

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO  
DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL  
DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES



Pisoteo Animal y su Efecto Sobre la Producción de Forraje e  
Infiltrabilidad en un Pastizal Mediano Abierto

POR:

MARIANO LEON ALBERTO

TESIS

Presentada como Requisito Parcial para  
Obtener el Título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México  
Septiembre de 2021

UNIVERSIDAD AUTONOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL DEPARTAMENTO

RECURSOS NATURALES RENOVABLES

Pisoteo Animal y su Efecto Sobre la Producción de Forraje e  
Infiltrabilidad en un Pastizal Mediano Abierto

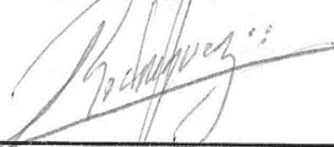
POR:

**MARIANO LEON ALBERTO**

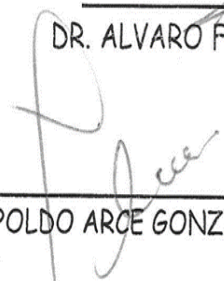
QUE SOMETE A CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR  
COMO REQUISITO PARCIAL, PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO AGRONOMO ZOOTECNISTA

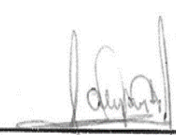
APROBADA



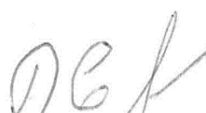
DR. ALVARO FERNANDO RODRÍGUEZ RIVERA



MC. LEOPOLDO ARCE GONZÁLEZ



MC. ALEJANDRO CARDENAS BLANCO



ING. ROBERTO CANALES RUIZ



DR. JOSÉ DUÉÑEZ ALANIS  
COORDINADOR DIVISIÓN CIENCIA ANIMAL

## AGRADECIMIENTOS

A mi ALMA TERRA MATER principalmente por su formación como persona que me ha brindado y que me motiva a seguir adelante.

A Dios por haberme permitido llegar a este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos.

A mi asesor principal el Dr. Álvaro Fernando Rodríguez Rivera por su gran apoyo y dedicación, por brindarme su amistad y tiempo durante la elaboración de ésta tesis.

A mi asesor principal el MC. Leopoldo Arce González por su gran apoyo y dedicación, por brindarme su amistad y tiempo durante la elaboración de ésta tesis.

A mis compañeros de estudio, Gracias por su comprensión y compañerismo, a mis grandes amigos los cuales no puedo ni debo mencionar para no quedarme corto en mi agradecimiento hacia alguno de ellos.

Gracias a todos

Gracias a mis profesores que se esforzaron y me dieron un cúmulo de conocimientos los cuales han sido la base de mi quehacer en mis actividades profesionales.

## DEDICATORIA

### **A mis padres:**

Mariano León Gómez (qepd)

Juana Alberto Cruz

Por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos y valores

### **A mi hermano**

José María León Alberto

Por creer en mí y sus palabras de motivación que me ayudaron a salir adelante, porque siempre he contado con él para todo

### **A mi esposa**

Karla Casteni Islas Pinto de León

Por demostrarme siempre tu amor y estar orgullosa de mí, por tu cariño y apoyo incondicional

### **A mis queridos hijos:**

Rafael Antonio León

Karen Lizbeth León

José Alberto León

Por cada sonrisa que me han obsequiado en el fortuito camino de ser papá y enseñarme cada día las cosas simples de la vida

## RESUMEN

El presente estudio se realizó en el Rancho "Milpa Alta" propiedad del Señor Nemesio Valdes y en uno de los potreros del Ejido "Jaguey de Ferniza" el cual colinda con el rancho mencionado anteriormente.

