

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO**

**DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL**

**DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES**



**Variabilidad florística de una comunidad de matorral parvifolio inerme del  
Municipio Saltillo, estudio a través de la técnica del punto: punta del pie y Wheel  
point**

**POR:**

**VÍCTOR MANUEL PERRUSQUÍA TEJEIDA**

**TESIS**

**Presentada como Requisito Parcial para**

**Obtener el Título de:**

**INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA**

**Saltillo, Coahuila, México Noviembre de 2016**

**Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro**

**División de Ciencia Animal**

**Departamento Recursos Naturales Renovables**

**Variabilidad florística de una comunidad de matorral parvifolio inerme del Municipio Saltillo, estudio a través de la técnica del punto: punta del pie y Wheel point**

**Por:**

**Víctor Perrusquia Tejeida**

Que somete a consideración del H. Jurado Examinador como requisito parcial, para obtener el título de:

**Ingeniero Agrónomo Zootecnista**

**Aprobada**

Dr. Alvaro Fernando Rodríguez Rivera

MC. Leopoldo Arce González

MC. Alejandro Cárdenas Blanco

Ing. Roberto Canales Ruiz

Dr. José Dueñez Alanís  
Coordinador División de Ciencia Animal



**AGRADECIMIENTOS:**

**A mi Alma Terra Mater:** Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro que me preparó a lo largo de mi carrera para llegar a ser lo que soy ahora, un hombre capaz dispuesto a dar lo mejor de sí.

**A mi asesor de tesis:** Dr. Álvaro Fernando Rodríguez Rivera por brindarme su tiempo, dedicación y sabios consejos para realizar el presente trabajo.

**DEDICATORIAS:****A mis padres:**

Ing. Víctor Manuel Perrusquía Nieves

Lic. Ana Celia Tejeida Landeros

Les doy las gracias por ser mi modelo a seguir ya que desde pequeño me pusieron el ejemplo para salir a delante, gracias a sus consejos que me orientaron por el camino recto de la vida. Deseo de todo corazón que mi triunfo como hombre y profesionalista lo sientan como el suyo propio ya que sin su amor, esfuerzo y apoyo brindado hacia mi persona yo no sería la persona de bien que soy ahora.

**A mis hermanas:**

Mvz. Ana Victoria Perrusquía Tejeida

Brenda Marcela Perrusquía Tejeida

Les doy las gracias ya que han sido mi ejemplo y mi motivación para salir adelante.

## RESUMEN

El presente trabajo se realizó en el Rancho “El Olvido” en el Municipio Saltillo Coahuila México, el cual se ubica a treinta kilómetros de la ciudad de Saltillo Coahuila por la carretera 54 en el tramo Saltillo Concepción del Oro Zacatecas. El tipo de vegetación predominante se compone de dos estratos, uno superior y otro inferior. En el superior predomina la gobernadora (*Larrea tridentata*) y en el estrato inferior predomina de las arbustivas el hojaseñ y en los estratos de herbáceas predomina *Zinnia acerosa*, gramíneas de los géneros; *Boutelouas*, *Aristidas*, otros. Asimismo la hipótesis planteada fue: la técnica en su modalidad de rueda de bicicleta medirá mas apropiadamente la cobertura en el estrato inferior dadas las características de hábito de crecimiento de las especies imperantes en dicha comunidad vegetacional.

De las conclusiones se consideró lo siguiente: El porcentaje para *Bouteloua gracilis* fue de 19.86. El mayor porcentaje fue para suelo desnudo con 37.87. Al determinar la composición florística se obtuvo 58.91 de *Bouteloua gracilis* y 48.09 para otras especies. El mayor número de registros en campo fue para *Bouteloua gracilis* con 3059. La exactitud y precisión fue mayor para estrato inferior con 55.72 y 0.5254 respectivamente.

## INDICE DE CONTENIDO

<b>Concepto</b>	<b>Página</b>
Portada	
Firmas	i
Agradecimientos	ii
Dedicatoria	iii
Resumen	iv
Indice de contenido	v
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
Objetivo	3
Palabras clave	3
<b>REVISIÓN DE LITERATURA</b>	<b>4</b>
Impacto ambiental efecto del apacentamiento sobre fósforo y nitrógeno del suelo en praderas de Canadá	9
Impacto ambiental del apacentamiento no selectivo sobre las propiedades del suelo	10
Respuestas hidrológicas y del sedimento al disturbio de la vegetación y del suelo (impacto ambiental)	11
Desprendimiento y pérdida del suelo en tierras de arbustivas vírgenes en regiones semiáridas en Argentina	11
Impacto ambiental consecuencia de la intensidad del pastoreo sobre el flujo del carbón y nitrógeno en los pastos	13
Significancia ecológica	14
Relación de la cobertura vs densidad, frecuencia y abundancia	14
Relación de la cobertura vs densidad	14
Relación de la cobertura vs frecuencia	14
Relación de la cobertura vs abundancia	15
Métodos para la determinación de cobertura	15
Métodos de estimación	16
Métodos de medición	16
Generalidades	16
Técnicas de parcela	16
Técnicas sin parcela	17
Generalidades de muestreo	18
Cobertura	19
Definición	19
Origen y evolución del concepto cobertura	19
Tipos de muestreo (técnicas)	20
Técnica del punto, su origen y evolución	22
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>24</b>
Rancho "El Olvido"	24

Localización geográfica	24
Topografía	24
Geología	24
Suelos	24
Hidrología	25
Clima	25
Vegetación	25
Infra estructura	25
Sitio de estudios	26
Determinación de la variabilidad florística	26
Metodología de muestreo y materiales usados	26
Técnica del punto (Wheel point)	26
Análisis estadístico	27
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	28
Exactitud	29
Precisión	30
Número de individuos totales	30
<b>CONCLUSIONES</b>	31
<b>LITERATURA CITADA</b>	32

## INTRODUCCIÓN

Una de las herramientas quizá más eficaz en el uso apropiado del recurso natural por el ser humano, es a través del diente del animal en pastoreo libre, por lo que para saber de manera constante la producción de forraje natural en el agostadero, esto es, tener un inventario real dentro del Recurso renovable y no-renovable se ha llegado a aplicar una infinidad de diversas herramientas que apoyen al hombre en la determinación de técnicas semejantes que permitan incrementar exactitud, precisión y rapidez de muestreo en lo que debe considerar las disímiles especies de vegetación que acaezcan en el ecosistema, esto es, para lo cual es medular considerar; patrón de distribución de las especies vegetales (aleatorio, agregado) y de crecimiento (erecto, diversificación de tallo, diferente proporción tallo-hoja, crecimiento de gramíneas bajo y sobre la superficie), estratificación y otros factores de importancia tal como exposición, pendiente, población origen o temporal.

Conforme ha transcurrido el tiempo se ha tratado de incrementar la exactitud de estas técnicas por lo que se ha realizado una serie de comparaciones de técnicas de inventariado de las especies existentes en el ecosistema, entre las que se pueden mencionar están: técnicas de parcela y distancia (Godall, 1952); espaciamiento de puntos por línea (Fisser y Van Dyne, 1966); línea intercepto vs línea de puntos (Heady y col. 1959); o bien de técnicas del anillo vs línea de puntos (Cook y Box, 1961).

Los ecosistemas áridos en todo el mundo están experimentando cambios en la estructura de la vegetación y función del ecosistema debido al manejo de las actividades, alterando el régimen de incendios, así como aumento del nivel atmosférico CO<sup>2</sup> y el cambio climático global (Archer 1995; Gill y Burke 1999; Miller y Rose 1999; Bond y Midgley 2000; Miller y col., 2000; Van Auken, 2000; Hastings y col., 2003; Polley y col., 2003; Huxman y col., 2005).

El efecto de incremento de la carga animal o bien el uso inadecuado del pastizal a través del diente del animal, ya que ésta es la fuente de cosecha de forraje más barata, permite el incremento o decremento del escurrimiento o infiltración en los pastizales naturales, esto, ha demostrado que la intensidad de pastoreo altera las características de la superficie del suelo y de vegetación, en una amplia variedad de suelos y vegetación.

El proceso hidrológico de un sitio por lo general es para determinar la composición y estructura de comunidades de plantas, posición topográfica, y propiedades del suelo (Breedlow y col., 1998; Chapin y col., 1997; Pellant y col., 2000). El balance entre suelo y planta es perturbado por la combinación de comunidades de plantas de



encino (*Juniperus occidentales* Hook.), no perder de vista las grandes variaciones espacio-temporal en características hidrológicas (Miller y col., 2005). El grado de alteración es concluyente por características de los sitios ecológicos y la fase del bosque en desarrollo (Miller y col., 2000).

El sobre pastoreo causa la compactación del suelo y pérdida de la vegetación y cuando es exigua la biomasa vegetal, se suele invadir bosques o selvas en exploración de alimento por el ganado lo que permite mengua de la cobertura vegetal, así como desequilibrio en la dinámica del ecosistema Monroy, (2011).

Si bien se ha estudiado que el deterioro en cobertura vegetal así como un cambio en la disposición de especies de gramíneas perennes a herbáceas, ocurre como derivación del incremento de la intensidad del apacentamiento. Por otro lado se ha confirmado que la tendencia sucesional en las comunidades de las plantas son correspondientes a la intensidad de pastoreo, con lo cual ocurren severos cambios bajo pastoreo de carga animal alta. Derivación de lo mencionado entonces, las características hidrológicas de los pastizales están positivamente correlacionados a cobertura vegetal y producción de forraje en pie.

El administrador de una empresa ganadera debe considerar el realizar monitoreo y evaluación del ecosistema el cual permita asegurar la sustanciabilidad al alcance de los animales (Tongway y Hindley 1995; Pellant y col., 2000; Pyke y col., 2002; Rosentreter y Eldridge 2002; Herrick y col., 2005), así también, requiere explicitar la información con respecto al potencial de la cubierta vegetal y composición de estas comunidades. El encostramiento del suelo puede ser considerado básico en ecosistemas en suelos áridos (Jones y col., 1997) porque ellos: 1) en conjunto en la superficie del suelo reduce la erosión (Mazor y col., 1996), y 2) regula el agua y equilibra el escurrimiento y la infiltración (Warren 2001), asimismo, aumenta humedad y retención del suelo (Alexander y Calvo 1990), el ciclo nutritivo y la planta vascular realizan solidamente la influencia biológica del encostramiento del suelo. La costra de organismos aumenta el estado de nutrimentos del suelo vía nitrógeno (Evans y Ehleringer 1993), carbón (Beymer y Klopatek 1991), la entrada eólica del limo y arcilla (Danin y Gaynor 1991; Reynolds y col., 2001). Debido al disturbio causado por el pastoreo permite este el incremento del encostramiento del suelo en las comunidades. Dependiendo esto de la intensidad, del ganado y componentes del disturbio por encostramiento del suelo lo que generalmente resulta en la reducción de líquenes y musgos, la pobre salida de las cianobacterias del encostramiento y así se disminuye la costra lo cual consecuente el buen funcionamiento del ecosistema (Harper y Marble 1988; Belnap 1995, 1996). Se estima que el tiempo de recuperación es semejante al disturbio efectuado en cada ecosistema (Belnap y Eldridge 2003).

La variación estacional de la precipitación puede interactuar con el pastoreo para alterar la condición hidrológica de los pastizales.

Los ecosistemas áridos y semi áridos en el norte de México en este caso en el estado de Coahuila han sido utilizados de manera indiscriminada, por las diversas especies animal existentes en el pastizal dado las características de pastoreo transhumante en el medio rural en los estados del norte de México, es inadecuado lo cual a ocasionado que el ecosistema vaya en detrimento del mismo consecuencia de ello el desarrollo sustentable, de la región no se ha cuidado.

Sobre la base de lo mencionado anteriormente la justificación del presente estudio es el deterioro del pastizal dada la mentalidad utilitarista por el recurso del pastizal a través del hocico del animal, esto es, el hacer uso del pastizal solamente de extracción y no devolver al ecosistema a través de acciones que permita la recuperación del mismo, ya sea por si sólo o por medio de las acciones del ser humano. Llegar a determinar cual de las dos técnicas de muestreo de punto es mas eficaz, lo que, permitirá diseñar programas de utilización apropiada del recurso pastizal por ende llevar a cabo un desarrollo sustentable del ecosistema en el sureste de Coahuila.

### **Objetivo**

Determinar la variabilidad florística en el ecosistema pastizal, a través de la aplicación de dos técnicas del punto para muestreo de vegetación en un matorral parvifolio inerme en el sur del municipio Saltillo en el estado de Coahuila de Zaragoza en el municipio Saltillo en Coahuila.

