,2	0,2-0-4	0,4-0-6	0,6-0,8	0,8-1.	
1	<i>L. tridentata</i>	14.29	14.29	0.00	28.57	42.86	100
2	<i>F. cernua</i>	18.18	27.27	0.00	36.36	18.18	100
3	<i>P. incanum</i>	17.24	13.79	24.14	27.59	17.24	100
4	<i>A. constricta</i>	33.33	33.33	16.67	16.67	0.00	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	25.00	25.00	25.00	0.00	25.00	100
6	<i>L. berlandieri</i>	16.67	33.33	16.67	16.67	16.67	100
7	<i>J. dioica</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
	Valor Global	10.50	14.19	20.78	24.50	13.75	100

6.2.8 Mezcla de Especies:

En cuanto a la variable de mezcla de especies en la comunidad restaurada con suelo somero (tabla 51, figura 28) se encontró por especie que *F. cernua* es la especie que coexiste con dos individuos de diferente especie (75%) y tres respectivamente (25%). Por el contrario, *J. dioica* presenta en el 50% de los grupos asociación con individuos de la misma especie y el 50% restante con una planta de especie distinta. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste con al menos un individuo de diferente especie (39.33%), seguido por la coexistencia con dos (32.24%) y tres individuos de distinta especie (21.57%) resultando en ese orden de importancia respectivamente.

Tabla 51: Mezcla de especies para el área restaurada con suelo somero:

No.	Especie	0,00	0,33	0,66	1	Total
1	<i>L. tridentata</i>	0	50	25	25	100
2	<i>F. cernua</i>	0	0	75	25	100
3	<i>P. incanum</i>	0	50	25	25	100
4	<i>A. constricta</i>	0	25	50	25	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0	50	25	25	100
6	<i>L. berlandieri</i>	0	50	25	25	100
7	<i>J. dioica</i>	50	50	0	0	100
Valor global.		7.14	39.33	32.24	21.57	100

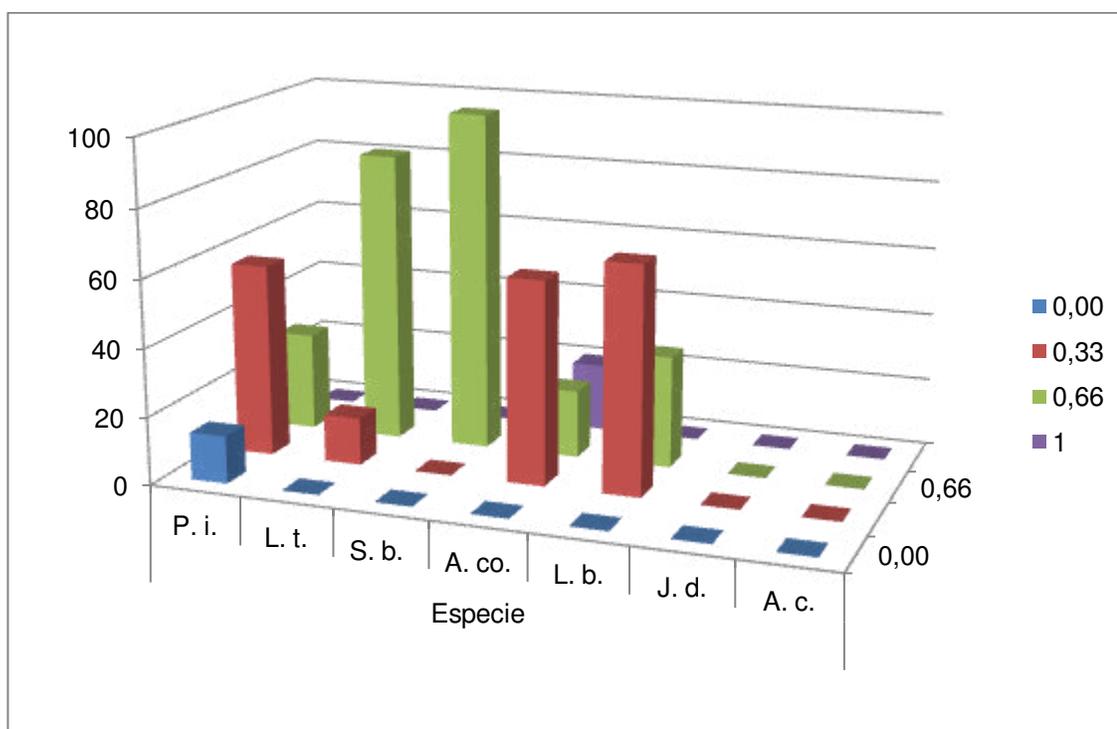


Figura 28.- Representación de la mezcla de especies para la comunidad restaurada con rodillo rehabilitador modificado en suelo somero.

En cuanto a la variable de mezcla de especies en la comunidad de referencia con suelo somero (tabla 52, figura 29) se encontró por especie que *A. constricta* es la especie que coexiste con dos individuos de diferente especie en un 75% y el 25% restante con su misma especie. Por el contrario, *J. dioica* presenta en el 100% de los grupos donde ésta se observó asociación con individuos de la misma especie. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las

especies presentes en éste matorral coexiste principalmente con al menos un individuo de diferente especie (42.86%), seguido por la coexistencia con dos (28.57%) de distinta especie en ese orden de importancia respectivamente. En cuanto a la variable de mezcla de especies en la comunidad restaurada con suelo profundo (tabla 53, figura 30) se encontró por especie que *F. cernua* es la que coexiste con uno a tres individuos de otras especies de manera indistinta, por el contrario, *A. constricta* y *S. ballotaeflora* se asocian con individuos de 2 especies diferentes (75%) y tres especies distintas (25%) y, nuevamente *J.*

Tabla 52: Mezcla de especies para el área testigo con suelo somero:

No.	Especie	0,00	0,33	0,66	1	Total
1	<i>L. tridentata</i>	0	75	25	0	100
2	<i>F. cernua</i>	0	50	50	0	100
3	<i>P. incanum</i>	0	75	25	0	100
4	<i>A. constricta</i>	25	0	75	0	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0	50	25	25	100
6	<i>L. berlandieri</i>	25	50	0	25	100
7	<i>J. dioica</i>	100	0	0	0	100
Valor global.		21.43	42.86	28.57	7.14	100