El objetivo del trabajo fue determinar la influencia del pastoreo animal sobre los factores de infiltración y la producción de forraje; así como su relación con la cobertura vegetal; para lo cual se seleccionó una línea de estudio en perfiles similares del rancho y del ejido. Cada línea consistía en nueve pruebas de infiltrabilidad haciendo un total de 18 determinaciones por las dos líneas. Este procedimiento se realizó en dos épocas distintas que fueron a inicio y a término de primavera, así mismo se realizaron muestreos de producción de forraje en cada punto de infiltración, los sitios de estudio fueron ladera, pie de monte y valle respectivamente para el rancho y el ejido. Las variables consideradas para determinar la infiltración fueron cobertura vegetal y producción de forraje.

Se concluyó que las mejores tasas de infiltración se observan en los sitios valle con 31.60 cm/hr y pie de monte con 29.8 cm/hr ambos sitios con pastoreo controlado, los cuales conllevan mayores coberturas vegetales 22.2 % para el Rancho "Milpa Alta" con pastoreo controlado y 15.08 % para el ejido Tanque de Emergencia con pastoreo sin control, de igual manera en cuanto a la producción de forraje en Rancho "Milpa Alta" se obtuvo una mayor producción de forraje 2188.77 Kg. de MS/ha y en el ejido tanque de emergencia una producción de 854.4 Kg. de MS/ha. El suelo del ejido presento más problemas de desertificación por el sobrepastoreo.

## ÍNDICE

Concepto	Página
INTRODUCCIÓN	1
REVISIÓN DE LITERATURA	4
Respuesta hidrológica de un ecosistema rivereño después de uso por ganado	11
Impactos del apacentamiento sobre fósforo y nitrógeno del suelo bajo pastos en pradera de Canadá	14
Respuestas hidrológicas y del sedimento al disturbio de la vegetación y del suelo	16
Efectos del paso del ganado sobre la pérdida de sedimento e infiltración de agua	18
MATERIALES Y MÉTODOS	19
Sitio de estudio	20
Ejido Jagüey de Ferniza	20
Proceso de infiltrabilidad	20
Determinación de infiltrabilidad	21
Determinación de la producción de forraje	23
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
Infiltración al inicio de la primavera	29
Infiltración al término de la primavera	30
CONCLUSIONES	31
LITERATURA CITADA	32

## INTRODUCCIÓN

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 et al., 1998; Chapin et al., 1997; Pellant et al., 2000). El balance entre suelo y planta es alterado por la integración de comunidades de plantas de encino (*Juniperus occidentales* Hook.), observándose grandes variaciones espacio-temporal en características hidrológicas (Miller et al., 2005). El grado de alteración es determinado por características de los sitios ecológicos y la fase del bosque en desarrollo (Miller et al., 2000).

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  $CO_2$  y el cambio climático global (Archer 1995; Gill y Burka 1999; Miller y Rose 1999; Bond y Miley 2000; Miller et al., 2000; Van Aúnen, 2000; Hastings et al., 2003; Pollez et al., 2003; Husman et al., 2005).

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 et al., 2000; Pyke et al., 2002; Rosentreter y Eldridge 2002; Herrick et al., 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 et al., 1997) porque ellos: 1) en conjunto en la superficie del suelo reduce la erosión (Mazor et al., 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 et al., 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).

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 mas 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.

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

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 ha 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 la capacidad de infiltrabilidad de los potreros a nivel ejidal, 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 influencia del pastoreo animal, sobre los factores de infiltración y producción de forraje sobre los procesos de desertificación, para lo cual se medirá la infiltrabilidad y producción de forraje en un gradiente en dos comunidades de vegetación distintas (gobernadora-



hojasén y gramíneas) con uso ganadero diferente, en el Rancho Milpa Alta y el Ejido "Jaguey de Ferniza" en el municipio Saltillo en Coahuila.

### **Hipótesis**

Se obtendrán mayores tasas de infiltrabilidad con una menor carga animal, asimismo, se observarán mayores cantidades de producción de forraje a menores cargas animal en función del grado de uso del pastizal.

**Palabras clave: infiltrabilidad, pisoteo animal, producción de forraje**

## REVISIÓN DE LITERATURA

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 and 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 (los estados 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 las cianobacterias el encostramiento y disminuyendo la costra con tal que los servicios funcionen 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).