**Palabras clave: Variabilidad florística, técnicas de muestreo, ecosistema pastizal**

## REVISIÓN DE LITERATURA

La práctica y la teoría sugieren que esta transición es persistente en los pastizales áridos y semiáridos a tierra-arbustos o áreas desnudas los cuales son gobernados por cambios en las propiedades del suelo (Van de Koppel y col., 1997; Ludwig y col., 2005). Por lo cual una vez que la cubierta de los pastos es fragmentada y expuesta por la superficie del suelo debido al impacto de gotas de lluvia y viento a las áreas desnudas es causada la erosión (Wilcox y col., 2003). El aumento de las tasas de erosión, oxidación y reducción de suelos orgánicos, mientras es reducida la cubierta de las plantas llevando esto a disminuir la población de microbios del suelo lo que desestabiliza la macro totalidad (Emerson y col., 1986; Oades y Waters, 1991). Por consiguiente la estructura del suelo bajo la ruptura del encostramiento permite que ascienda la infiltración, las tasas de infiltración aumentan y soporta los recursos de los sitios de pastizal, asimismo, asciende la reproducción, y así decrementa los índices de erosión (Cerdeña, 1998).

La caracterización cuantitativa y cualitativa del estado de la vegetación en el estado de transición y sus atributos es la principal clave de manejo y estrategia en los pastizales (Westoby y col., 1989; Bestelmeyer y col., 2003; Briske y col., 2005). Dicha estrategia debe tener mediciones rápidas y bajos costos para ejecutar de manera apropiada un típico manejo del pastizal de acuerdo al monitoreo, por otro lado el análisis de la vegetación se puede efectuar por diversas medidas cuantificables, no así para el análisis en la superficie del suelo (Pike y col., 2002; Tongway y Hindley, 2004; Herrick y col., 2005).

Uno de los principales atributos del suelo es la estabilidad total, ya que se puede estimar bien en campo, lo cual se relaciona con el manejo del pastizal, esto es, la resistencia a la erosión, tasas infiltración de agua y actividad microbial (Tisdale y Oades 1982; Pierson y Mulla 1990; Pierson y col., 1994; Cerdeña 1998).

La población de plantas gobernadora (*Larrea tridentata*) en comunidades, ha aumentado en muchas áreas, la cual predominaba en los pastizales del desierto de Chihuahua desde el sur de nuevo México, hasta el centro y norte de Chihuahua, Coahuila y Nuevo León, (Buffington y Herbel, 1965; Grover y Musick 1990; Van Auken 2000), es debido a este cambio de dominancia hacia hierba-árbol, en donde en estas comunidades se tiene la probabilidad de cambiar en espacio y distribución temporal en los recursos del suelo (Schlesinger y col., 1990), alterando así los procesos hidrológicos (Abrahams y col., 1994; Quinton y col., 1997; Dunkerley y Booth 1999; Parizek y col., 2002).

En las comunidades con dominancia de arbustos es típica la formación de reservas orgánicas concentradas bajo los arbustos, ya que el viento y el agua remueven los

materiales orgánicos en áreas o espacios abiertos entre los arbustos, por lo cual se crean islas de fertilidad bajo los arbustos (Whitford, 1997, 2002).

La pérdida biológica del encostramiento del suelo (una superficie de suelo, comunidad de musgos, líquenes, cianobacterias, y otros organismos) los ecosistemas secos de ambas variedades son componentes que conlleva el acelerar la degradación de la tierra (Belnap, 1995). Esto se expresa con frecuencia en la erosión del suelo y baja potencial para la productividad (Neff y col., 2005). De este modo, la retención biológica del suelo a menudo la corteza puede ser importante para prevenir el paso límite de la degradación.

Por lo tanto, el administrador de toda empresa que se dedique al ramo ganadero, deberá efectuar un adecuado programa de monitoreo y evaluación del pastizal que conlleve a asegurar la sustentabilidad de los ecosistemas (Tongway y Hindley 1995; Pellant y col., 2000; Pyke y col., 2002; Rosentreter y Eldridge 2002; Herrick y col., 2005), por otro lado, el administrador requiere explicitar la información con respecto al potencial de la cubierta y composición de estas comunidades.

El encostramiento biológica del suelo puede ser considerado fundamental en ecosistemas de suelos áridos (el estado de estos organismos se comprueban vía alteración de los factores físicos del recurso; (Jones y col., 1997) porque ellos: 1) en conjunto en la superficie del suelo reduce la erosión (Mazor y col., 1996), y 2) regula el agua y equilibra el escurrimiento y la infiltración (Warren, 2001) aumenta, humedad y retención del suelo (Alexander y Calvo, 1990), el ciclo nutritivo y la planta vascular realiza solidamente la influencia biológica del encostramiento del suelo. La costra de organismos aumenta el estado de nutrimentos del suelo vía nitrógeno (Evans y Ehleringer, 1993), carbón (Beymer y Klopatek, 1991), la entrada eólica del limo y arcilla (Danin y Gaynor 1991; Reynolds y col., 2001; Belnap y col., 2003). Debido al disturbio del ganado en pastoreo permite que se tenga como resultado el encostrado del suelo comunidades en todas sus variedades, dependiendo de la intensidad, del ganado y componentes el disturbio del encostramiento del suelo generalmente resulta en la reducción de líquenes y musgos, la salida pobre de los cianobacterias el encostramiento y disminuyendo la costra con tal que los servicios funcione el ecosistema (Harper y Marble, 1988; Belnap, 1995, 1996). Se tiene estimado que el tiempo de recuperación de éste, es semejante al disturbio efectuado por el pastoreo en tiempo y espacio, el cual se ha estudiado desde hace décadas (Belnap y Eldridge, 2003).

Los estudios relativos a la calidad de la fuente del agua ha recibido muy pequeño interés, más bien se ha orientado a debatir impactos y beneficios del agua y la fauna (Rosenstock y col., 1999; Kubly 1990; Broyles 1995). En otro tipo de estudios se ha determinado que las poblaciones de encino se han incrementado en todo el oeste

de Estados Unidos (Miller y Rose 1999; Wall y col., 2001), noroeste de Texas (Ansley y col., 1995; Ueckert y col., 2001), y en la región central de Texas (Archer 1994; Van Auken 2000). Este incremento permite en parte reducir la frecuencia de incendios (Belsky 1996; Miller y Rose 1999; Van Auken 2000), mayor cantidad de forraje para especies animal ramoneadoras y fauna silvestre (Archer 1994; Belsky 1996; Miller y Rose 1999; Van Auken 2000).

Este cambio de la vegetación de comunidades dominantes con especies de pastos hacia comunidades dominantes con árboles permite que se den varios procesos en los ecosistemas que incluyen disturbios en el régimen de nutrientes y ciclo del carbón y estabilidad del suelo (Schlesinger y col., 1990; Archer y col., 2001).

En pastizales áridos y semiáridos del suroeste de los Estados Unidos, las plantas leñosas tienen factores que les permiten competir por recursos para su crecimiento y supervivencia (Rasmussen y Wright 1989), clima (Wilcox 2002), características de las especies (Wilcox 2002), topografía (Rasmussen y Wright 1989) y geología del suelo (Wu y col., 2001; Wilcox 2002). Con frecuencia las especies arbóreas dominan rápidamente debido a su capacidad de resiliencia (Ueckert y col., 2001).

Es recomendable seleccionar técnicas de monitoreo del pastizal que ofrezcan resultados óptimos para promover la sustentabilidad del pastizal y comunidades de plantas anuales para proteger el suelo en grandes extensiones del pastizal (Bartolomé y col. 2002).

Existen técnicas de monitoreo de producción de forraje en pie (Parkes 2001; Coser y col., 2003; Dexter 2003; Jama y col., 2003). En peso seco (Friedel y col., 1988).

El análisis hidrológico de un sitio por lo general es para determinar la composición y estructura de comunidades de plantas, posición topográfica, y propiedades del suelo (Breedlow y col., 1998; Chapin y col. 1997; Pellant y col. 2000). En algunos casos el balance entre suelo y planta es alterado por la integración de comunidades de plantas de encino invadidas (*Juniperus occidentales* Hook.), creando esto grandes ínter espacios y por consecuencia variación temporal en las características hidrológicas (Miller y col. .2005). El grado de alteración es determinado por características de los sitios ecológicos y la fase en desarrollo del bosque (Miller y col., 2000).

La vegetación, topografía y el complejo del suelo está estrechamente asociado con la infiltración, escurrimiento y la erosión (Smith y Leopold 1941; Branson y Owen 1970; Tromble y col., 1974; Blackburn 1975; Wilcox y col., 1988; Truman y col., 2001; Wilcox y col., 2006). La influencia de la vegetación en el proceso hidrológico afecta la

interceptación de la precipitación, infiltración, evaporación y almacenamiento del agua en el suelo (Spaeth 1995; Breshears y col., 1998; Pierson y col., 2007; Owens y col., 2006). Aunque el proceso hidrológico también varía dependiendo de la pendiente (Fox y col., 1997) observó un incremento de la infiltración en función del gradiente en función a la pendiente. La temperatura del suelo, índice de transpiración e índice de evaporación varía a través del paisaje en la asociación con cambios en posición topográfica (Spaeth 1995; Breshears y col., 1998; Pierson y col., 2002).

Las tasas de infiltración son directamente mayores debajo de la cubierta de la planta leñosa en comparación a los inter espacios entre arbustos (Dee y col., 1966; Tromble y col., 1974; Thurow y col., 1986). Lo que permite como consecuencia el incremento de litro alrededor y/o bajo los arbustos en comparación a las áreas (inter espacios) en medio de los arbustos, que son escasamente cubiertos con material de herbáceas. (Blackburn y col., 1992). En término general la comunidad de plantas va en aumento y así el material orgánico en la cubierta vegetal y por ende en el suelo lo cual reduce los impactos de la gota de lluvia y esto permite aumentar la infiltración del agua, por otro lado al descender la cubierta de la planta tiende a incrementarse el índice de escurrimiento y la erosión del suelo (Tadmor y Shanan 1969; Bergkamp 1998.). Es conveniente el considerar el o los factores que afectan el escurrimiento que tiende a la erosión del suelo (Martin y Morton 1993; Parizek y col., 2002), aunque este no es siempre el caso, (Mergen y col., 2001).Consecuencia de lo mencionado es que (Tromble, y col., 1974) reportó bajas tasas de escurrimiento en comunidades de gobernadora en pastizales nativos, pero (Abrahams y col., 1996) reporto mayores tasas de escurrimiento en comunidades con predominancia de *Larrea tridentata*.

Se ha observado que la capacidad de un sitio para capturar, transportar y reservar agua, está en función de la capacidad de infiltración del sitio, como es el caso de comunidades de encino, los que estabilizan los procesos hidrológicos (Pierson y col., 2007), por otro lado (Buckhouse y Mattison, 1980) observaron el incremento de las tasas de erosión en sitios donde la cubierta de la vegetación se han reducido; sin embargo, la erodabilidad depende de la característica del suelo, si bien no es apropiado el generalizar con un modelo de simulación para estimar y pronosticar una repuesta hidrológica a través de sitios ecológicos múltiples (Pierson y col., 2002).

El fósforo (P) es un nutriente esencial para plantas (Cole y col., 1977) y animales (NRC 1996), sin embargo, el exceso del fósforo en el ambiente es una causa potencial en la degradación ambiental por contaminación de la superficie del agua y representa una pérdida económica para el productor a través de la compra de fertilizante para el cultivo o suplementos minerales para el ganado (Cast, 2002).

Por lo tanto este es un importante manejo de las pasturas para optimizar la disponibilidad del fósforo para el pastoreo de los bovinos (Nash y Halliwell 1999). La variación en el contenido del (P) en los forrajes en diferentes condiciones está en función de la habilidad de la planta para asimilar el (P) a través de la raíz (Cole y col., 1977), la presencia del tejido meristemático (Wilman 2004), relación hoja-tallo de la planta y la cantidad muerta de tejidos en la planta (Greene y col., 1987).

En algunos casos, el pastoreo puede estimular la productividad de forraje mejorando y ciclando los nutrientes a través de la incorporación de estos, al suelo por medio del consumo y excreta de nutrientes en el forraje así como la acción de la pezuña en la superficie del suelo (Schuman y col., 1999). DeMezancourt y col., (1998) propuso incrementar la productividad de forraje por incremento de la presión del pastoreo.

El pastoreo no es el único impacto de productividad por encima del suelo, pues éste incrementa el crecimiento de raíces en algunos sitios y lo disminuye en otros (Milchunas y Lauenroth 1993).

El impacto del pastoreo en la estructura de la comunidad y del ecosistema está funcionando para el manejo del pastizal cuyo fin es maximizar la producción del ganado y la sustentabilidad en la empresa, lo que permite en un corto periodo, eliminar tejidos senescentes por el pastoreo en la estructura de las comunidades, en largo periodo, permite el cambio de la composición botánica y la selectividad por diversas especies a través del pastoreo el cual disminuye especies de pastos más altos y especies más palatables (Crawley 1983; Bullock y col., 1994). Aunque el pastoreo excesivo puede con frecuencia conducir a la degradación de la tierra y pérdida de la biodiversidad (Conner 1991), por otro lado el pastoreo con cargas animal inadecuadas es el principal factor que afecta la cantidad, calidad y composición de la vegetación de los pastizales (Heitschmidt y col., 1987; Gillen y col., 1998; Hickman y col., 2004).