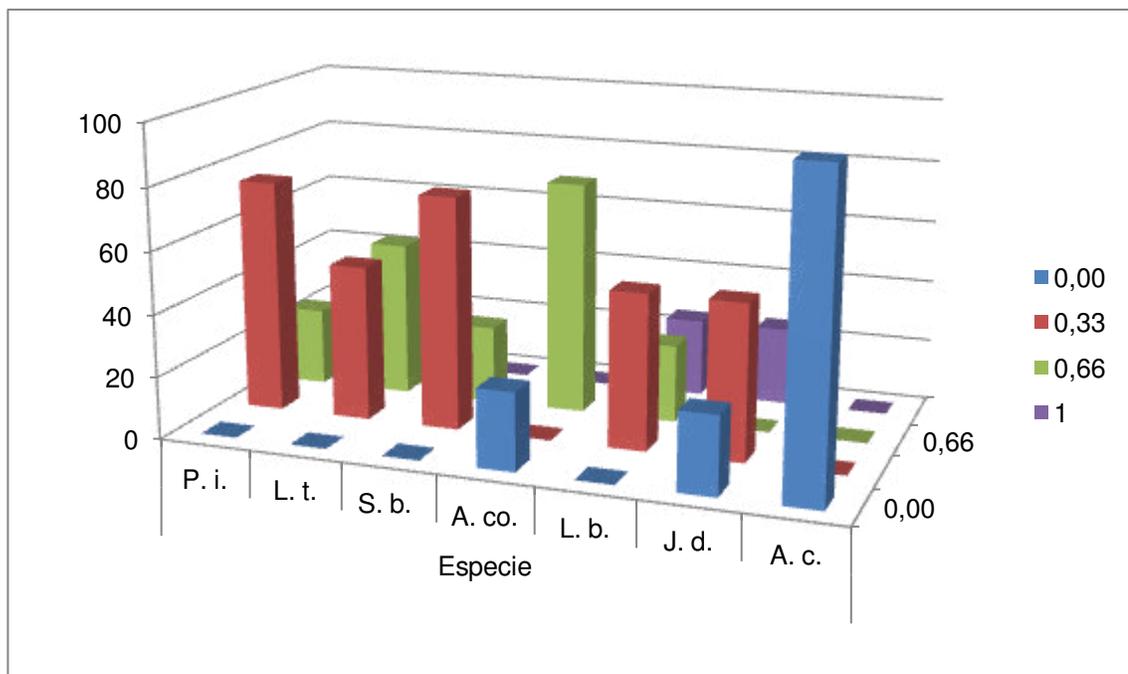


Figura 29.- Representación de la mezcla de especies para la comunidad de referencia en suelo somero.

dioica se asocia a un individuo de otra especie distinta en un 50%, sólo en un 25% coexiste con dos especies distintas y, el resto de ésta especie (25%) convive con un individuo de la misma especie. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste con al menos dos individuos de diferente especie (39.29%), seguido por la coexistencia con tres vecinos de diferente especie (32.14%).

Tabla 53: Mezcla de especies para el área restaurada con suelo profundo:

No.	Especie	0,00	0.33	0.66	1	Total
1	<i>L. tridentata</i>	0	25	25	50	100
2	<i>F. cernua</i>	25	25	25	25	100
3	<i>P. incanum</i>	0	25	25	50	100
4	<i>A.constricta</i>	0	0	75	25	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0	0	75	25	100
6	<i>L. berlandieri</i>	25	0	25	50	100
7	<i>J. dioica</i>	25	50	25	0	100
Valor global.		10.71	17.86	39.29	32.14	100

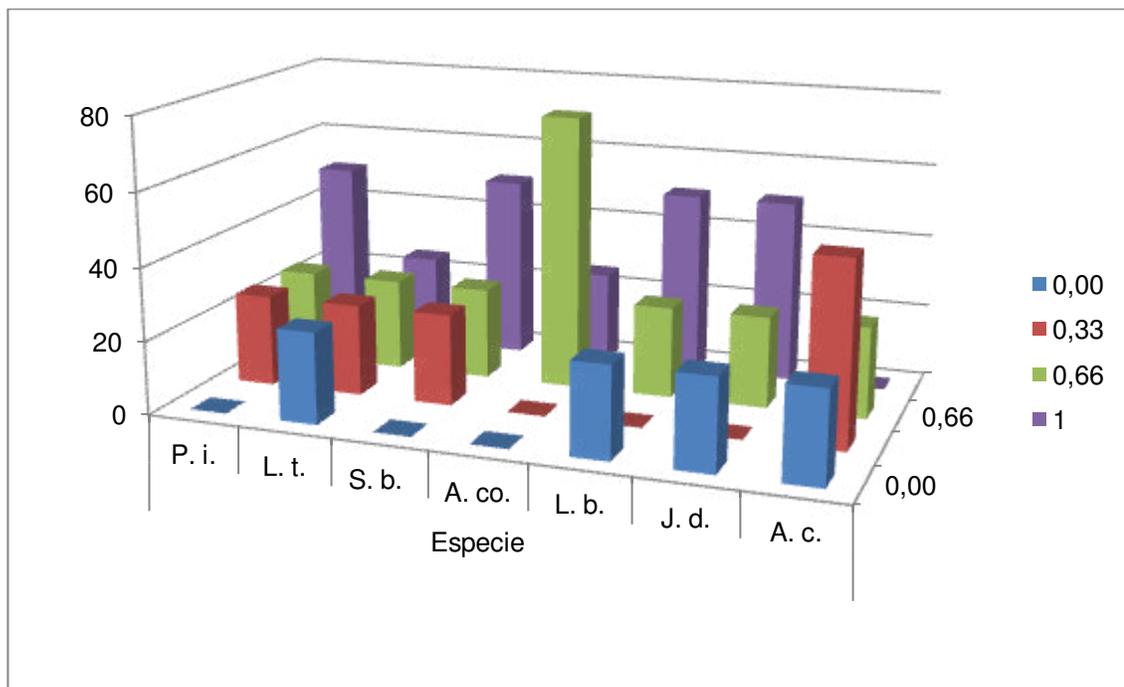


Figura 30.- Representación de la mezcla de especies en suelo profundo.

En cuanto a la mezcla de especies en la comunidad de referencia con suelo profundo (tabla 54, figura 31) se encontró por especie que *P. incanum* y *A. constricta* son las especies que coexisten con dos individuos de diferente especie en un 75% y el 25% restante con un vecino de distinta especie. Por el contrario, *J. dioica* presenta en el 100% de los grupos donde ésta se observó, asociación con individuos de la misma especie. En cuanto a la comunidad se tiene que la mayoría de las especies presentes en éste matorral coexiste principalmente con al menos dos individuos de diferente especie (46.43%), seguido por la coexistencia con uno (25.00%) y cero y tres vecinos de distinta especie (14.29%) respectivamente.