La práctica y la teoría sugieren que esta transición es persistente en los pastizales áridos y semiáridos a tierra-arbustos o áreas desnudos 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 (Pilcos 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 de la vegetación 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 microbiana (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).

Las tasas de infiltración son directamente mayores debajo de la cubierta de la planta leñoso 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 et al, 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*.

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 el 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 el 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 et al 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 et al 1998; Chapin et al 1997; Pellant et al 2000). En algunos casos el balance entre suelo y planta es alterado por la integración de comunidades de plantas de encino invadidas (Juníferos occidentales Hook.), creando esto grandes íter espacios y por consecuencia variación temporal en las características hidrológicas (Miller et al .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; Brandon 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).

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).

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 del incendio, aumento del nivel atmosférico  $CO_2$ , el cambio climático global (Archer 1995, Limitare y col., 1996; Brown y Archer 1999; 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), una consecuencia es el cambio en las poblaciones de encino que ahora dominan millones de acres de pastizales en Oregon, Idaho, Nevada, y California (Miller y col., 2005), lo que ha sustituido la cubierta de arbustos y herbáceas, que contienen raíces cortas en suelos planos (Burkhardt y Tiscale 1969; Miller y col., 2000).

Existe poca investigación en el impacto específico de encino en infiltración, escurrimiento y erosión (Reid y col., 1999; Hastings y col., 2003). Se ha observado que el escurrimiento y tasa de erosión en comunidades de pino-encino es alto en ínter espacio y áreas desnudas, menor bajo los árboles (protegidos por la cubierta dosel) y relativamente alto en suelo desnudo (Wilcox y col., 1996; Reid y col., 1999).

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 (Casta 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; Derogabas 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 han 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 ecohidrología, 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 et al 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.)

### **Respuesta hidrológica de un ecosistema rivereño después de uso por ganado**

Los Sedimentos suspendidos pueden incrementar la turbidez del agua, transportar nutrientes y contaminantes pegados a las partículas del suelo, y finalmente ser depositados en el lecho de los arroyos o lechos de los lagos. La eficiencia de la vegetación para filtrar el sedimento depende de la micro topografía de la superficie, de la cubierta vegetal, de la densidad y tipo, de la pendiente y de la longitud de los tipos de vegetación (Landry y Thurow 1997).

Los efectos del apacentamiento de ganado sobre la infiltración, escurrimientos, y producción de sedimento en tierras altas ha sido bien estudiados (Packer 1953; Lusby 1970, Bohn y Buckhouse 1985, Thurow y col., 1986). Se ha mostrado que la intensidad del apacentamiento, el sistema de apacentamiento, la programación del apacentamiento, nivel de defoliación, y cantidad de consumo animal afectan la infiltración, el escurrimiento, y la producción de sedimento (Packer 1953, Bohn y Buckhouse 1985, Thurow y col., 1986). Los efectos de apacentamiento de ganado en comunidades rivereñas típicamente involucran una alteración a través de la compactación del suelo (Kauffman y col., 1983, Bohn y Buckhouse 1985), defoliación, y daño físico a la vegetación (Ruth y Creer 1982, Schütz y Leininger 1990).

Los efectos del apacentamiento sobre los escurrimientos, la erosión, y el transporte de nutrientes han sido examinados por muchos investigadores (Lifford y Hawkins 1978, McGinty y col., 1979, Robines 1979, Wood y Blackburn 1981, Jawson y col., 1982, Scheler y Francis 1982 y Francis 1982). A medida que se incrementa la intensidad del apacentamiento, la calidad del agua disminuye y el transporte de nutrientes se incrementa (Wood y Blackburn 1981, Scheler y col., 1982). Algunas



veces la respuesta no es lineal y frecuentemente hay un punto crítico en donde ocurren cambios dramáticos (Thurow 1991). La respuesta surge a partir de los impactos directos que animales apacentantes tienen sobre los recursos de pastizal; estos impactos son concentraciones crecientes de contaminantes vía deposiciones de desperdicios animales, decreciente cubierta de vegetación y de biomasa vegetal arriba del suelo vía consumo y atrapamiento, y creciente densidad bruta del suelo por acumulamiento de la superficie del suelo (Robines 1979, Dakar y Lifford 1980, Wood y Blackburn 1981).