El sistema de pastoreo es una herramienta de manejo, que permite manejar y controlar la pradera con frecuencia y duración del pastoreo y periodos de descanso para optimizar el ganado y ejecución de la planta (Heitschmidt y Taylor 1991). El sistema de pastoreo rotacional tiene que ser de acuerdo a la producción de forraje de tal manera que pueda mejorar la condición de la pradera (Heitschmidt y col., 1987; Hickman y col., 2004) o bien tiene efectos perjudiciales (Taylor y col., 1993; Taylor y col., 1997).

El pastoreo continuo ha causado también una severa reducción de pastos muy preferidos por los animales bovinos durante el invierno (Agnus 1991; Deregibus y col., 1995) y el incremento de especies invasoras o de especies exóticas (Rusch y

Oesterheld 1997), cambios que son indicadores de la degradación de los pastizales (Deregibus y Cahuepe 1983), disminución de la producción primaria neta (Rusch y Oesterheld 1997) y calidad del forraje (Chaneton y col., 1988; Jacobo y col., 2000).

Muchos pastizales ha cambiado de manera dramática, varias tendencias en la composición y estructura de las comunidades de vegetación han sido documentadas en diferentes regiones, estos incluyen a) sustitución de pastizales y sabanas con bosques (Acholes y Archer 1997; Van Auken 2000), b) incremento frecuente de especies exóticas e invasivas (Sheley y Petroff 1999), c) conversión del pastizal a praderas cultivadas o cultivos agrícolas (Walter y col., 1993; Cardille y Foley 2003) y d) degradación de los pastizales consecuencia del corte de árboles para madera-combustible y pastoreo profundo (Dregne 2002). Estos tipos de cambios en la estructura y composición de las comunidades de vegetación son a menudo significativos, pero no bien entendido, relatado en disturbios de procesos hidrológicos y bioquímica (Archer y col., 2001).

La eco hidrología, es una ciencia disciplinaria que compara la ecología con la hidrología, enfocado en la interacción entre el ciclo del agua y la distribución, estructura, función y dinámica de comunidades biológicas. (Nuttle 2002; Ana y col. 2004). Aunque la eco hidrología tiene raíces en muchas disciplinas, incluyendo hidrología de pastizales (Bonell 2002), como una aparición en el campo parado escasez fundación de una fuerte teoría con respecto a la interacción de clima-suelo-vegetación (Kerkhoff y col., 2004.)

### **Impacto ambiental efecto del apacentamiento sobre fósforo y nitrógeno del suelo en praderas de Canadá**

Es bien conocido que el manejo del apacentamiento afecta el ciclo de nutrientes y la combinación de nutrientes en el suelo (Haynes y Williams 1993; Whitehead, 1995). El manejo intensivo de pastizales tiende a tener por consecuencia pastizales de valor nutritivo relativamente alto (Wedin, 1996), lo cual influencia la naturaleza y biodisponibilidad de excreta (Haynes y Williams 1993; Mathews y col., 1996; Whitehead, 1995). El ciclo de los nutrientes y la combinación de nutrientes mineralizados en el suelo son productos de relaciones complejas entre características químicas, físicas, y biológicas del suelo, composición del pastizal, especies de ganado, tipo, manejo, y clima (Haynes y Williams, 1993).

La intensidad del apacentamiento regula el área residual de la hoja la cual influencia la tasa de crecimiento del pastizal y en consecuencia la asimilación de nutrientes (Briske y Heitschmidt, 1991)



Diferentes tipos de pastizal afectan el uso de nutrientes y la periodicidad debida a la programación estacional del crecimiento (Stout y col., 1997), el tipo de raíz, profundidad, relación de carbono a nitrógeno (C: N), y composición de especies leguminosas y no leguminosas (Wedin y Tilman 1990; Wedin 1996).

### **Impacto ambiental del apacentamiento no selectivo sobre las propiedades del suelo**

Los animales en apacentamiento afectan primeramente los pastizales mediante impactos directos a través de apisonamientos y excrementos (Smoliak y col., 1972) e indirectamente por alteración de la estructura de la comunidad vegetal (Thurow y col., 1988; Dormaar y col., 1997). La calidad del suelo, o el potencial de productividad, caracterizado por, entre otros, por la tasa de infiltración, el estado de los nutrientes, la estabilidad (resistencia a la erosión), determina el flujo de nutrientes y agua entre el suelo y la planta (Tongway y Hindley, 1995). El manejo puede cambiar estas cualidades del suelo, ya sea mediante el aseguramiento de la conservación de los recursos (suelo, nutrientes, agua) dentro del sistema, o mediante la degradación del sistema de tal manera que se pierden recursos o filtrados (Tongway y Hindlay, 1995). Los procesos del suelo biológicamente mediados tales como la descomposición, la mineralización y el mantenimiento de los macro poros, producción de agregados de suelo, y fijación, son críticos para el mantenimiento y restauración del potencial de producción del suelo (Whitford y Herrick, 1996). Los animales de apacentamiento son las herramientas mediante las cuales el jefe del pastizal puede ya sea mantener o reducir el potencial productivo, dependiendo principalmente de la tasa de almacenamiento y de los sistemas de apacentamiento aplicados.

El uso correcto de estas herramientas puede tener implicaciones económicas a largo plazo para el manejo del ganado (Savory 1983; Biondini y col., 1998; Beukes y col., 2002).

Otros investigadores han postulado que sistemas de apacentamiento que combinan períodos cortos de alta intensidad de apacentamiento con prolongados períodos de descanso (alta-intensidad-baja-frecuencia) simulan el hato de animales con pezuña y pueden jugar un papel importante en influenciar las condiciones del pastizal (Acocks, 1996).

Un número de estudios han mostrado que un apacentamiento fuerte conduce a cambios en la composición de la planta, a una reducción en la cubierta orgánica total, y a diferentes propiedades físicas y químicas de las capas superiores del suelo con una reducción resultante en las tasas de infiltración (Smoliak y col., 1972;

McCalla y col., 1984; Graetz y Tongway 1986; Thurow y col., 1986; Biondini y Manske, 1996; Mworira y col., 1997; Biondini y col. 1998).

La literatura, sin embargo, está repleta con resultados contradictorios de los efectos de apacentamiento sobre los suelos, posiblemente una consecuencia de los diferentes medios ambientales, suelos y sistemas de manejo de pastizal. Una de las razones para estas contradicciones son las variadas interpretaciones de "apacentamiento fuerte" (Acocks, 1996).

Nosotros postulamos que apacentamiento fuerte bajo un sistema de apacentamiento de alta-intensidad-baja-frecuencia/no selectivo mejoraría la calidad del suelo a través de sus impactos concentrados pero de corta duración sobre los procesos del ecosistema (McNaughton y col., 1988; Savory 1991).

### **Respuestas hidrológicas y del sedimento al disturbio de la vegetación y del suelo (impacto ambiental)**

Además del impacto ecológico, la erosión del suelo puede conducir a una deficiente productividad del pastizal debida a la pérdida de materia orgánica y de nutrientes de la planta. Un reto básico para los manejadores de pastizales, es optimizar la producción de forraje para los herbívoros sin reducir la integridad ecológica de los pastizales o disminuir sus beneficios sociales (Biondini y col., 1998).

Para evitar la erosión del suelo por el agua, es necesario mantener la superficie del suelo en una condición que acepte agua rápidamente (Brooks y col., 1997).

### **Desprendimiento y pérdida de suelo en tierras arbustivas, vírgenes, en regiones semiáridas Argentinas.**

En regiones áridas y semiáridas, la vegetación produce heterogeneidad espacial a nivel de micro sitio, cambiando el patrón de flujo de agua, afectando en consecuencia el desprendimiento y pérdida del suelo (Weixelman y col., 1997; Cammeraat y Imeson, 1999; Cerdá 1999; Reid y col., 1999; Valentin y col., 1999). El pastoreo puede afectar el patrón de la cubierta de vegetación, produciendo una erosión más grande del suelo (Wood y Blackburn, 1981, 1984; Braunack y Walter, 1985; Naeth y col., 1990; Chanasyk y Naeth, 1995).

Los efectos del pastoreo incluyen reducción de la biomasa vegetal, compactación del suelo, reducción de la capa vegetal del suelo, y tendencias indeseables en la sucesión de los eventos. Estas tendencias indeseables con frecuencias traen como consecuencia el reemplazo de tipo de zacates, afectando las respuestas a la

infiltración del agua (Knight y col., 1984; McCalls y col., 1984; Eckert y col., 1986; Blackburn y col., 1992).

Ajustar la carga animal en el agostadero y permitir un descanso a exclusiones pastoreadas ha traído como consecuencia cambios positivos en la condición del pastizal (Anderson y col., 1980). El mejoramiento en la condición del pastizal está asociado al reemplazo de zacates cortos antiguos, por zacates más grandes y más productivos.

La invasión de arbustos y la erosión del suelo han sido identificados como los principales procesos de degradación en pastizales semiáridos para agostadero (Friedel, 1991). Ambos procesos pueden estar estrechamente relacionados y en general la erosión sigue a la invasión de arbustos (Buffington y Herbel, 1965). Schlesinger y col. (1990) sugieren que un sobre apacentamiento trae como consecuencia la redistribución de materia orgánica y nutrientes y es el agente principal responsable de la conversión actual de pastizales previamente productivos a tierras arbustivas con mezquite (*Prosopis glandulosa* Torr).

En muchos de los pastizales de la Patagonia, el apacentamiento parece haber modificado la vegetación y acelerado los procesos de erosión del suelo (Soriano y col., 1983; Ares y col., 1990). Los cambios en vegetación incluyen el incremento de arbustos de baja calidad forrajera tales como *Mulinum spinosum* y *Chiquiraga avellanadae* (Bertiller, 1993; Beeskow y col., 1995) en algunos pastizales originalmente productivos.

El efecto combinado de las deposiciones de excremento y orina con pastoreo de ganado puede alterar la acidez del suelo (Johnston y col., 1971) y la salinidad (Chaneton y Lavado, 1996), y puede también incrementar la pérdida de nitrógeno vía volatilización (Holland y Detling, 1990). Además, se sabe que un fuerte pastoreo incrementa la densidad bruta del suelo (Krenzer y col., 1989; Mapfumo y col., 1990) lo cual a su tiempo puede impedir el crecimiento de la raíz.

Los forrajes perennes reducen la erosión del suelo debido al mantenimiento de la cubierta protectora, la estructura mejorada del suelo, y estabilidad de los agregados y creciente cubierta vegetal en la superficie del suelo. En realidad, muchos estudios de los impactos del pastoreo sobre las propiedades físicas y químicas del suelo han sido realizados sobre zacates perennes. En muchas partes del parque Alamo de Alberta, Canadá, se están usando cortes mecánicos (con cuchillas, por ejemplo) para disponer de especies forrajeras anuales, extendiendo de esta manera la estación de pastoreo (Lagroix-McLean y Naeth, 1997), con triticale de invierno y cebada en proceso de convertirse en especies forrajeras comunes (Baron y col., 1993). Sin

embargo poco se conoce acerca de los impactos directos del pastoreo de forrajes anuales sobre los parámetros del suelo.

El atrapamiento también reduce las tasas de infiltración del agua, destruyendo la estructura deseada del suelo e incrementando la densidad absoluta (Hanson y col., 1970; McGinty y col., 1979; Dadkhah y Gifford, 1980; Warren y col., 1986b).

Un efecto detrimental de la sequía sobre la infiltración y la erosión puede ocurrir bajo un apacentamiento rotacional intensivo (Warren y col., 1986a). Este efecto estuvo relacionado a reducciones en la cubierta vegetal y a la biomasa vegetal por arriba del suelo. En otro estudio, la sequía causó los cambios más grandes en erosión y transporte de nutrientes incluso cuando fue comparado a lugares en donde el fuego había removido toda vegetación (White y Loftin, 2000).

### **Impacto ambiental consecuencia de la Intensidad del pastoreo sobre el flujo del carbón y nitrógeno en los pastos.**

El apacentamiento por sí sólo y la intensidad del apacentamiento, en particular, afectan la productividad y el valor nutritivo del pasto (Briske y Heitschmidt, 1991; Wedin 1996) el potencial para el pasto para que el pasto secuestre carbono del suelo (Schnabel y col., 2001), y para que los suelos con pasto inmovilicen el N (Wedin, 1996).

Generalmente, la productividad se reduce a medida que la intensidad del apacentamiento se incrementa (Parsons y col., 1983; Matches 1992). Se concluye que la capacidad para que los pastos acumulen C, N y otros nutrientes arriba y abajo del suelo pueden ser reducidos con creciente intensidad del apacentamiento (Schnabel y col., 2001).

La intensidad del apacentamiento afecta la cantidad y calidad de materiales orgánicos y mineralizados que son liberados sobre la cubierta vegetal y el suelo como residuos vegetativos, orina, y heces. A medida que se intensifica el apacentamiento también se intensifica el uso estacional de la materia seca de los pastos, el C, y el N por el ganado (Parsons y col., 1983; Briske y Heitschmidt, 1991).