Tabla 54: Mezcla de especies para el área testigo con suelo profundo:

No.	Especie	0,00	0.33	0.66	1	Total
1	<i>L. tridentata</i>	0	25	50	25	100
2	<i>F. cernua</i>	0	25	50	25	100
3	<i>P. incanum</i>	0	25	75	0	100
4	<i>A.constricta</i>	0	25	75	0	100
5	<i>S. ballotaeflora</i>	0	25	50	25	100
6	<i>L. berlandieri</i>	0	50	25	25	100
7	<i>J. dioica</i>	100	0	0	0	100
Valor global.		14.29	25.00	46.43	14.29	100

Con base en los resultados obtenidos para la variable de mezcla de especies se asume que existe un comportamiento con tendencia a la heterogeneidad basado en una baja competencia por el aprovechamiento de recursos por parte de las diferentes especies en el ecosistema, lo cual se refleja con la coexistencia de una especie con uno y dos individuos diferentes, lo cual se reflejó de igual forma para el área testigo (Tabla 46).

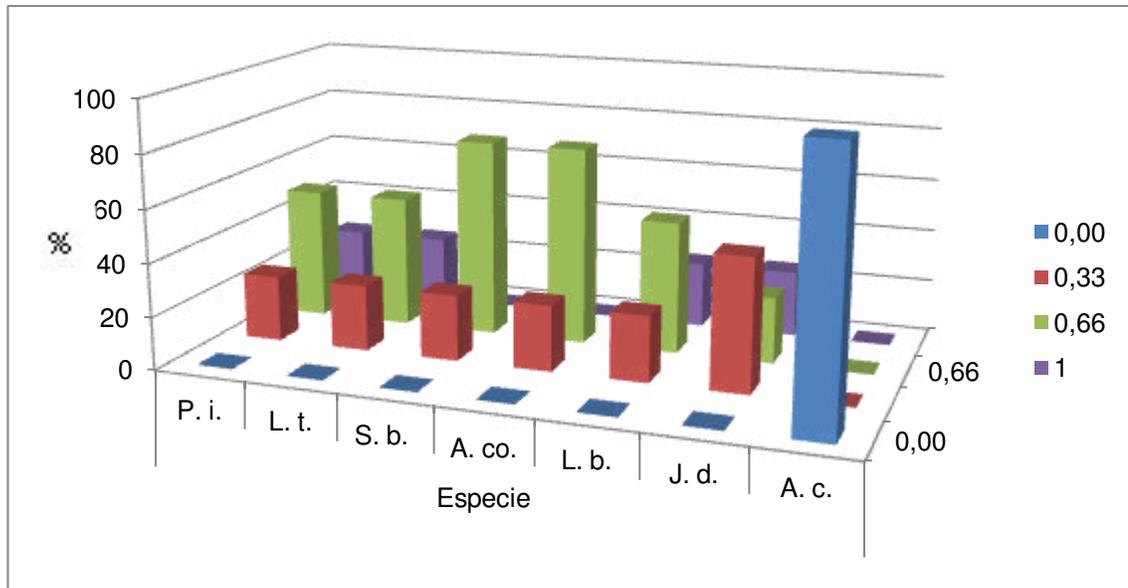


Figura 31.- Representación de la mezcla de especies para la comunidad de referencia en suelo profundo.

6.2.9 Distribución de especies en área restaurada con rodillo rehabilitador modificado en suelo somero.

Una vez llevado a cabo el análisis, se determinó que la mayoría de las especies se distribuyen de manera agrupada en el ecosistema, sólo en el caso de *S. ballotaeflora*, se tiene que ésta se ubica de manera aleatoria en el ecosistema restaurado con suelo somero (tabla 55), pudiendo encontrarse tanto de manera uniforme como agrupada dentro de la comunidad.

Para el caso de la comunidad de referencia, se tiene que sólo *L. tridentata* es capaz de distribuirse de manera aleatoria en dicha comunidad, lo cual demuestra su eficiencia para utilizar los recursos existentes en el ecosistema. El resto de las especies solo mostraron una tendencia al agrupamiento.

Los valores expuestos en las tablas 55 y 56 demuestran que existen factores limitantes para el aprovechamiento del espacio disponible debido a la formación de islas de fertilidad, donde originalmente se establecieron las especies,

formando de éste modo poblaciones con cierta tendencia al agrupamiento para éste tipo de suelo.

Tabla 55: Distribución espacial de las especies, basada en valores de varianza y media aritmética de las especies para el área restaurada en suelo somero.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>L. tridentata</i>	13.73	4.8	Agrupado
<i>F. cernua</i>	4.72	1.5	Agrupado
<i>P. incanum</i>	25.88	12.1	Agrupado
<i>A. constricta</i>	25.88	12.1	Agrupado
<i>S. ballotaeiflora</i>	0.72	1.5	Aleatorio
<i>L. berlandieri</i>	6.93	3.6	Agrupado
<i>J. dioica</i>	41.78	4	Agrupado

Tabla 56: Distribución espacial de las especies, basada en valores de varianza y media aritmética de las especies para el área de referencia (testigo) en suelo somero.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>L. tridentata</i>	2.75	4.6	Aleatorio
<i>F. cernua</i>	43.78	6.5	Agrupado
<i>P. incanum</i>	63.00	11.4	Agrupado
<i>A. constricta</i>	3.75	2.5	Agrupado
<i>S. ballotaeiflora</i>	15.11	3.9	Agrupado
<i>L. berlandieri</i>	1.78	0.4	Agrupado
<i>J. dioica</i>	0.00	0	--

Para el caso de las especies encontradas en el ecosistema bajo la presencia de suelo profundo, se determinó que el total de las especies se distribuyen de manera agrupada en el ecosistema, (tabla 57) aun en presencia de una mayor disponibilidad de suelo.

Para el caso de la comunidad de referencia (tabla 58), se tiene que sólo *A. constricta*, *S. ballotaeiflora* y *L. berlandieri* son capaces de distribuirse de manera aleatoria en dicha comunidad, lo cual demuestra su eficiencia para

utilizar los recursos existentes en el ecosistema. El resto de las especies solo mostraron una tendencia al agrupamiento.

Los valores expuestos en las tablas 57, 58 y figura 32, demuestran que existen factores limitantes para el aprovechamiento del espacio disponible debido a la formación de islas de fertilidad, donde originalmente se establecieron las especies, formando de éste modo poblaciones con cierta tendencia al agrupamiento para éste tipo de suelo.