El apacentamiento 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 Liftin 2000).

### **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, Sedan 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, Brisque 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).

### **Impactos del apacentamiento sobre el fósforo y nitrógeno del suelo bajo pastos 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).

### **Impactos de 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 Findlay 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.

Los usos correctos de estas herramientas pueden 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 et al 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".

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**

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.

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 han 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 *Chuquiraga 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.

### **Efectos del paso del ganado sobre la pérdida de sedimento e infiltración de agua**

La creciente densidad bruta del suelo resultante de tráfico de maquinaria (Voorhies y col.) y el apisonamiento (Warren y col., 1986c, 1986d) de suelos húmedos reduce la infiltración del agua hacia dentro del suelo. La combinación de estos efectos incrementa el flujo superficial del agua y la pérdida de sedimento (Thurrow y col., 1986, 1988a, Warren y col., 1986a, 1986d).

Además de reducir la cubierta superficial del suelo e incrementar la densidad bruta del suelo, el daño por las pezuñas del animal incrementa lo abrupto de la superficie (Betteridge y col., 1999). Creciente irregularidad de la superficie del suelo puede reducir el flujo superficial del agua y la pérdida de sedimento disminuyendo la energía cinética del agua superficial y actuando como una trampa para partículas de suelo desprendidas (Warren y col., 1986a). En pendientes moderadas y pronunciadas, sin embargo, la energía cinética creciente en flujos de agua colina abajo puede exceder los efectos mitigantes de longitudes cortas de pendiente y más grande capacidad de entrapamiento de superficies dañadas y, en consecuencia, incrementar la erosión del suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el Rancho "Milpa Alta" propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y en el Ejido "Jaguey de Ferniza" los que tienen las siguientes características

### Rancho "Milpa Alta"

**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 117 y por el camino de terracería que va hacia el ejido "La Hedionda" se recorren 14 Km. Las coordenadas geográficas son: 101°51'02" de longitud W y 27°14' 12" latitud N (DETENAL, 1970).

**Topografía:** La altitud dentro del rancho en sus diversos potreros oscila entre los 2100 a 2400 msnm. superficie del rancho comprendida de aproximadamente 35% de sierra, 10% de lomeríos y 55% de valles (Arredondo, 1981; Flores, 1999).

**Geología:** Sus características principales; zona de rocas sedimentarias, rocas calcáreas en las colinas y suelos aluviales en el valle. (Serrato y col., 1983; Flores, 1999; Medina y De la Cruz, 1976; Flores, 1999).

**Suelos:** aluviales, en laderas y pie de montes son coluviales, los de llanos debido a agua percolante por ello son suelos susceptibles a la erosión. Suelos ubicados parte alta sierra son suelos forestales con altos contenidos de materia orgánica y humus (Sierra, 1980; Flores, 1999).

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:** No existen corrientes superficiales permanentes. Grado de erosión en laderas no es muy alto, si bien hay cárcavas no son profundas, debido a poca pendiente así misma a una adecuada cubierta vegetal existente.

**Vegetación:** La vegetación ha sido reportada por (Sierra, 1980; Arredondo, 1981).

**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), (ver anexo figura 4).

## **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 "Jaguey de Ferniza" y se presta para el propósito de la investigación que nos ocupa.

## **Ejido "Jaguey de Ferniza"**

Debido a la similitud existente en lo mencionado con anterioridad para las características del Rancho "Rancho "Milpa Alta"" asimismo a la cercanía en las unidades de muestreo, tanto del Rancho "Rancho "Milpa Alta"" como del ejido es que se considerarán los mismos datos. (excepto de infraestructura), y el área de muestreo son colindantes el Rancho "Rancho "Milpa Alta" y los cinco puntos de muestreo en una distancia aproximada de 200 m. a partir de la cerca que los divide (Flores, 1999).