El apacentamiento también afecta la calidad del herbaje en el pastizal, y esto finalmente impacta la tasa de degradación de la cubierta vegetal, de la materia orgánica del suelo, y la mineralización de los nutrientes del suelo (Wedin, 1996).

La eficiencia mejorada del apacentamiento como resultado de apacentamiento intensivo trae como consecuencia más altas relaciones de hoja a tallo (Parsons y

col., 1983; Matches 1992), y menos material muerto queda en el pastizal después del apacentamiento (Lemaire y Chapman, 1996).

Finalmente, la calidad del material vegetativo que se mueve del pastizal a la cubierta vegetal afecta la cantidad y tiempo de residencia del C que entra al suelo (McGill y col., 1981; Holland y col., 1992; Wedin, 1996, Schnabel y col., 2001).

### **Significancia ecológica de la cobertura VS significancia estadística**

La medida de la vegetación presente en un lugar o cobertura, tiene mayor significado ecológico que la densidad, ya que la cobertura refleja más la biomasa que el número de individuos (NAS-NRC, 1962).

Brady y col. (1995) ellos mencionan que el propósito de monitorear la vegetación es para determinar, si ocurren cambios significativos ecológicamente importantes sobre el tiempo, y también es importante diferenciar entre importancia ecológica y significancia estadística. Los métodos para monitorear deben de ser seleccionados, en base a la magnitud en que los cambios quieren ser observados con una aceptable tasa de error, si los cambios en la vegetación tienen una gran importancia ecológica relativa, el margen de error debe de ser más pequeño que cuando los cambios tienen menor consecuencias.

### **Relación de la cobertura VS densidad, frecuencia y abundancia**

#### **Relación de la cobertura VS densidad**

Cooper (1959) menciona que la diferencia de cobertura de densidad es que la cobertura es el área ocupada por plantas y densidad es el número de plantas individuales por unidad de área.

#### **Relación de la cobertura VS frecuencia**

Este concepto fue desarrollado y utilizado primero por el ecólogo Raunkiaer (inédito), el cuál la frecuencia es definida como la relación entre el número de unidades muestrales en las cuales las especies están presentes y el número total de unidades muestreadas Pieper (1973).

Oosting (1956), clasifica los valores de frecuencia sobre una escala (en base a por ciento) como se describe, rara (1-20 % de las secciones), infrecuentemente presente (21-40), frecuentemente presente (41-60), la mayoría de las veces presentes (61-80), presente constantemente (81-100).

Bonham (1989), define a la frecuencia como la relación entre el número de unidades de muestreo efectuadas, y se expresa como porcentaje.

### **Relación de la cobertura VS abundancia**

Daubenmire (1968), menciona que la principal limitante de la cobertura como expresión de abundancia consiste en la omisión de la dimensión vertical, ya la relación cobertura altura podría proporcionar una apreciación de abundancia en tres dimensiones.

Oosting (1956), enlista cinco categorías de la abundancia basado en estimación que son: muy rara, rara, infrecuente, abundante y muy abundante.

Desafortunadamente la relación altura-cobertura es muy variada Evans y Jones (1958), la medida misma de la altura resulta poco precisa Heady (1957), por lo que puede concluirse que la cobertura solo debe considerarse como una estimación de la abundancia.

### **Patrones de distribución de las comunidades vegetativas**

Así mismo debe considerarse el que las comunidades de las plantas se hallan distribuidas de diversa manera; al azar y agregadas (Catana, 1964).

Fisser (1966) observó que los puntos sistemáticos tuvieron ventaja sobre los puntos al azar en algunas especies, especialmente zacates amacollados. Cuando los muestreos son al azar encontró que dan ligeramente una mejor frecuencia no así para coberturas, también en este tipo de muestreo es menor el coeficiente de variación y número de líneas para muestreos sistemáticos.

Pieper (1978), menciona que existen dos tipos de procedimientos de muestreo; sistemático y aleatorizado, esto se refiere al método que se selecciona para muestrear la población, ya que el muestreo sistemático cada unidad de muestreo representa una porción igual del todo.

### **Métodos para la determinación de cobertura**

De las diversas técnicas de muestreo que existen se dividen éstas de acuerdo a las funciones que desempeñan, así se tiene que hay formas para determinar: a) estimación y b) medición estas últimas se caracterizan como técnicas de parcela (cuadro, círculo, rectángulo) y distancia: punto central del cuadrante (PCC), vecino más cercano (VMC), cuadrante errante (CE), ángulo en orden (AO), método de

Bitterlich, línea de Canfield (LC), punta del pie (PP), punto (marco vertical y de 45° con 10 y 20 agujas) y otros.

### a) Métodos de estimación

Daubenmire (1959), diseñó una técnica para la estimación de la cobertura, para lo cual realizó una división de clases de 0-5, 5-25, 25-50, 50-75, 75-95, 95-100 %, de uso común en pastizales, para ello se apoya en un marco de 20 x 50 centímetros.

Williamson y col. (1988), hicieron una estimación de técnicas no destructivas en pastizales de porte corte. Se hizo una medición del porcentaje de cobertura basal.

### b) Métodos de medición

#### Generalidades

Cook y Bonham (1977), señalan un procedimiento similar, donde la varianza entre muestras, puede determinar el número de muestras necesarias para estimar un promedio de la población, dentro de intervalos de confianza especificados ( 0.05, 0.10, 0.20 ) recomendando según la siguiente fórmula (la cuál puede ser utilizada prácticamente en cualquier tipo de muestreo.

$$N = (\text{valor tabular de } t)^2 S^2 / [ (x) (\text{cambio en la media de la cobertura}) ]$$

Donde:

n = número de muestras

t = valor tabular de t, según los grados de libertad

x = promedio de la muestra

S<sup>2</sup> = varianza de la muestra.

Hyder y col. (1965) utilizaron parcelas para determinar el tamaño adecuado para *Bouteloua gracilis* que fue de 5 x 5 cm. Para todas las otras especies se requirió una muestra de 40 x 40 pulgadas fue adecuado. Un muestreo adecuado para la macroparcela consistió de 5 líneas con 25 muestras por líneas..

Brady y col. (1995), con fines de fórmulas en programas de simulación en computación asumieron que la forma de *Bouteloua gracilis* (H.B.K.) es circular y ponen dos diámetros de planta 8 y 12 cm de diámetro para simular una comunidad de plantas.

#### Técnicas de parcela

Greig-Smith (1957) los cuadrantes varían en tamaño y forma usualmente pero pueden ser rectangulares, circulares y puntos.

Cook y Stobbenaleck (1986) el apropiado tamaño y forma de la parcela depende del objetivo y requerimiento del trabajo canalizado de la vegetación debe de ser muestreada.

Neal y col. (1988) diseñaron una estructura cuadrada para el muestreo de la vegetación, utilizada por manejadores de pastizales, ecologistas, midiendo además frecuencia, cobertura basal y aérea, la estructura de los cuadrantes fueron hechas de 2.54 por 3.2 mm y con una correa de acero.

### **Técnicas sin parcela**

Estas técnicas debido a su aplicación, no requieren de una superficie determinada, ya que su finalidad es diferente, las técnicas más comúnmente usadas son: punto central del cuadrante (PCC), vecino más cercano (VMC), cuadrante errante (CE), ángulo en orden (AO), método de Bitterlich, línea de Canfield (LC), punta del pie (PP), punto (marco vertical y de 45° con 10 y 20 agujas).

De acuerdo a los objetivos planteados para este trabajo de las técnicas antes mencionadas se ha escogido la: línea de Canfield (LC), punto del cuadrante central (PCC) y punta del pie (PP). En fundamento a eso se procede a realizar una descripción de las tres.

De las principales técnicas de distancias que se ha utilizado más comúnmente está: Línea de Canfield (Canfield, 1941), cuyo objetivo fue el diseñar una técnica sencilla y adecuada para determinar en vegetación propia de pastizales desérticos (Fierro, 1980), la cual ha evolucionado, pues Hormay (1949), estudió el obtener sobresalientes registros de los cambios de la vegetación con el método de la línea de Canfield, estos cambios deben ser medidos por los tipos de suelo puesto que la producción, reproducción, vigor y manejo de la vegetación vinculada a el suelo, el error del juicio personal de intercepción, es esencial en el estudio del hábitat de pastizales de las especies importantes determinando la unidad de medición de la planta. Asimismo Fisser y Van Dyne (1960) implementaron una técnica para proporcionar el muestreo con la Línea de Canfield, ellos describieron un aparato mecánico para localizar las líneas. Se adapta una cinta de acero para medir, al aparato, se usa un medidor sobre la cinta para medir las líneas, en la práctica uno simplemente da el nombre de la planta y la marca donde fue interceptada, no es necesario medir cada intercepto, solo el punto inicial o final. Los datos son tomados de la cinta y transcritos en formas y de estas a tarjetas de computadora. Pueden utilizarse para programas de computadora y hacer comparaciones estadísticas.



Chambers y Brown (1983), describieron más detalladamente la técnica de Canfield la cuál se describe a continuación: a) se tiende una línea de predeterminada longitud, objetivamente localizada, un buen procedimiento de muestreo puede ser el muestreo al azar estratificado, usando una línea base y líneas perpendiculares. b) la cobertura interceptada de cada especie a lo largo de la línea es medida con una cinta o con una regla. c) muchas líneas cortas son generalmente preferidas que algunas líneas largas, un mínimo de 5 a 10 l líneas son regularmente requeridos en una muestra adecuada. d) los datos se deben de registrar claramente para cada intercepción. e) los datos de la línea son resumidos por el análisis estadístico. Otra de las técnicas usadas es la punta del pié la misma que es una modificación de la línea de puntos de contacto y fue descrito por Evans y Love (1957), la técnica consiste en registrar todo lo que ocurra bajo la punta del calzado al pasar a través de un potrero. Es esencial que el punto sea tan pequeño como sea posible para evitar la sobreestimación de la cobertura Pieper (1978). También es apropiado comentar de la técnica punto del cuadrante central, método descrito por Cottam y col. 1953, cuya evolución es que Heyting (1968), realizó una modificación del punto del cuadrante central, para disminuir el tiempo empleado por cada estación, para ello implementó el "calibrador del PCC", este consiste en adaptar una cinta métrica metálica unida a una estructura puntiaguda la cual permite se fije la estructura al suelo, procediéndose a realizar las mediciones pertinentes, sobre la superficie del suelo, menciona que si la vegetación está muy esparcida, la técnica es ineficiente.

### **Generalidades de muestreo**

Las diferentes comunidades de vegetación existentes en el pastizal se pueden ser medidas ya sea en forma cuantitativa o cualitativa. Una y otra tienen desventajas y ventajas por ejemplo las medidas cualitativas tienden a ser más eficiente en término de tiempo, se disminuye el costo por muestreo y pueden llegar a ser bastante descriptivas, la desventaja es que no tienen inferencia estadística. Respecto a las medidas cuantitativas emplean mayor tiempo de muestreo, su costo por lo tanto se incrementa por ende en ocasiones no se pueden realizar, aun cuando estos factores se debería considerar como desventaja se considera que es el tipo de medidas más deseables de emplear sobre la base de evitar prejuicios de persona en el muestreo y lo principal es que se le puede meter inferencia estadística. La necesidad de utilizar un tipo u otro de medidas depende de los objetivos de estudio.

Las comunidades vegetales y/o tipos de vegetación existentes en el pastizal, puede ser descritas en función a: frecuencia (Tedonkeng, *et al.* 1991), densidad (Penfound, 1963), abundancia, producción (Bryant y Kothmann, 1979), utilización, estratificación producción de biomasa ya sea foliar o de raíz.

En la determinación de ello se debe considerar: tamaño y forma de la unidad de muestreo, patrón de distribución de la especie vegetal a monitorear, tipo de crecimiento de la planta. Con relación al tamaño y forma de la unidad de muestreo se debe considerar las características intrínsecas de la planta, para poder dirimir si debe usarse una técnica de parcela, en forma de cuadro, círculo o rectángulo. Aunque por otro lado se usa alguna técnica de distancia, tal como; Punto del cuadrante central (Penfound, 1963); Individuo más cercano, vecino más cercano y Pares aleatorios (Oldemeyer, 1980); Cuadrante errante (Lyon, 1968); Angulo en orden (Laycock, 1965). Línea de Canfield, de la cual se ha efectuado un sinnúmero de modificaciones al respecto buscando mejorar la confiabilidad del inventario. La finalidad de ello es el tener el menor sesgo de muestreo, y si el tener una mejor exactitud y precisión, para lo cual de acuerdo a las bases de muestreo se debe considerar el factor fracción de muestreo, lo cual permite dictaminar si se está realizando un muestreo apropiado.

## **Cobertura**

### **Definición**

Es la proyección vertical hacia abajo de las porciones aéreas, de la planta, la cual se expresa en porcentaje de la cubierta, expresada ésta también como porcentaje de cobertura total o bien como una porción de la base de la planta. También llamada densidad basal, siendo sinónimas la cobertura y el área (Huss y Aguirre, 1976).