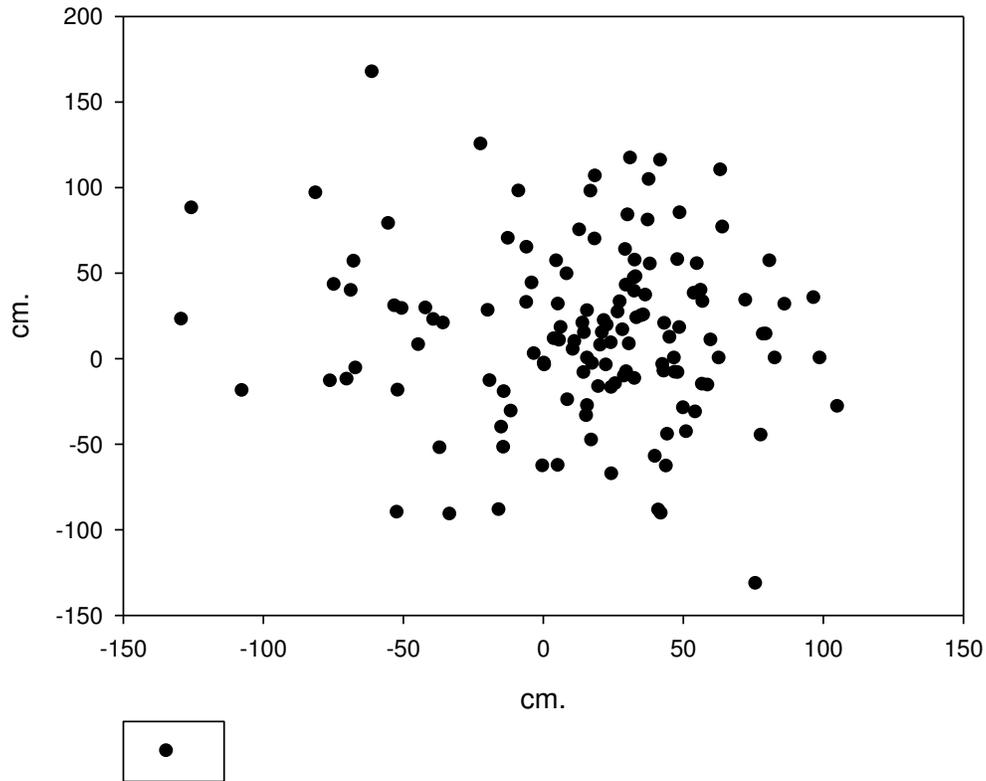
Tabla 57: Distribución espacial de las especies, basada en valores de varianza y media aritmética de las especies para el área restaurada con rodillo rehabilitador modificado en suelo profundo.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>L. tridentata</i>	3.03	2.5	Agrupado
<i>F. cernua</i>	22.00	2.7	Agrupado
<i>P. incanum</i>	145.69	18.8	Agrupado
<i>A. constricta</i>	9.25	3.1	Agrupado
<i>S. ballotaeflora</i>	3.69	1.8	Agrupado
<i>L. berlandieri</i>	2.44	1.2	Agrupado
<i>J. dioica</i>	444.00	31.3	Agrupado

Tabla 58: Distribución espacial de las especies, basada en valores de varianza y media aritmética de las especies para el área de referencia (testigo) con suelo profundo.

Especie	Varianza	Media Aritmética	Patrón
<i>L. tridentata</i>	4.71	4.6	Agrupado
<i>F. cernua</i>	14.99	6.1	Agrupado
<i>P. incanum</i>	254.49	23.6	Agrupado
<i>A. constricta</i>	1.78	2	Aleatorio
<i>S. ballotaeflora</i>	1.29	1.8	Aleatorio
<i>L. berlandieri</i>	1.12	1.7	Aleatorio
<i>J. dioica</i>	0.00	0	--

Fig.32.- Distribución espacial de las especies en el área tratada.



En relación con la distribución de las especies en el ecosistema restaurado, la figura 32 representa la tendencia a la agrupación de las especies con relación al árbol muestra, dentro de lo cual se observa que los 3 vecinos próximos al árbol muestra se ubican a una distancia no mayor a 1.50m a partir de éste.

6.2.10 Análisis de varianza para los el total de tratamientos y sus testigos en ambas comunidades de estudio.

Los resultados obtenidos en relación con el análisis de varianza (tabla 59) permiten demostrar que existe diferencia significativa ($P < .05$) para tratamientos (factor A), tipos de suelo (factor B) y las especies (factor C), excepto en el caso de los bloques así como en la interacción A x B (tratamientos vs tipo de suelo). Lo cual pone de manifiesto el efecto significativo de los tratamientos aplicados a las comunidades en estudio.

Tabla 59.- Análisis de varianza para las comunidades en estudio dentro del área tratada con rodillo rehabilitador modificado.

F. V.	G. L.	S. C.	C. M.	F.	P > F.
Bloques	3	8323.562500	2774.520725	2.5853	0.058
Factor A	1	27312.5000	27312.5000	25.4494	0.000
Factor B	1	59847.5000	59847.5000	25.7652	0.000
Factor C	6	717411.0000	119568.5000	111.4124	0.000
A x B	1	2931.562500	2931.532500	2.7316	0.098
A x C	6	365501.12500	60916.855469	56.7616	0.000
B x C	6	159462.12500	26575.353516	24.7626	0.000
A x B x C	6	55094.437500	9182.406250	8.5561	0.000
Error	81	86929.68750	1073.206055		
Total	111	1482803.5000			

C. V. 25.3666 %.

La tabla 60 muestra los resultados de la comparación de medias, dentro de lo cual se destaca que *J. dioica* con 2620 individuos por hectárea en suelo somero, es diferente estadísticamente ($P < .05$) en el área tratada a comparación con el testigo. Dentro del resto de las especies, solo *P. incanum*, la cual no es diferente a su misma especie en ambos sitios.

60.- Tabla de comparación de medias de las especies en las áreas tratadas en suelo somero (Tukey = 80.3435).

No.	Especies	Restauración vs Testigo			
1	<i>L. tridentata</i>	647	a	893	b
2	<i>F. cernua</i>	275	a	1093	b
3	<i>P. incanum</i>	2130		2202	
4	<i>A. constricta</i>	510		587	
5	<i>S. ballotaeflora</i>	447	a	613	b
6	<i>L. berlandieri</i>	785	a	97	b
7	<i>J. dioica</i>	2620	a	0	b

El resto de las especies muestran diferencias significativas entre sí para ambas comunidades, sin embargo se observa una disminución notoria en el área tratada a comparación con el testigo, lo cual indica que el tratamiento limitó la diversidad del resto de las especies en el ecosistema debido a la remoción de la vegetación original en el sitio con suelo marginal.

61.- Tabla de comparación de medias de las especies en las áreas tratadas en suelo profundo (Tukey = 80.3435).

No.	Especies	Restauración vs Testigo	
1	<i>L. tridentata</i>	440 a	817 b
2	<i>F. cernua</i>	723 a	1127 b
3	<i>P. incanum</i>	4348	5470
4	<i>A. constricta</i>	781 a	412 b
5	<i>S. ballotaeflora</i>	433	517
6	<i>L. berlandieri</i>	413 a	374 b
7	<i>J. dioica</i>	5506 a	0 b

La tabla 61 muestra los resultados de la comparación de medias, dentro de lo cual se destaca que *J. dioica* en suelo profundo es diferente estadísticamente ($P < .05$) con 5506 plantas por hectárea, seguida por *P. incanum*, la cual no resultó diferente en ambos tratamientos, sin embargo mostraron a su vez superioridad al resto de las especies las cuales observaron ser diferencia entre sí. El resto de las especies resultaron significativas para ambos sitios.

La tabla 62 presenta la comparación de medias en ambas áreas tratadas en los diferentes tipos de suelos, resultando *J. dioica* como la especie más abundante con 5506 individuos por hectárea en el suelo profundo ($P < .05$), seguida de *P. incanum* en suelo profundo, a su vez la comunidad con suelo somero muestra un efecto de disminución en la mayoría de las especies como resultado de una mayor limitación de recursos disponibles a comparación del suelo profundo, a excepción de *S. ballotaeflora* y *L. berlandieri*. Las cuales son capaces de presentar una mayor abundancia aun en suelo marginal.

62.- Tabla de comparación de medias de las especies en áreas tratadas con suelo somero vs suelo profundo (Tukey = 80.3435).

No.	Especies	S. somero vs S. profundo	
1	<i>L. tridentata</i>	647 a	440 b
2	<i>F. cernua</i>	275 a	723 b
3	<i>P. incanum</i>	2130 a	4348 b
4	<i>A. constricta</i>	510 a	781 b
5	<i>S. ballotaeflora</i>	447	433
6	<i>L. berlandieri</i>	785 a	413 b
7	<i>J. dioica</i>	2620 a	5506 b

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

El llevar a cabo esta investigación permitió conocer la estructura y distribución espacial de las especies que coexisten en los ecosistemas de interés mediante la determinación de indicadores ecológicos a 10 años de haber sido restaurados.

Por una parte, se determinó el estado actual que guardan las especies que coexisten en el matorral desértico micrófilo revegetado con costilla de vaca (*A. canescens*) en el cual mediante la aplicación de los parámetros dasométricos como densidad, área basal y la altura, se obtuvo la valorización cuantitativa para cada uno de los sitios de interés.

Para el caso de los parámetros de la comunidad, los valores más altos se presentaron en el muestreo de parcelas (MP), a comparación del muestreo estructural (ME), con un mayor número de individuos y, para el caso de la comunidad revegetada se determina que el sistema de caracterización estructural es un método eficiente para el conteo de especies en el matorral desértico micrófilo ya que éste mostró un diferencial de 4.52% a comparación del conteo por parcelas. Y para el caso de la comunidad restaurada con rodillo rehabilitador modificado, se tiene la misma tendencia. Dado lo anterior se determina que el sistema de caracterización estructural es un método eficiente para el conteo de especies en el matorral desértico micrófilo ya que éste mostró un diferencial de 4.15% a comparación del conteo por parcelas, lo cual demuestra su eficiencia para este tipo de estudios.

Para el caso de la comparación entre comunidades restauradas, se tiene que existió diferencia significativa ($P < .05$) entre tratamientos (tabla 59), resaltando que el área restaurada con rodillo rehabilitador de pastizales mostró valores superiores al área revegetada con *A. canescens* como una respuesta al efecto del disturbio superficial del suelo, estimulando así una mejor distribución de la materia orgánica sobre la superficie del suelo, ruptura de la costra superficial,

estímulo (remoción) del banco de germoplasma nativo y una mayor cosecha de agua pluvial, principalmente. Resultados que coinciden con los obtenidos por Alanis *et al.* (2008) quienes observaron diferencias significativas al comparar áreas de matorral espinoso con diferente historial de manejo. Con relación a la disponibilidad de suelo (suelo somero vs suelo profundo), se tiene que no existió diferencia significativa ($P > .05$) entre las áreas tratadas y su testigo.

La comparación del muestreo por parcelas y el muestreo estructural para ambas áreas de restauración presenta una diferencia notable, teniendo que en ambos tratamientos el MP presenta mayor área basal a comparación del ME.

En relación con la Diversidad de especies, se obtuvo que los valores para el área revegetada resultaron ser menores a comparación de sus testigos para ambos tipos de suelo. Caso contrario para la comunidad restaurada con rodillo rehabilitador modificado, el cual estimuló un mayor índice de igual manera para ambos tipos de suelo. Lo anterior indica que con éste último tratamiento se fomenta una mayor diversidad en el ecosistema de interés, contrastando con lo obtenido por Jiménez *et al.* (2013), quienes reportan una riqueza más alta (1.94) para un área de referencia de matorral espinoso tamaulipeco, como una respuesta a mayor disponibilidad de recursos en dicho ecosistema.

En cuanto al índice de diferenciación en altura, se tiene que los valores sobresalientes estuvieron reflejados por 5 de las 7 especies en el área de revegetación presentando una diferenciación baja predominantemente en ambos tipos de suelo, lo cual indica que éste tratamiento es capaz de estimular una menor competencia entre las especies que conforman la comunidad, sin embargo en las áreas testigo para ambos tipos de suelo se observó una diferenciación fuerte y clara respectivamente, lo cual indica que la ausencia de tratamiento fomenta un mayor grado de competencia entre las especies, limitando así la diversidad. Opuesto a lo observado en el área revegetada, se tiene que el área donde se aplicó rodillo rehabilitador modificado, presentó

valores de diferenciación más sobresalientes para la categoría de baja y moderada en suelo somero y profundo respectivamente, lo cual indica que el tratamiento aplicado incrementa la competencia entre especies a comparación de su parcela de referencia en ambos tipos de suelo, teniendo así que ésta herramienta no estimula significativamente la diferenciación en altura como lo es la fomentada por la práctica de revegetación. Y, para el caso de las áreas testigo, se tiene que la diferenciación en altura resultó ser mayor en la categoría de fuerte y clara para ambos tipos de suelo respectivamente, con lo cual es pertinente asumir que la aplicación del rodillo rehabilitador mejora la convivencia entre especies, relacionado con la variable en cuestión.

En relación con la diferenciación en copa, se tiene que los valores sobresalientes estuvieron relacionados a ambas áreas de restauración, de las cuales, el área de revegetación presentó una diferenciación clara en ambos tipos de suelo, lo cual indica que ambos tratamientos son capaces de estimular una mayor heterogeneidad de la comunidad en relación con el índice mencionado, resultando *P. incanum* y *J. dioica* las especies más dominantes, a comparación del resto de las especies en suelo somero, a su vez *A. constricta* y *A. canescens* fueron las más sobresalientes en suelo profundo, lo cual coincide con lo reportado por Pequeño *et al.* (2012), quienes determinaron que dos especies arbustivas (*Vachellia farnesiana* y *Prosopis glandulosa*) dominan la comunidad con una dominancia de 74% en un estudio realizado en un área con restauración pasiva en el Noreste de México. A su vez, el área donde se aplicó rodillo rehabilitador modificado, mostró valores menores a comparación de su parcela de referencia en ambos tipos de suelo, teniendo así que ésta herramienta no estimula significativamente la diferenciación en copa como lo es la fomentada por las prácticas de revegetación aplicadas. Y, en cuanto a las especies se tiene que presentaron una diferenciación baja en su gran mayoría, lo cual indica una homogeneidad marcada con una competencia baja entre las especies presentes, resultados contrastantes con lo reportado por Berlanga

(2009), quién encontró un incremento en la cobertura con la aplicación de rodillo rehabilitador sobre un matorral natural.