Holscher (1959), la define como la parte de la superficie del suelo que se ve cubierta desde arriba.

Cook y Stubbendieck (1986), la define como el área ocupada del suelo. Se usa como atributo primario en estudio del pastizal o bien estudio ecológicos. También puede ser usada como base de comparación entre plantas de diferente forma de vida, la cual se caracteriza por ser una medición no destructiva.

### **Origen y evolución del concepto cobertura**

La estimación de la cobertura de la vegetación, en estudios para estudios de inventario, se originó por Jardine en 1907, dado que él implementó un método llamado de reconocimiento el mismo que consistía en estimar los porcentajes de composición de las especies existentes en el pastizal, si bien éste fue muy criticado, aunque la exactitud de los resultados depende de la capacidad de juicio y observación de los que usan dicha técnica (Fisser, 1961).

Bauer (1943), menciona una serie de conceptos cuantitativos a considerar en el inventario de vegetación: A) Abundancia numérica, en donde todas las especies son contadas, pero no se les hace ninguna medición. B) Índice de frecuencia o porcentaje, aquí sólo se anota la ausencia o presencia de las especies. C) Rango de cobertura, en este se mide el área de suelo o dosel de la planta. D) Volumen de la planta, se mide el mismo. E) Peso seco, de cada especie por unidad de tiempo

Daubenmire (1959), expresa que existe muy poca tendencia hacia la estandarización de los métodos usados en el análisis de la vegetación, ésta diferencia en opinión es debido a los objetivos de estudio, también puede ser a causa de que a todas las plantas no se les puede aplicar una misma técnica de inventario, ya que un árbol puede ser contado, pero en una especie rizomatosa el conteo es impráctico, por lo que el usar aquí la línea es excelente para plantas y arbustivas de porte bajo, pero es apropiado para especies anuales. Al tratar de determinar el procedimiento de inventario debe considerarse, factores tales como. Selección del área de estudio, forma, tamaño y número de parcelas a estudiar. La técnica para medir la cobertura aérea tiene inconvenientes cuando la especie a muestrear presenta un dosel que exceda la altura de registro, pero es adecuada en especies de porte bajo.

La medición de la cobertura se efectúa por muy diversas maneras, para lo cual se ha implementado un sinnúmero de técnicas, algunas de ellas realmente sólo se han modificado. En las que se busca reducir el tiempo de muestreo e incrementar la exactitud (Fisser, 1961).

La precipitación el fuego el apacentamiento de ungulados son los principales factores que afectan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas Bock *et al.* (1995).

Stokes y Yeaton (1994), modifican la técnica de la Línea de Canfield al monitorear especies naturales de porte bajo en Sud Africa pues dicen que de las técnicas usadas en la determinación de cobertura las más prácticas son la línea intercepto y los métodos de distancia. Ellos consideran aquí tres formas diferentes de las plantas, elipse, cónica-elíptica y elíptica-cónica, asimismo consideran el tomar datos extras con la finalidad de obtener producción, además de la cobertura de las especies de la comunidad vegetal.

### **Tipos de muestreo (Técnicas)**

Hatton *et al.*, (1986) analizaron en una imagen construida de una población, bajo condiciones de laboratorio, el error asociado con la estimación ocular en relación con la cobertura actual.

Sykes *et al.* (1983), evaluaron la cobertura en forma visual, con diez observadores, en parcelas de cuatro, cincuenta y doscientos metros cuadrados, considerado esto, como un estimador cuantitativo de algunas especies maderables en Inglaterra.

Bauer (1943), en una población artificial compuesta de discos de diferentes colores los cuales asemejaban especies de plantas, sobre una superficie de 10,000 cm<sup>2</sup>, en los que se colocó diez transectos de 30 cm. c/u y se leía las especies presentes, después se hacía lo mismo para el caso de cuadrantes de 100 cm<sup>2</sup>. Menciona que en una prueba de campo la línea simula a un transecto plano vertical más que una línea transecto. También menciona que el tiempo empleado en el uso de la línea, en trabajo de campo, es de tres horas-trabajo-hombre, mientras en la técnica de cuadrante se emplea cerca de 160 horas-trabajo-hombre. Por último dice que la información generada en poblaciones artificiales tiene aplicaciones prácticas de estudios de campo donde se puede implicar la composición de la vegetación y otras características de las comunidades de plantas.

Otra manera de realizar inventario del recurso natural es por medio imágenes de campo los cuales se revelan como transparencia se colocan bajo un estereoscopio, los pares estereoscópicos se observan y por medio de un contador se mide la cobertura, composición de especies y producción de forraje (Wells, 1971).

Butler y McDonald (1983), mencionan que al realizarse un muestreo de vegetación sistemático debe considerarse la forma del terreno para así dirimir la forma en que tendrá que medirse la misma.

Morris *et al.* (1976), midieron la cobertura de especies arbustivas en pastizal natural en los estados: Wyoming, Utah, Colorado y California en EUA, por medio de un instrumento de capacitancia electrónica, mencionan que si bien es necesario el realizar un gran número de registros, estos proveen un seguro factor de error en la determinación de ésta en años secos, además la producción de materia seca de dos sub poblaciones puede ser bien estimada dentro de un  $\pm 10\%$  de la media a un nivel de confianza del 95%.

Burzlaff (1967), modifica la técnica descrita por Winkworth (1962), dicha modificación permite la selección aleatoria de vegetación en un transecto circular, el instrumento es similar al tránsito topográfico, presenta las desventajas de no ver bien la vegetación en días con mucho viento, en la mañana y en la tarde las sombras hacen difícil la identificación de las especies, las especies con escaso porcentaje de cobertura se hacen imperceptibles al muestreo.

Cabral (1986), estimó la cobertura en especies arbustivas, por medio de la técnica, unidad de referencia, en unidades experimentales; libre de lagomorfos, libre de

apacentamiento y tierras manejadas por el centro de manejo de Tierras de EUA, de los muestreos realizados no encontró diferencias significativas entre los tratamientos corte y unidad de referencia, pero sí sobre estima el peso de plantas pequeñas.

Beck y Hansen (1966), aplicaron la técnica de la rueda de bicicleta, en tres transectos, cada transecto consistió de 1000 sub parcelas (6.6 x 6.6 pies) o sea 1000 vueltas de la rueda (cada vuelta es una revolución), una revolución es una sub parcela.

### **Técnica del Punto, su origen y evolución**

Según Cook y Stubbendieck (1986), comentan que el método del punto fue mencionado primero por Levy en 1927 y por Levy y Madden en 1933 en Nueva Zelanda. Este método representa la reducción de un cuadrante hacia un punto sin dimensión. Por lo tanto si un número suficiente de puntos es distribuido sobre un área, entonces el porcentaje de puntos directamente sobre las plantas representaría la cobertura actual y relativa. Posteriormente se ha desarrollado varios métodos del punto, entre ellos; el marco de punto con agujas vertical y con agujas en 45°, estos pueden tener de cinco a diez agujas de distintas longitudes y diámetros. (Fisser y Van Dyne, 1960), implementaron un aparato de cinco pies de longitud y una pulgada de ancho con calibración de décimas y centésimas de pie para medir la vegetación en este caso la cobertura, éste mismo aparato lo modificó después en 1966.

Ibrahim (1971), hizo una modificación de la técnica del punto de Levy y Madden (1933), consta de seis piezas de madera (similar en estructura al marco de puntos de 45°). Puede determinar cobertura sólo en plantas de longitud menor a 1 metro.

Poisson *et al.* (1972), implementaron una modificación a la técnica del punto por medio de un instrumento consistente en una bayoneta la cual es muy apropiada para muestreo de vegetación donde ésta es densa, es una hoja de fierro de 65 cm. de longitud 2 cm de ancho y 2 mm de grueso.

Aunque se ha realizado estudios en donde se ha aplicado puntos cada 5 y 20 cm. (Martínez, 1999). Otra modificación es la técnica, punta del pie en donde la separación y número de puntos está en función de la especie, exactitud y precisión deseada (Santiago, 1997).

Schulz y Leininger (1990), estudiaron la cobertura aérea de las especies existentes en el pastizal para ello establecieron 300 parcelas de 20 x 50 cm. establecidas a cinco distancias de la rivera de un río, con el apoyo de la determinación de cobertura de Daubenmire (1959), por medio del punto.

Pitt y Wikeem (1990), analizaron los patrones fenológicos de la *Artemisia/Agropyron* para lo cual se aplicaron 36 transectos de 30 metros cada uno con puntos espaciados cada 30 cm se analizaron estadísticamente por contraste ortogonal y la ecuación Newman-Keul's después de realizar un ANOVA.

Ripley *et al.* (1963), la innovación a la técnica es en el sentido de analizar el comportamiento de la técnica en el análisis de la vegetación en un plano vertical (tal como se aplica en la actualidad), mide sólo la parte que es interceptada por la línea.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el Rancho “El Olvido” el cual tiene las siguientes características:

### **Rancho “El Olvido”**

#### **Localización geográfica:**

Se encuentra al sur en el municipio de Saltillo, Coahuila a 34 Km por la carretera # 54, Saltillo-Concepción del Oro, Zacatecas en el Km 319 y por el camino de terracería que va hacia el ejido “La Hedionda” se recorren 14 Km. Las coordenadas geográficas son;  $100^{\circ}58'07''$  y  $101^{\circ}04'14''$  de longitud W y entre los  $25^{\circ}02'12''$  y  $25^{\circ}08'51''$  latitud N (DETENAL, 1970).

#### **Topografía:**

La altitud dentro del rancho en sus diversos potreros oscila entre los 2100 a 2400 msnm. La superficie total de este predio es de 6184 Ha divididas en 20 potreros de diferentes dimensiones, de una manera general la superficie del rancho está comprendida de aproximadamente por 35% de sierra, 10% de lomeríos y 55% de valles (Arredondo, 1981; Flores, 1999).

#### **Geología:**

Sus características principales; zona de rocas sedimentarias, con preponderancia de rocas calcáreas en las colinas y suelos aluviales en el valle. (Serrato y col., 1983; Flores, 1999).

La estructura geológica más importante es el anticlinal de Carneros, se estima tiene un rumbo este-oeste, con recumbencia hacia el norte. Las formaciones más recientes y que se depositan en las depresiones (sinclinales) que se forman entre los anticlinales, se encuentran cubiertas por aluvión (Medina y De la Cruz, 1976; Flores, 1999).

#### **Suelos:**

Los suelos de los valles se caracterizan por ser aluviales, se estima que existe una variación en la profundidad de estos desde 2 hasta 25 metros aproximadamente. Los suelos que se hallan en las laderas y pie de montes son coluviales y los de los llanos son diferentes, esto es debido a que el agua percolante tiene una movilización de una manera lateral y no a través del perfil del suelo mismo en forma perpendicular; por ello son los más susceptibles a la erosión. Así mismo los suelos

que se ubican en la parte alta de la sierra que corresponden al tipo de vegetación del bosque piñonero, por sus características propias, son suelos forestales con altos contenidos de materia orgánica y humus (Sierra, 1980; Flores, 1999).

Los suelos se hallan dentro de la clasificación cerozem, de origen aluvial de una profundidad somera a profunda (0 a 25 cm). La textura está dentro del rango de franco-arenosa a franco-limosa con estructura laminar, tiene una consistencia de ligeramente dura a dura, color gris claro y gris claro en húmedo. El contenido de pedregosidad es aproximadamente de 0-10% y rocosidad de 0-12%, así también existen áreas donde la roca madre llega a aflorar en a la superficie (COTECOCA-SARH, 1979).

#### **Hidrología:**

En el área experimental no existen corrientes superficiales permanentes. El grado de erosión en las laderas de las sierras no es muy alto, pues si bien hay cárcavas no son estas profundas, debido tal vez a que la pendiente no es pronunciada y así mismo a una adecuada cubierta vegetal existente.

#### **Clima:**

Según la clasificación climática de Köppen, modificada por García en 1973, las características climáticas para el área de estudio en el rancho le corresponde la fórmula siguiente: BSkW (é)

BS: Es el más seco de los BS (seco o estepario, dividido en dos sub tipos según el tipo de humedad) con un cociente P/T menor de 22.9.

k: Templado con verano cálido, temperatura media anual entre 18 y 22 °C.

W: Régimen de lluvias en verano por lo menos 10 veces mayor cantidad de lluvia en el mes más húmedo de la mitad caliente del año que en el mes más seco, (é) Oscilación de temperatura mayor de 14°C, el cual se designa muy extremoso.

#### **Vegetación:**

La vegetación ha sido reportada por (Sierra, 1980; Arredondo, 1981, (ver anexo, Figura 3).

#### **Infraestructura:**

Esta es de gran calidad ya que es de postes de tubo y 4 hilos de alambre de púa, en algunas cercas interiores hay postes de madera; en la mayoría de los potreros se cuenta con saladeros bebederos y aguaje. Para manejo de ganado en poca cantidad existe un corral de manejo entre las pastas 5 y 6, se cuenta con una bodega con



capacidad aproximada de 40x20x7 m., dos casas habitación y una para visitas de estudiantes y otros Flores, (1999).

### **Sitio de estudio**

El presente trabajo se desarrolló en el potrero 20 en el área del pastizal mediano abierto, este es uno de los que colindan con el ejido Tanque de Emergencia y se presta para el propósito de la investigación que nos ocupa, ver anexo (Figura 5)

### **Determinación de la Variabilidad florística**

### **Metodología de muestreo y materiales utilizados**

#### **Técnica del punto (“wheel point”)**

El muestreo de campo fue ejecutado con la diligencia de la técnica: del punto en su modalidad del “wheel point” o rueda de bicicleta, el cual fue sistemático.

Cabe mencionar que de manera sistemática se predeterminó la aplicación de dicha técnica para así constatar la viabilidad de uso en los pastizales, de manera inicial, en el municipio Saltillo, para así posteriormente valerle en el resto del Estado.

Se realizó el croquis en el plano del rancho para así, de forma predeterminada, cuidar lo referente a la fracción de muestreo de acuerdo a lo estipulado en las reglas de muestreo de poblaciones (Cochran, 1973). Sobre la base de la equidistancia de las agujas de la rueda de bicicleta de treinta y tres centímetros, se trazaron diez líneas de 379.5 metros cada una, por lo que se hicieron en total diez líneas para obtener once mil quinientos puntos. No se muestreó 11.5 metros de cada lado para evitar sesgo por efecto de orilla.

Con la finalidad de efectuar apropiadamente en cuanto a la distribución de las estaciones de muestreo se utilizó una brújula. La metodología fue así: Se disponía la estación de muestreo por medio del croquis y con la ayuda de una brújula una vez que se llegaba a la estación de muestreo se procedía a efectuar las lecturas en las 104.5 vueltas de la rueda de bicicleta por cada línea, y así sucesivamente hasta terminar la lectura de las diez líneas y por ende los once mil quinientos puntos, los cuales se registraban en una grabadora portátil, posteriormente se registraban en hojas formatadas de antemano para el cálculo estadístico.

### Análisis estadístico

Se efectuaron análisis de varianza con un diseño completamente al azar con ocho tratamientos en diferente número de repeticiones en la variable de respuesta cobertura. Asimismo se transformaron los datos así:

$\ln(x+2)$  ]  $H_0: T_i = T_j$   $i =$

Fórmulas para la determinación de la cobertura vegetal

Por ciento de cobertura total =  $\frac{A}{B} \times 100$

Donde:

A = Suma de la cobertura total interceptada por especie

B = Longitud del transecto

Para el análisis de la variabilidad florística, se aplicó la siguiente fórmula:

% variabilidad florística =  $\frac{X}{Y} \times 100$

Donde:

X = Número total de contactos con plantas

Y = Número total de puntos

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En relación al mayor porcentaje de cobertura absoluta total fue para suelo desnudo con 37.87 %, seguido de mantillo con 27.02 %, mientras que la suma de otras especies tuvieron un porcentaje de cobertura total de 19.86 y para *Bouteloua gracilis* con 18.31, el que menor cobertura absoluta total ocupó fue, roca con 2.06 %. En relación a composición florística la que tuvo mayor presencia fue *Bouteloua gracilis* con 58.91 % a diferencia de la suma de otras especies con 48.09 % (Cuadro 1).

Resultados similares obtuvo Santiago (1997), ya que *Bouteloua gracilis* tuvo un porcentaje de 18.3 de cobertura en dicha especie, cabe resaltar el que la precisión en la medición de la cobertura es mencionado por Pieper (1978) que estriba medularmente en la técnica utilizada.

Cuadro 1. Porcentaje de cobertura y de composición florística con la Rueda de Bicicleta del muestreo realizado en el Rancho "El Olvido" en el Municipio de Saltillo Coahuila.

Especie	Cobertura (%)	Composición florística (%)
<i>Bouteloua gracilis</i>	18.2	58.91
Otras especies	19.86	48.09
Roca	.06	
Suelo desnudo	37.87	
Mantillo	27.02	

En la determinación de la cobertura se puede observar que el mayor número de puntos registrados en campo fue para *Bouteloua gracilis* con 3.059, seguido de mantillo con 1.068 el mayor porcentaje de cobertura fue para *Bouteloua gracilis* con 36.45 seguida de mantillo con 12.72 por ciento. Por otro lado el menor por ciento de cobertura fue para piedra con 0.62 por ciento, seguida de *Tiquilia canescens* con 0.64 por ciento y con número de puntos totales 52 y 54 respectivamente (cuadro 2).

Resultados contrarios fueron reportados por Fuentes (1998) ya que los porcentajes de mayor cobertura fue de 56.78 por ciento en arbustivas y los de menor cobertura fue para *Budleja scordioides* con 12.14 por ciento.

Cuadro 2. Número de puntos totales y porcentajes brutos de cobertura del muestreo efectuado en el Rancho "El Olvido" del municipio Saltillo, Coahuila.

<b>Individuos</b>	<b>Total</b>	<b>Media</b>	<b>% Cobertura</b>
<i>Bouteloua gracilis</i>	3059	179.94	36.45
Mantillo	1068	62.82	12.72
Suelo	604	35.52	7.19
Heces	506	29.76	6.03
<i>Lesquerella fendleri</i>	479	28.17	5.70
<i>Agave lechuguilla</i>	319	18.76	3.80
<i>Zinnia acerosa</i>	309	18.17	3.68
<i>Materia orgánica</i>	243	14.29	2.89
<i>Larrea tridentata</i>	237	13.94	2.82
<i>Verbena ciliata</i>	229	13.47	2.72
<i>Muhlenbergia repens</i>	178	10.47	2.12
<i>Peganum mexicanum</i>	171	10.09	2.03
<i>Stipa leucotricha</i>	158	9.29	1.88
<i>Aristida divaricata</i>	142	8.35	1.69
Caliche	135	7.9	1.60
<i>Ephedra compacta</i>	81	4.76	0.96
<i>Croton dioicus</i>	59	3.47	0.70
<i>Erioneuron avenaceum</i>	56	3.29	0.66
<i>Tiquilia canescens</i>	54	3.17	0.64
Piedra	52	3.05	0.62
<i>Acourtia nana</i>	48	2.82	0.57
<i>Heliarthus laciniatus</i>	38	2.23	0.45
<i>Parthenium incanum</i>	36	2.11	0.42
<i>Opuntia leptocaulis</i>	33	1.94	0.39
<i>Thymophylla setigolia</i>	33	1.9	0.39
<i>Dalea bicolor</i>	30	1.76	0.35
<i>S. elaeagnifolium</i>	13	0.76	0.15
<i>Bouvardia ternigolia</i>	11	0.64	0.13
<i>Lycurus phleoides</i>	6	0.35	0.07
<i>Chrysactinia mexicana</i>	4	0.23	0.04
<i>Ceratoides lanata</i>	1	0.05	0.01
Total de puntos	8392		100

### Exactitud

Al analizar la exactitud para los dos estratos se determinó una mejor exactitud para el estrato superior con 77.79, se asume que esto se debe a que las partes superiores de las ramas tenían una mayor probabilidad de ser tocadas esto lo mencionan Evans

y Love (1957) quienes al realizar un muestreo con dos técnicas: una de distancia (Punta del Pie) y otra de punto (Marco de Puntos), encontrando diferencia en herbáceas aproximadamente del 3 % y para Punta del Pie del 7 % de Composición florística (cuadro 3).

Cuadro 3. Exactitud en medición de cobertura vegetal en el rancho El Olvido, Saltillo, Coahuila.

Muestreo	Exactitud*
Estrato inferior	55.72
Estrato superior	77.79

\* C.V.

### Precisión

Al analizar la precisión para los dos estratos se determinó una mejor exactitud para el estrato inferior con 0.5254, se asume que esto es consecuencia de la subestimación relacionado al estrato superior al tocamiento de las partes superiores de la herramienta, resultados contrarios hallaron Brun y Box (1963), quienes compararon dos técnicas de distancia (Línea de Canfield) y (Marco de Puntos) en muestreo de vegetación arbustiva, con una precisión de 0.7889 requerido para el Marco de Puntos un promedio de 19 minutos para establecer, leer y recorrer la información por unidad de muestra a diferencia de la Línea de Canfield que requirió un promedio de 55 minutos por transecto (cuadro 4).

Cuadro 4. Precisión en la determinación de cobertura vegetal en dos estratos.

Muestreo	Precisión*
Estrato inferior	0.5254
Estrato superior	0.4416

\* Error estándar

### Número de individuos totales

Al analizar el resultado de número total de individuos para el estrato superior, se observa el mayor registro de éstos es para *Bouteloua gracilis*.

Por otro lado al efectuar el análisis de del estrato inferior se denota que el mayor número de individuos es para *Larrea tridentata*.

En cuanto a la composición florística obtenida en el muestreo se observa que aparecen dieciocho especies entre ellas se mencionan arbustivas principalmente seguido de pocas gramíneas y algunas herbáceas de manera insignificante.

### CONCLUSIONES

1. El porcentaje para *Bouteloua gracilis* fue de 19.86
2. El mayor porcentaje fue para suelo desnudo con 37.87
3. Al determinar la composición florística se obtuvo 58.91% de *Bouteloua gracilis* y 48.09% para otras especies
4. El mayor número de registros en campo fue para *Bouteloua gracilis* con 3059
5. La exactitud y precisión fue mayor para estrato inferior con 55.72 y 52.54 respectivamente

### LITERATURA CITADA

- Abrahams, A. D., A. J. Parsons, and J. Wainwright. 1994. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrub land hill slopes, Walnut Gulch, southern Arizona. *Journal of Hydrology* 156:431-446.
- Abrahams, A. D., A. J. Parsons, and J. Wainwright. 1996. Effects of vegetation change on interrill runoff and erosion, Walnut Gulch, southern Arizona. *Geomorphology* 13:37-48.
- Agnus, M. G. 1991. Análisis de gradientes de suelos de áreas bajas de la Depresión del Salado (thesis). Mar de Plata, Argentina: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar de Plata. 109 p.
- Alcántar, G., Etchevers J., y Aguilar A. 1992. Los Análisis Físicos y Químicos, su aplicación en agronomía. Editorial Trillas, D.F. México.
- Alexander, R. W., and A. Calvo. 1990. The influence of lichens on slope processes in some Spanish badlands. In: J. B. Thornes [ED.]. *Vegetation and erosion*. New York, NY: John Wiley and Sons. p. 385–398.
- Ansley, R. J., W. E. Pinchak, and D. Ueckert. 1995. Changes in redberry juniper distribution in northwest Texas (1948 to 1982) *Rangelands* 17:49-53.
- Archer, S. 1994. Woody plant encroachment into southwestern grasslands and savannas: rates, patterns, and proximate causes. In: M. Vavra, W. Laycock, and R. Pieper. *Ecological implications of livestock herbivory in the West*. Denver, CO: Society for Range Management. p 13-68.
- Archer, S. 1995. Tree-grass dynamics in a *Prosopis*-thorn scrub savanna parkland: Reconstructing the past and predicting the future. *Ecoscience* 2: 83-99.
- Archer, S., T. W. Boutton, and K. A. Hibbard. 2001. Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In: E.-D. Schultze, S. P. Harrison, M. Heimann, J. L. Holland, I. C. Prentice, and D. Schimel. [EDS]. *Global biogeochemical cycles in the climate system*. San Diego, CA: Academic Press, Inc. p 115-137.
- Arredondo, D.G. 1981. Componentes de la vegetación del Rancho Demostrativo “Los Angeles”. Tesis Profesional de licenciatura Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento Recursos Naturales Renovables.
- Bartolomé, J. W., W. F. Frost, N. K. McDougald, and M. Connor. 2002. California guidelines for residual dry matter (RDM) management on coastal and foothill annual rangelands. Oakland, CA: Division of Agriculture and Natural Resources, University of California. *Rangeland Monitoring Series*. Publication 8092.8 p.
- Belnap, J. 1995. Surface Disturbances: Their Role in Accelerating Desertification. *Environmental Monitoring and Assessment* 37:39–57.
- Belnap, J., and D. J. Eldridge. 2003. Disturbance and recovery of biological
- Belnap, J., R. Prasse, and K. T. Harper. 2003. Influence of biological soil crusts on soil environments and vascular plants. In: J. Belnap and O. L. Lange [EDS.].