Para el índice de mezcla de especies (ME), se encontró que el mayor efecto de tratamiento lo obtuvo el área de revegetación, ya que las parcelas tratadas para ambos tipos de suelo estimularon un mayor grado de convivencia con al menos dos individuos de diferente especie a comparación de su testigo, el cual mostró convivencia de los individuos con otro de diferente especie. Por lo cual el presente tratamiento favorece una mayor diversidad. Caso contrario el observado por el área restaurada con rodillo rehabilitador modificado, el cual presenta convivencia con igual número de individuos para los diferentes tipos de suelo, demostrando así una similitud entre éste tratamiento y su área de referencia.

En relación con la distribución espacial de las especies en ambos ecosistemas, se tiene que el tratamiento que estimuló un mayor efecto sobre ésta fue el de revegetación en ambos tipos de suelo ya que en éste se encontró que al menos dos de las siete especies de interés se dispersan de manera aleatoria en la comunidad, demostrando así su capacidad para propagarse sin requerir forzosamente de estar agrupadas con otros individuos de la misma especie, estimulando así una mayor diversidad en el matorral, resultados que coinciden con lo reportado por Alanís *et al.* (2004), quien reporta el mismo tipo de distribución en un ecosistema mixto. Caso contrario para el área tratada con rodillo rehabilitador modificado, en el cual 3 de las siete especies se dispersan de manera aleatoria para el área testigo con suelo profundo, en el resto de las parcelas solo una de las siete especies rompió con el esquema de agrupamiento.

En relación con la disponibilidad de suelo, para los indicadores de Valor de Importancia de las especies, se tiene que existe una similitud marcada entre las parcelas restauradas y sus testigos, sin embargo en cuanto al a comparación de dichos indicadores entre las áreas restauradas con suelo somero y profundo

existió una diferencia marcada lo cual es atribuido a la diferencia en la disponibilidad de recursos entre ambos tipos de suelo.

Finalmente en base a lo anterior, es pertinente puntualizar las siguientes recomendaciones:

1.- La aplicación de las técnicas de restauración implicadas en el presente estudio a diez años de su ejecución, generaron índices con diferencias positivas (incrementos) de las especies en relación a sus parcelas de referencia, lo cual pone de manifiesto que no existen riesgos potenciales a través de la aplicación de dicho manejo sobre la diversidad de los ecosistemas en estudio para trabajos futuros en comunidades con características a fines.

2.- Las técnicas de restauración aplicadas en las áreas de estudio no generan un impacto negativo sobre la diversidad vegetal, tanto en presencia de suelo somero ó profundo, sin embargo para el primer caso (suelo somero) no se recomienda hacer la remoción de la vegetación original en su totalidad ya que a 10 años de haber sido aplicado el tratamiento, los resultados muestran un índice de abundancia relativa (Ar) inferior para la mayoría de las especies a comparación del área testigo.

3.- La aplicación de la presente técnica de revegetación con costilla de vaca (*A. canescens*) es permisible para unidades de producción bajo sistema extensivo que presenten matorrales con características similares al implicado en el presente estudio como una alternativa para incrementar y diversificar la producción animal estimulando una mayor producción de forraje sin poner en riesgo la diversidad vegetal.

4.- La implementación del rodillo rehabilitador de pastizales modificado representa una alternativa viable para el incremento de la cobertura vegetal a través de una disminución del grado de competencia interespecífica en el

ecosistema sin poner en peligro el equilibrio de las especies nativas en matorrales con características similares al utilizado para el presente estudio, evitando así los efectos violentos del rodillo comercial sobre los recursos naturales presentes en las comunidades de matorral desértico micrófilo.

8 BIBLIOGRAFIA.

1. Adame W., Gerardo. 1994. Determinación de un método óptimo de inventario para *Prosopis laevigata* en el sur de Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L. 21-34, 54-55 pp.
2. Aguirre, C.; Hoth, J. y Lafón, A. 2012. Estrategia para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense. Colegio de Chihuahua. Chihuahua, Chih., 5.
3. Aguirre, C. O. A. 2004. Indices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo en ecosistemas forestales. Revista Ciencia Forestal en México. Vol. 27, No. 92. P. 112. México. 1 p.
4. Aguirre, O., Jiménez, J., Vargas, B. 1997: Análisis estructural del estrato arbóreo de ecosistemas forestales multicohortales. III Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. Resúmenes de Ponencias.
5. Aguirre, O; Kramer, H; Jiménez, J. 1998. Análisis de la estructura de ecosistemas forestales: Un caso de estudio en Durango, México. Memoria del I Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile, Pp. 11.
6. Alanís, E., Jiménez, J., Aguirre, O., Treviño, E., Jurado, E., González, M. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11(1):56-62.
7. Alanís, E., Jiménez, J., González, M.A., Yerana J.I., Cuellar, L.G., Mora-Olivo, A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany*. En prensa.
8. Alanís, E., Jiménez P., Espinosa, D. Jurado, E., Aguirre, O. y González, M. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. Vol. 14, No. 2. Universidad Autónoma Chapingo, México. Pp 113-118.
9. Alanís R., E. 2004. Distribución espacial de bosques mixtos en la Sierra Madre Occidental, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N.L.

- Linares, N. L. 1, 7-15, 22-24 pp.10. Andrade, L. E.; Espinosa, R. M.; Garza, C. R. y Verdoljak, J. J. 2009. Rehabilitación de praderas con el uso del rodillo aereador. Campo Experimental Río Bravo, CIRNE, INIFAP. Tamaulipas. P. 1.
11. Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. and Pontanier, R. (1993), Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. II. Case Studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology*, 1: 168–187. doi: 10.1111/j.1526-100X.1993.tb00023.
12. Baca V., M 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino en México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Linares N. L., México. 21-24, 33 pp.
13. Berlanga, R. C. A. 2009. Mejoramiento de agostaderos mediante el uso de rodillo rehabilitador en la región norte de Coahuila. INIFAP región noreste. Río Bravo, Tamaulipas, México.
14. Biodiversidad Mexicana. 2012. Matorrales. Revista Biodiversidad Mexicana, Comisión nacional para la conservación y uso de la biodiversidad. México.
15. Bourgeron, P. 1983. Spatial Aspects of Vegetation Structure. *In Tropical Rain Forest Ecosystems: Structure and Function*. Elsevier Science Publishing Company. Amsterdam, Netherlands. 29-47 pp.
16. Boyd, Ch., S. and Davies, K. W. 2010. Shrub Microsite Influences Post-Fire Perennial Grass Establishment. *Rangeland Ecology & Management*: March 2010, Vol. 63, No. 2, pp. 248-252.
17. Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E. and Wilcox, B. P. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland : Soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159, 6, pp. 1010 - 1017. USA.
18. Briske, D. D. and Heitschmidt, R. K. 2000. An ecological perspective. In : Heitschmidt, R. K. (Ed). *Grazing Management. An ecological perspective*. Timber Press, Oregon. USA. pp. 11 – 12.
19. Briske, D. D.; Fuhlendorf, S. D. and Smeins, F. E. 2005. State-and-Transition Models, Thresholds, and Rangeland Health: A Synthesis of

Ecological Concepts and Perspectives. *Rangeland Ecology & Management*: January 2005, Vol. 58, No. 1, pp. 1-10.