- Biological soil crusts: structure, function, and management. Berlin, Germany: Springer-Verlag. p. 281–302.
- Belnap, Jb. 1996. Soil surface disturbances in cold deserts: effects on nitrogenase activity in cyanobacterial–lichen soil crusts. *Biology and Fertility of Soils* 23:362–367.
- Belsky, A. J. 1996. Viewpoint: western juniper expansion: is it a threat to arid Northwestern ecosystems? *Journal of Range Management* 49:53-59.
- Bergkamp, G. 1998. A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and microtopography in semiarid shrublands. *Catena* 33:201-299.
- Bestelmeyer, B. T., J. R. Brown, K. M. Havstad, G. Chavez, R. Alexander, and J. E. Herrick. 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. *Journal of Range Management* 56:114-126.
- Beymer, R. J., and J. M. Klopatek. 1991. Potential contribution of carbon by
- Blackburn, W. H. 1975. Factors influencing infiltration and sediment production of semi-arid rangelands in Nevada. *Water Resources Research* 11:929-937.
- Blackburn, W. H., F. B. Pierson, C. L. Hanson, T. L. Thurow, and A. L. Hanson .1992. The spatial and temporal influence of vegetation on surface soil factors in semi-arid rangelands. *Transactions of the ASAE* 35:479-486.
- Bond, W. J., and G. F. Midgley. 2000. A proposed CO<sub>2</sub>-controlled mechanism of woody plant invasion in grasslands and savannas. *Global Change Biology* 6:865-869.
- Branson, F. A., and J. B. Owen. 1970. Plant cover, runoff and sediment yield relationships on Mancos Shale in western Colorado. *Water Resources Research* 6:783-790.
- Breedlow, P. A., P. V. Voris, and L. E. Rogers. 1998. Theoretical perspective on ecosystem disturbance and recovery. In: W. H. Rickard, L. E. Rogers, B. E. Vaughan, and S. F. Liebetrau [EDS]. *Shrub-steppe: balance and change in a semi-arid terrestrial ecosystem*. New York, NY, USA: Elsevier. p. 258-268.
- Breshears, D. D., J. W. Nyhan, C. E. Heil, and B. P. Wilcox. 1998. Effects of woody plants on microclimate in a semiarid woodland: soil temperature and evaporation in canopy and intercanopy patches. *International Journal of Plant Science* 159:1010-1017.
- Briske, D. D., S. D. Fuhlendorf, and F. E. Smeins. 2005. State-and–transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecology and Management* 58:1-10.
- Brown, J. R., and S. Archer. 1999. Shrub invasion of grassland: recruitment is continuous and not regulated by herbaceous biomass or density. *Ecology* 80:2385-2396.
- Broyles, B. 1995. Desert wildlife water developments: questioning use in the southwest. *Wildlife Society Bulletin* 23:663-675.



- Buckhouse, J. C., and J. L. Mattison. 1980. Potential soil erosion of selected habitat types in the high desert region of central Oregon. *Journal of Range Management* 33:282-286.
- Buffington, L. C., and C. H. Herbel. 1965. Vegetational changes on a semi desert grassland range from 1858 to 1963, *Ecological Monographs* 35:139-164.
- Bullock, J. M., B. Clear Hill, M. P. Dale, and J. Silvertown. 1994. An experimental study of vegetation change due to sheep grazing in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology* 31:493-507.
- Burkhardt, J. W., and E. W. Tisdale. 1969. Nature and successional status of western juniper vegetation in Idaho. *Journal of Range Management* 22:264-270.
- CAST (Council for Agricultural Science and Technology. 2002. Animal diet modification to decrease the potential for nitrogen and phosphorus pollution. Issue paper 21. Ames. IA. 16p.
- Cerda, A. 1998. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena* 32:73-86.
- Chaneton, E., J. M. Facelli and R. J. C. Leon. 1988. Floristic changes induced by flooding on grazed and ungrazed lowland grasslands in Argentina. *Journal of Range Management* 41:495-499.
- Chapin, F. S., B. H. Walker, R. J. Hobbs, D. U. Hooprt, J. H. Lawton, O. E. Sala, and Pyke, and J. E. Herrick. 2000. Interpreting indicators of rangeland health, version 3. Denver, CO, USA: US Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Technical Reference 1734-6 11 p.
- Cole, C. V., G. S. Innis, and J. W. B. Stewart. 1977. Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. *Ecology* 58:1-14.
- Comisión Técnica de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA)-SARH. 1979. Coahuila. 255p.
- Conner, J. R. 1991. Social and economic influences on grazing management. In: R. K. Heitschmidt and J. W. Stuth (EDS) grazing management. An ecological perspective. Portland, OR: Timber Press. P 191-199.
- Coser, A. C., C. E. Martins, F. Deresz, A. F. de Freitas, D. S. C. Paciullo, J. A. Salvati, and L. T. Schimidt. 2003. Methods to estimate edible forage in an elephant Grass pasture. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 38:875-879.
- Crawley, M. J. 1983. *Herbivory: The dynamics of plant-animal interactions*. Oxford, United Kingdom: Blackwell Scientific Publications. 437 p.
- Danin, A., and E. Gaynor. 1991. Trapping of airborne dust by mosses in the Negev Desert, Israel. *Earth Surface Process Landforms* 16:153-162.
- De Mezancourt, C., M. Loreau, and I. Abbadie. 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production? *Ecology* 79(7):2242-2252.

- Dee, R. F., T. W. Box, and E. Robertson, Jr. 1966. Influence of grass vegetation on water intake of Pullmand silty clay loan. *Journal of Range Management* 19:77-79.
- Deregibus, V. A., and M. A. Cahuepe. 1983. Pastizales natural de la Depresion del Salado: utilización basada en conceptos básicos. *Revista de Investigación Agropecuarias* 1:47-78.
- Deregibus, V. A., E. J. Jacobo, and A. M. Rodriguez. 1995. Improvement in rangeland condition of the Flooding Pampa of Argentina through controlled grazing. *African Journal of Range and Forage Science* 12:92-96.
- Dexter, N. 2003. The influence of pasture distribution and temperature on adult body weight of feral pigs in a semi-arid environment. *Wildlife Research* 30:75-79.
- Dunkkerley, D. L., and T. L. Booth. 1999. Plant canopy interception of rainfall and its significance in a banded landscape, arid western New South Wales, Australia. *Water Resources Reseach* 35:1581-1586.
- Emerson, W. W., R. C. Foster, and J. M. Oades. 1986. Organo-Mineral complexes in relation to soil aggregation and structure. In: interactions of soil minerals with Natural Organics and Microbes. Soil Science Society of America, p 521-548.
- Evans, R. D., and J. R. Ehleringer. 1993. A break in the nitrogen cycle of arid lands? Evidence from dN15 of soils. *Oecologia*, 99:233-242.
- FEMS Microbiology Ecology 21:121-130.
- Flores, K.J.G. 1999. La infiltrabilidad con factores de pendiente y us efectos sobre suelos ganaderos. Tesis Lic. Departamento de Recursos Naturales. UAAAN. Buenavista, Saltillo, México. pp 65.
- Friedel, M. H., V. H. Chewings, and G. N. Bastin. 1988. The use of comparative yield and dry-weight rank techniques for monitoring arid rangeland. *Journal of Range Management* 41:430-435.
- García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climatica de Köppen. Segunda edición. Instituto de Geografía UNAM. DF. México.
- Gill, R. A., and I. C. Burke. 1999. Ecosystem consequences of plant life form changes at three sites in the semiarid United States. *Oecologia* 121:551-563.
- Gillen. R.L., F. T. McCollum III, K. W. Tate, and M. E. Hodges. 1998. Tallgrass prairie response to grazing system and stocking rate. *Journal of Range Management* 51:139-146.
- Greene, L. W., W. E. Pinchak, and R. K. Heitschmidt. 1987. Seasonal dynamics of mineral in forage at the Texas experimental ranch. *Journal of Range Management* 40:502-506.
- Grover, H. D., and H. B. Musick. 1990. Shrubland encroachment in southern New Mwxico, U.S.A.: an analysis of desertification processes in the American southwest. *Climatic Change* 17:305-330.

- Harper, K. T., and J. R. Marble. 1988. A role for non-vascular plants in management or arid and semiarid rangelands. In: P.T. Tueller [ED.]. *Vegetation science applications for rangeland analysis and management*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers. p. 136–169.
- Hastings, B. K., F. M. Smith, and B. F. Jacobs. 2003. Rapidly eroding pinyon-juniper woodlands in New Mexico. *Journal of Environmental Quality* 32:1290-1298.
- Hastings, B. K., F. M. Smith, and B. F. Jacobs. 2003. Rapidly eroding pinyon-juniper woodlands in New Mexico. *Journal of Environmental Quality* 32:1290-1298.
- Heitschmidt, R. K., and C. A. Taylor, Jr. 1991. Livestock production. In: *Grazing management: An Ecological Perspective*. R. K. Heitschmidt and J. W. Stuth (EDS). Portland, OR: Timber Press. 161-177p.
- Heitschmidt, R. K., S. L. Dowhower, and J. W. Walker. 1987. Some effects of a rotational grazing treatment on quantity and quality of available forage and amount of ground litter. *Journal of Range Management* 40:318-321.
- Heitschmidt, R. K., S. L. Dowhower, and J. W. Walker. 1987. Some effects of a rotational grazing treatment on quantity and quality of available forage and amount of ground litter. *Journal of Range Management* 40:318-321.
- Herrick, J. E., J. W. Van Zee, K. M. Havstaad, I. M. Burkett, and W. G. Whitford. 2005. *Monitoring manual for grassland, shrubland, and savannah ecosystems. Volume II: design, supplementary methods and interpretation*. Las Cruces, New Mexico: USDA–ARS Jornada Experimental Range. 206 p.
- Herrick, J. E., J. W. Van Zee, K. M. Havstad, and W. G. Whitford. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and savanna Ecosystems. Volume I*. USDA-ARS Jornada Experimental Range, Las Cruces, NM. Tucson, AZ: University of Arizona Press. 36 p.
- Hickman, K. R., D. C. Hartnett, R. C. Cochran, and C. L. Owensby. 2004. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. *Journal of Range Management* 57:58-65.
- Huxman, T.E., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, R. L. Scott, K. A. Snyder, E. E. Small, K. Hultine, W.T. Pockmand, and R. B. Jackson. 2005. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. *Ecology* 86:308-319.
- Jacobo, E. J., A. M. Rodriguez, J. L. Rossi, L. P. Salgado, and V. A. Deregibus. 2000. Rotational stocking and production of Italian ryegrass on Argentinian rangelands. *Journal of Range Management* 53:483-488.
- Jama, A., M. Kingamkono, W. Mnene, J. Ndungu, A. Mwilawa, J. Sawe, S. Byenka, E. Muthiani, E. Goromela, R. Kaitho, J. Stuth, and J. Angerer. 2003. A satellite-based technology predicts forage dynamics for pastoralists. *Davi's*, CA: Global livestock Collaborative Research Support Program, University of California. Research Brief 03-03-LEWS. 4 p.
- Jones, C. G., J. H. Lawton, and M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78:1946–1957.

- Kubly, D. M. 1990. Limnological features of desert mountain rock pools. In: G. K. Tsukamoto and S. J. Stiver. Proceedings of the Wildlife Water Development Symposium; 29 November-1 December 1988; Reno, Nv. Reno, NV: Nevada Chapter of the Wildlife Society and Nevada Department of Wildlife. P 103-120.
- Lemaitre, D. C., B. W. Vanwilgen, R. A. Chapman, and D. H. McKelly. 1996. Invasive plants and water resource in the Western Cape Province, South Africa: modeling the consequences of a lack of management. *Journal of Applied Ecology* 33:161-172.
- Ludwing, J. A., B.P.Wilcox, D.D. Breshears, D.J.Tongway, and A.C. Imeson. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting eco-hydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86:288-297.
- Martin, S. C., and H. L. Morton. 1993. Mesquite control increases grass density and reduces soil loss in southern Arizona. *Journal of Range Management* 46:170-175.
- Mazor, G., G. J. Kidron, A. Vanshak, and A. Abeliovich. 1996. The role of shrub lands in a desert species. *J Range Manage* 47:89-95
- Medina, T., J.G. y J.A. de la Cruz. C. 1976. Ecología y control del perrito de las praderas mexicano (*Cynomys mexicanus Merriam*) en el norte de México. Monografía Técnica Científica. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento Recursos Naturales Renovables, 78 pp.
- Mergen, D. E., M. J. Trlica, J. L. Smith, and W. H. Blackburn. 2001. Stratification of variability in runoff and sediment yield based on vegetation characteristics. *Journal of the American Water Resources Association* 37:617-628.
- Milchunas, D. G., and W. K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63(4):327-366.
- Miller R. F., and J. A. Rose. 1999. Fire history and western juniper encroachment in sage-brush steppe. *Journal of Range Management* 52:550-559.
- Miller, R. F., and J. A. Rose. 1999. Fire history and wetern juniper encroachment in sagebrush steppe. *Journal of Range Management* 52:550-559.
- Miller, R. F., J. D. Bates, T. J. Svejcar, F. B. Pierson, and L. E. Eddleman. 2005. Biology, ecology, and management of western juniper (*Juniperus occidentalis*). Oregon State University Agricultural Experiment Station Technical Bulletin 152. Corvallis, OR: Oregon State University Agricultural Experiment Station. 77 p.
- Miller, R. F., T. J. Svejcar, and J. A. Rose. 2000. Impacts of western juniper con plant community composition and structure. *Journal of Range Management* 53:574-585.
- Miller, R. F., T. J. Svejcar, and J. A. Rose. 2000. Impacts of western juniper con plant community composition and structure. *Journal of Range Management* 53:574-585.