20. Brower, E., Zar, H., Von Ende N. 1990: *General Ecology: Field and Laboratory Methods*. Ed. C. Brown Publisher. Third Edition.

21. Cairns, J. Jr. 1993. Is restoration ecology practical?. *Restoration Ecology*. pp. 3-7.

22. Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. and Gómez-Aparicio, L. (2004). Benefits of Using Shrubs as Nurse Plants for Reforestation in Mediterranean Mountains: A 4-Year Study. *Restoration Ecology*, 12: 352–358. doi: 10.1111/j.1061-2971.2004.0316.x

23. CNA. 2000. Reporte de la estación climatológica Villa de Coss, Zac. Comisión Nacional del Agua, Guadalupe, Zacatecas, México.

24. De Groot, R. 1994. Functions of nature evaluation of nature in environmental planning, Management and decision making. *Restoration Ecology*. Vol. 7, No. 1. pp. 42-50.

25. Delgado, D; Finegan, B. 1999. Biodiversidad Vegetal en Bosques Manejados. *Revista Forestal Centroamericana* 25: 14-20.

25. Echavarría, Ch., F. y Serna, P. A. 2002. Tarjeta técnica, INIFAP, Zacatecas, Campo Experimental “Calera”, Zacatecas, México.

26. Estrada, C., Marroquín, F. 1988. Leguminosas de Nuevo León: Sinopsis de las especies de Linares. Reporte Científico No. 9, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. Pp. 2-3.

27. Foroughbakhch, R., Heiseke, D. 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte Científico No. 19, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 1 pp.

28. Freckleton, R. P., Watkinson, A. R. and Rees, M. (2009). Measuring the importance of competition in plant communities. *Journal of Ecology*, 97: 379–384. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01497.x

29. Fuldner, K.; Gadow, K. 1994. How to Define a Thinning in a Mixed Deciduous Beech Forest. In: *Mixed Stands. Proceeding from the Symposium of the IUFRO Working Group S4.01-03 and S4.01-04*. Lousa & Coimbra, Portugal, 31-42.

30. Gadow, K; Hui, G. 1998. Modeling Forest Development. Faculty of Sciences and Woodland Ecology. Göttingen, Germany. 242 pp.
31. García, E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
32. García, G. D., 2002. Distribución Espacial de Bosques Mixtos en la Sierra Madre Oriental, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L., Linares, N. L. México. 4-18, 32-42 pp.
33. García, H. J. 1999. Caracterización estructural del matorral en condiciones prístinas en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L., Linares, N. L. México.
34. García, M. L. 1982. Tipos de Vegetación y algunos datos ecológicos de los Ejidos Nuevo Anáhuac, Nuevo Camarón y Nuevo Rodríguez, Municipio de Anáhuac, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 1-3 pp.
35. González R, H., Cantú S, I., Gómez M, M., Jordán, W. 2000. Seasonal plant water relationships in *Acacia berlandieri*. Arid Soil Research and Rehabilitation. 14: 343-357.
36. González R, H., Cantú S, I., Gómez M, M., Ramírez L, R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. Journal of Arid Environments. 58: 483-503 pp.
37. Gómez, A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L., Linares, N. L. México. 1-4 pp.
38. González E., M. 1996. Análisis de la vegetación secundaria de Linares, N. L., México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. 4-16 pp.
39. González, H., Ramírez, R., Cantú, I., Gómez, M. y Uvalle, J. 2010. "Composición y Estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México". Polibotánica, 29: 91-106.
40. González, M. 1999. Patrones de dinámica de un ecosistema multicohortal de *Pinus culminicola* Andresen & Beaman y *Pinus hartwegii* Lindl. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L.

41. González, M., Treviño, E., Aguirre, O. 1997. Fisonomía y composición de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Journal International of Phitology*. Vol. 83. No 4. 257-258 pp.
42. Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902–910 pp.
43. Gutierrez, G. M. 2008. Impacto antropogénico en la región prioritaria para la conservación “El Tokio”, en el Altiplano Mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, Nuevo León, México. P. 12.
44. Harold, W; Hocker J. 1984. Introducción a la Biología Forestal. AGT editor, S. A. Primera edición en español. México. 125-142 pp.
45. Heiseke, D., Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 31 pp.
46. Hendrickson, J. R. and Lund, C. (2010). Plant Community and Target Species Affect Responses to Restoration Strategies. *Rangeland Ecology & Management*: July 2010, Vol. 63, No. 4, pp. 435-442.
47. Hobbs, R. J. and Norton, D. A. (1996), Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 4: 93–110. doi: 10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.
48. Jiménez, J. 2005. Manual de Dendrometría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.
49. Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. Vol. 10 (2), 355-366. Madrid, España.
50. Jiménez, J., Alanís, E., González, M.A., Aguirre, O.A., Treviño, E.J. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 58(3): 299–304.

51. Jiménez, J., Torres, L., Baca, J. 1999. Descripción estructural de un ecosistema de *Pinus – Quercus* en la Sierra Madre Oriental. IV Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales, Durango, Dgo., México.
52. Jurado, Y., E. 1986. Asociación entre especies, factores edáficos, topográficos y perturbación en la vegetación remanente del terreno universitario U. A. N. L.- Linares, N. L. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas, universidad del Noreste. Tampico, Tamaulipas, México. 93 pp.
53. Jurado, Y., E., Reid, N. 1988. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 4-5 pp.
54. Karl, J. W. (2010). Spatial Predictions of Cover Attributes of Rangeland Ecosystems Using Regression Kriging and Remote Sensing. *Rangeland Ecology & Management*: May 2010, Vol. 63, No. 3, pp. 335-349.
55. Kart, W., Sloboda, B. 2001. Sensitive grown grammars specifying models of forest structure, competition and plant-herbivore interaction. *Proceedings of the IUFRO. Congress "Forestry Biometry, Modeling and Information Science*. In Press.
56. Laliberté, E.; Norton, D, A.; Tylianakis, J. M. and Scott, D. 2010. Comparison of Two Sampling Methods for Quantifying Changes in Vegetation Composition Under Rangeland Development. *Rangeland Ecology & Management*: September 2010, Vol. 63, No. 5, pp. 537-545.
57. Ludwig, J., Reynolds, J. 1988: *Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing*. John Wiles. New York. 337 p.
58. Magurran, A. E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral, Barcelona, España. pp. 13-14.
59. Manzano C, M. 1997. *Procesos de desertificación asociados a sobrepastoreo por caprinos en el matorral espinoso de Linares, Nuevo León*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, Nuevo León. 16-21, 65-73 pp.

60. Martínez P., J. 1992. Evaluación de cuatro metodologías de inventario para *Prosopis leavigata* en el municipio de Linares, Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L. 49-50 pp.
61. Michinton, T. E. 2001. Canopy and substratum heterogeneity influence of the mangrove *Avicennia manna*. *Journal of Ecology* 89 (5): 888-902.
62. Michener, W. K. (1997). Quantitatively Evaluating Restoration Experiments: Research Design, Statistical Analysis, and Data Management Considerations. *Restoration Ecology*, 5: 324–337. doi: 10.1046/j.1526-100X.1997.00546.x
63. Molina-Guerra, V.M., Pando-Moreno, M., Alanís-Rodríguez, E., Canizales-Velázquez, P.A., González-Rodríguez, H., Jiménez-Pérez, J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(2):361-371.
64. Mora, C.A., Jiménez, J., Alanís, E., Rubio, E.A., Yerena, J.I., González, M.A. 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 17(4):124-137.
65. Muller-Dombois, D; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology, John Wiley, New York.
66. Moya, J. G., Foroughbakhch, R. Ramirez, R. G. 2002. Variación estacional de nutrientes y digestibilidad *in situ* de materia seca, de hojas de arbustivas del noreste de México. *Revista Internacional de Botánica Experimental*. 121-127 pp. 2002. Argentina.
67. Okayasu, T.; Okuro, T.; Jamsran, U. and Takeuchi, K. (2011). Threshold Distinctions Between Equilibrium and Nonequilibrium Pastoral Systems Along a Continuous Climatic Gradient. *Rangeland Ecology & Management*: January 2011, Vol. 64, No. 1, pp. 10-17.
68. Pando M, M., Jurado Y, E., Manzano C, M., Estrada C, E. 2004. The influence of land use on desertification process. *Journal of Range Management*. 57: 320-324.

69. Pequeño, L. M. A., Alanís, R. E., Jiménez, P. J., González, T. M. A., Yarena, Y. J. I., Cuellar, R. G., Mora, O., A. Análisis de la restauración pasiva post – pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México.
70. Pérez D., R. 2004. Análisis estructural y foliar en ecosistemas multicohortales del Norte de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L.
71. Quintana M, R., Sosa C, M., Quintana M. E. 2004. Distribución espacial de las comunidades de vegetación en el área de protección ecológica Rancho Teseachic, ubicado en la Sierra Madre Occidental. Memorias de IV Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México. Monterrey, N. L. 3-6 Noviembre de 2004. Pp. 6 .
72. Ramírez L, R., González R, H., Gómez M, M., Pérez R, M. 1999. Feed Value of Foliage from *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* and *Acacia farnesiana*. Journal of Applied Animal Research. 16: 23-32 pp.
73. Rau, B. M.; Johnson D. W.; Blank, R. R.; Lucchesi, A.; Caldwell, T. G. and Schupp, E. W. (2011). Transition From Sagebrush Steppe to Annual Grass (*Bromus tectorum*): Influence on Belowground Carbon and Nitrogen. Rangeland Ecology & Management: March 2011, Vol. 64, No. 2, pp. 139-147.
74. Reyes, J. 2011. La Relación competencia-densidad y su efecto en el crecimiento de los bosques del Estado de Durango, México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L., Linares, N. L. México. pp.
75. Río, M del., Montes, F., Cañellas, I., Montero, G. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. Invest. Agrar. Sist. Recur. For. Madrid España. 12(1), 159-176 pp.
76. Rodríguez R., G. 1994. Análisis de la fitodiversidad (Sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 113 pp.

77. Rodríguez, M. 1996. Estudio eco fisiológico y técnicas de germinación de 9 especies nativas en Marín, Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 1-2 pp.
78. Ruiz, E. J., Valdez, R. D. and Rodríguez, T. D. 2007. Strategies of Revegetation on arid grasslands at Zacatecas, Mexico. Vol. 96, No. 10. Journal of Agriculture and Biology. Pakistan.
79. Ruiz G., J. L. 2004. Caracterización estructural de especies arbóreas en una fracción de la Sierra Madre Occidental, Durango, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L.
80. Rzedowski, J. 1981. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 432p.
81. Spies, T. A. 1998. Forest Structure. A key to the ecosystem. Northwest Science. Vol. 72. Special Issue No. 2: 34-39 pp.
82. Stone, J. N., Porter, J. L. 1998. What is forest stand structure and how to measure it?. Northwest Science. Vol. 72. Special Issue. No 2: 25-26.
83. Thomas, C. 1975. Ecología y Biología de Poblaciones. Ed. Nueva Editorial Internacional. S. A de C. V. México. 59-66 pp.
84. Thomas, S. C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in Malasyan rain forest trees. Journal of Botany 83:556-566.
85. Thorpe, A. S., Thelen, G. C., Diaconu, A. and Callaway, R. M. (2009). Root exudate is allelopathic in invaded community but not in native community: field evidence for the novel weapons hypothesis. Journal of Ecology, 97: 641–645. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01520.x
86. Valdés, E. D. 1987. Comparación de dos métodos para determinar la distribución espacial y obtención del índice de valor de importancia de *Echinocereus stramineus* (Engelm) Rumpler (Cactaceae) en las principales comunidades vegetales del municipio de García, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León.

87. Vázquez, A. 1990. Lista de plantas de las pastizales del Noreste de México. Departamento de Recursos Naturales Renovables, UAAAN, Buenavista, Saltillo, Coah. Pp 3-8.
88. Villalón, H. M. 2003. Determinación de la vegetación en el municipio de Cadereyta Jiménez, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 1, 25-27 pp.
89. Wadsworth, F. 2000. Producción Forestal Para América Tropical. Departamento de Agricultura de los E. U. A. Washington USA. 603 p.
90. Wikipedia, 2011.
91. Woerner, M. 1991. Los suelos bajo vegetación de matorral del noreste de México descritos a través de ejemplos en el Campus Universitario de la U. A. N. L., Linares, N. L. Reporte Científico No. 22. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L. México. 1-15 pp.
92. W. W. F. 2007. El Desierto Chihuahuense.
93. Zenner, E. K., Hibbs, D. E. 2000. A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management*. 129: 75-87.