- Monroy Romero, Alberto, 2011. Pastoreo con enfoque holístico: efecto sobre la fertilidad química edáfica, vegetación nativa y respuesta productiva de una manada mixta en un bosque de encino. [www.biblio.colpos.mx:8080/](http://www.biblio.colpos.mx:8080/)
- Nash, D. M., and D. J. Halliwell. 1999. Fertilizers and phosphorus loss from productive grazing systems. *Journal of Range Management* 50:172-179.
- Neff, J. C., R. I. Reynolds, J. Belnap, and P. Lamothe. 2005. multi-decadal impacts of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. *Ecological Applications* 15:87–95.
- Oades, J. M., and A. G. Waters. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research* 29:815-828.
- Parizek, B., C. M. Rostagno, and R. Sottini. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in northeastern Patagonia. *Journal of Range Management* 55:43-48.
- Parizek, B., C. M. Rostagno, and R. Sottini. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in northeastern Patagonia. *Journal of Range Management* 55:43-48.
- Parkes, J. 2001. Methods to monitor the density and impact of hares (*Lepus europaeus*) in grasslands in New Zealand. Wellington, New Zealand: Department of Conservation. DOC Science Internal Series 8. 13 p.
- Pellant, M., P. Shaver, D. A. Pyke, and J. E. Herrick. 2000. Interpreting indicators of rangeland health. Bureau of Land Management Technical Reference 1734-6. 130 p.
- Pierson, F. B., J. D. Bates, T. J. Svejcar, and S. P. Hardegree. 2007. Runoff and erosion after cutting western juniper. *Rangeland Ecology and Management* 60:285-292.
- Pierson, F. B., Jr., D. J. Mulla. 1990. Aggregate stability in the Palouse region of Washington: effect of landscape position. *Soil Science Society of America Journal* 54:1407-1412.
- Pierson, F. B., Jr., D. J. Mulla. 1990. Aggregate stability in the Palouse region of Washington: effect of landscape position. *Soil Science Society of America Journal* 54:1407-1412.
- Pierson, F. B., K. E. Spaeth, M. A. Weltz, and D. H. Carlson. 2002. Hydrologic response of diverse western rangelands. *Journal of Range Management* 55:558-570.
- Pike, D. A., J. E. Herrick, P. Shaver, and M. Pellant. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management* 55:584-597.
- Polley, H. W., H. B. Johnson, and C. R. Tischler. 2003. Woody invasion of grasslands: evidence that CO<sub>2</sub> enrichment indirectly promotes establishment of *Prosopis glandulosa*. *Plant Ecology* 164:85-94.
- Pyke, D. A., J. W. Herrick, P. Shaver, and M. Pellant. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management* 55:584–597.

- Quinton, J. N., G. M. Edwards, and R. P. C. Morgan 1997. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain. *Soil Use and Management* 13:143-148.
- Rasmussen, G. A., H. A. Wright. 1989. Succession of secondary shrubs on Ashe juniper communities after dozing and prescribed burning. *Journal of Range Management* 42:295-298.
- Reynolds, R.L., J. Belnap, M. Reheis, P. Lamonthe, and F. Luiszer. 2001. Aeolian dust in Colorado Plateau soils: nutrient inputs and recent change in source. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98:7123–7127.
- Ried, K. D., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, and L. MacDonald. 1999. Runoff and erosion in a pinon-juniper woodland: influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal* 63:1869-1879.
- Ried, K. D., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, and L. MacDonald. 1999. Runoff and erosion in a pinon-juniper woodland: influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal* 63:1869-1879.
- Rosenstock, S. S., W. B. Ballard, and J. C. DeVos, Jr. 1999. Viewpoint: benefits and impacts of Wildlife Water developments. *Journal of Range Management* 52:302-311.
- Rosentreter, R., and D. J. Eldridge. 2002. Monitoring biodiversity and ecosystem function: grasslands, deserts and steppe. In: P. L. Nimis, C. Scheidegger and P. A. Wolseley [EDS.]. *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. Boston, MA: Kluwer Academic Publishers. p. 223–237.
- Rusch, G. M., and M. Oesterheld. 1997. Relationship between productivity and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grasslands. *Oikos* 78(3):519-526.
- Schlesinger W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia, and W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.
- Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia, and W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.
- Schuman, G. E., J. D. Reeder, J. T. Manley, R. H. Hart, and W. A. Manley. 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Application* 9:65-71.
- Serrato, S.R., J.G. Medina T., R. Vásquez A. 1983. Respuesta del pastizal mediano abierto a diferentes sistemas de pastoreo. *Monografía Técnico Científica*. Departamento Recursos Naturales Renovables, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila. 84p.
- Sierra, T.J.S. 1980. Identificación de las gramíneas, por sus características vegetativas, del Rancho Demostrativo “Los Angeles”. Tesis profesional Departamento Recursos Naturales Renovables, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila.

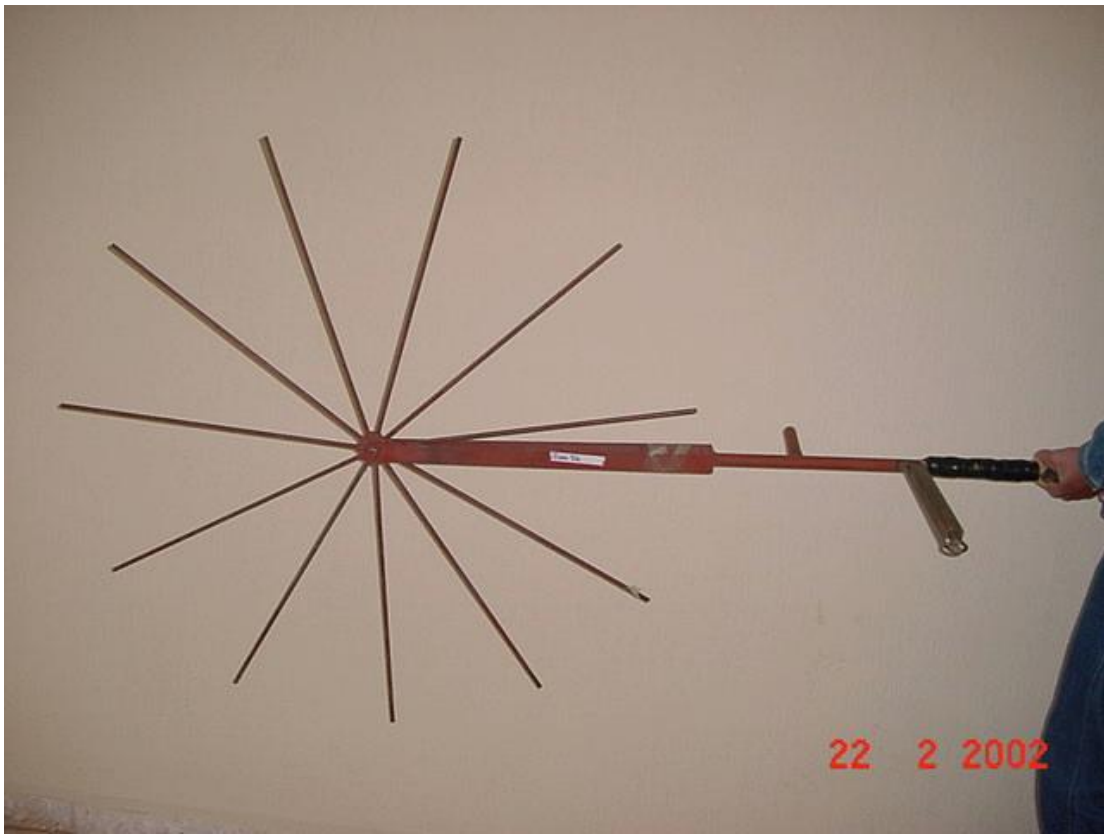
- Smith, H. L., and L. B. Leopold. 1941. Infiltration studies in the Pecos River watershed, New Mexico and Texas. *Soil Science* 53:195-204.
- Spaeth, K. 1995. Small plot rainfall simulation: background and procedures. Washington, DC, USA: US Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, Technical Note 230-15-12. 31 p.
- Spaeth, K. 1995. Small plot rainfall simulation: background and procedures. Washington, DC, USA: US Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, Technical Note 230-15-12. 31 p.
- Tadmor, N. H., and L. Shanan. 1969. Runoff inducement in an arid region by removal of vegetation. *Soil Science Society America Proceedings* 33:790-794.
- Taylor, C. A., Jr., M. H. Ralphs, and M. M. Kothmann. 1997. Vegetation response to increasing stocking rate under rotational stocking. *Journal of Range Management* 50:439-442.
- Taylor, C. A., Jr., T. D. Brocks, and N. E. Garza. 1993. Effect of short duration and high-intensity, low frequency grazing systems on forage production and composition. *Journal of Range Management* 46:118-121.
- Thurow, T. L., W. H. Blackburn, and C. A. Taylor. 1986. Hydrologic characteristics of vegetation types as affected by livestock grazing systems, Edwards Plateau, Texas. *Journal of Range Management* 39:505-509.
- Tisdale, J. M., and J. M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33:141-163.
- Tongway, D. J., and N. Hindley. 1995. Manual for assessment of soil condition of tropical grasslands. Canberra, Australia: CSIRO. 60 p.
- Tongway, D. J., and N. L. Hindley. 2004. Landscape function analysis manual: procedures for monitoring and assessing landscapes with special reference to mine sites and rangelands. Version 3.1. Canberra, Australia: CSIRO Sustainable Ecosystems. 80 p.
- Tromble, J. M., K. G. Renard, and A. P. Thatcher. 1974. Infiltration for 3 rangeland soil-vegetation complexes. *Journal of Range Management* 27:318-321.
- Tromble, J. M., K. G. Renard, and A. P. Thatcher. 1974. Infiltration for three rangeland soil-vegetation complexes. *Journal of Range Management* 27:318-321.
- Truman, C. C., R. D. Wauchope, H. R. Summer, J. G. Davis, G. J. Gascho, J. E. Hook, L. D. Chandler, and A. W. Johnson. 2001. Slope length effects on runoff and sediment delivery. *Journal of Soil and Water Conservation* 56:249-256.
- Ueckert, D., R. A. Phillips, J. L. Petersen, X. B. Wu, and D. F. Waldron. 2001. Redberry juniper canopy cover dynamics on western Texas rangelands. *Journal of Range Management* 54:603-610.
- Van Auken, O. W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31:197-215.
- Wall, T.G., R. F. Miller, and T. J. Svejcar. 2001. Juniper encroachment into aspen in the Northwest Great Basin. *Journal of Range Management* 54:691-698.

- Warren, S. D. 2001. Biological soil crusts and hydrology in North American deserts. In: J. Belnap and O. L. Lange [EDS.]. Biological soil crusts: structure, function, and management. Berlin, Germany: Springer-Verlag. p. 327–337
- Westoby, M., B. Walker, and I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266-274.
- Whitford, W. G. 2002. Ecology of desert ecosystems. New York, NY: Academic Press. 343 p.
- Whitford, W. G., J. Anderson, and P. M. Rice. 1997. Stemflow contribution to the “fertile island” effect in creosotebush, *Larrea tridentate*. *Journal of Arid Environments* 35:451-457.
- Wilcox, B. P. 2002. Shrub control and streamflow on rangelands: a process based viewpoint. *Journal of Range Management* 55:318-326.
- Wilcox, B. P., J. Pitlick, C. D. Allen, and D. W. Davenport. 1996. Runoff and erosion from a rapidly eroding pinyon-juniper hillslope. In: M. G. Anderson and S. M. Brooks EDS. *Advances in hillslope processes*. New York, John Wiley and Sons. p 61-71.
- Wilcox, B. P., M. K. Wood, and J. M. Tromble. 1988. Factors influencing infiltrability of semiarid mountain slopes. *Journal of Range Management* 41:197-206.
- Wilcox, B. P., S. L. Dowhower, W. R. Teague, and T. T. Thurow. 2006. Long-term water balance in a semi-arid shrubland. *Journal of Rangeland Ecology and Management* 59:600-606.
- Wilcox, B. P., D. D. Breshears, and C. D. Allen. 2003. Ecohydrology of a resource-conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs* 73:223-239.
- Wilman, D. 2004. Some changes in grass crops during periods of uninterrupted growth. *Journal of Agricultural Science* 142:129-140.
- Wu, X. B., E. J. Redeker, and T. L. Thurow. 2001. Vegetation and water yield dynamics in an Edwards Plateau watershed. *Journal of Range Management* 54:98-105





Fotografía 1. Utilización de la Técnica de Wheel Point para determinar el número y tipo de Individuos presentes en el rancho El Olvido, julio 2016.



El aparato utilizado consta de una rueda con 11 agujas de fierro ubicadas a una distancia de 33 cm cada una, la cual va sujeta a un brazo con una longitud de 1.30 cm