## **Metodología para la determinación de los factores de la evaluación**

### **Proceso de Infiltrabilidad**

Se seleccionaron dos líneas de estudio para hacer las pruebas de infiltración: Rancho "Rancho "Milpa Alta"" y Ejido "Jaguey de Ferniza".

Se llevaron a cabo dos muestreos para la determinación de los factores a evaluar (infiltración, cobertura vegetal y producción de forraje) en épocas distintas del año, la primera se realizó a principios de abril y la segunda a principios de junio.

Después de seleccionar las dos líneas estudio, se determinaron los sitios dónde se realizaron las pruebas de infiltración, estos fueron escogidos de acuerdo a la pendiente del lugar, por lo tanto, fueron tres pendientes diferentes, ladera, pie de monte y valle respectivamente para cada área de estudio (Flores, 1999). En cada localidad se realizaron nueve pruebas de infiltración (tres por pendiente) por fecha muestreo y se estimó a vista el porcentaje de pedregosidad del lugar y de cobertura vegetal.

Las pruebas de infiltración se realizaron con el método de los anillos, el cual consiste en colocar una cinta graduada en el cilindro interior, llenar de agua y tomar el tiempo, luego a un tiempo determinado volver a tomar



la lectura y registrar el volumen infiltrado, así se va registrando y rellenando el cilindro hasta un período de dos horas, (Alcántar y col., 1992),

### **Determinación de infiltrabilidad**

La Infiltración, se tomó utilizando, un tubo PVC de 30 cm y 4 ", primeramente, se enterró a los 5 cm, se llenaron de agua hasta el nivel del tubo, inmediatamente se calibraba el cronómetro para registrar la primera lectura a los 60 segundos hasta los 5 minutos, después de este tiempo, se tomaron lecturas cada 5 minutos hasta completar 60 minutos.

Así se realizó la toma de datos de infiltración en cada sitio en las dos líneas. Después de los datos de campo, se calcularon las velocidades de infiltración en cm/hr en base a la fórmula general siguiente:

Fórmula

$$VI = Kt^n$$

En donde: V.I. = es la Velocidad de Infiltración en cm/hr  
 K = es el coeficiente de infiltración por unidad de tiempo en cm/hr  
 T = Tiempo en minutos = Exponente negativo encontrado al medir la  
 pendiente de la gráfica que  
 $0 < n < 1$ .

Posterior a esto, se obtuvo las sumatorias de Velocidad de Infiltración (V.I), y el tiempo, para después poderlos procesar con las fórmulas que me muestran posteriormente

$$n = \frac{L \sum XY - \sum X \sum Y}{L \sum X^2 - \sum X^2}$$

$$\text{Log.}K = \frac{\sum Y - n \sum X}{L}$$

$$K' = \frac{K}{n \cdot 160}$$

Donde;            n = es la pendiente de la línea encontrada  
                      L = n datos del registro de infiltración  
                      X = sumatoria de logaritmo de tiempo acumulado  
                      Y = Sumatoria de logaritmo de Velocidad de Infiltración  
                      X<sup>2</sup> = Ese el logaritmo de tiempo acumulado elevado a la  
segunda potencia.

Por último, una vez obtenido los resultados de K' se realizaron los cálculos de Lámina Acumulada, con la siguiente fórmula;

Fórmula

$$LA = K'T^{n-1}$$

LA= Lámina acumulada,

K' = Coeficiente de infiltración por unidad de tiempo

T = Tiempo en minutos

n = Pendiente de la línea encontrada

Los resultados aplicados a éstas fórmulas se ilustran en el capítulo de resultados y discusión.

### **Determinación de la Producción de Forraje**

La metodología empleada fue a través de corte, medición y pesaje de la producción de forraje en quince parcelas de 3 x 3 metros en el Rancho "Milpa Alta", asimismo, en quince parcelas de 3 x 3 metros en el Ejido "Jaguey de Ferniza".

Para ello se ubicaron las parcelas de manera sistemáticamente de tal manera que se cumpliera con la representatividad de los diferentes tipos de vegetación existente en los pastizales de las áreas experimentales, tanto en el rancho como en el ejido.

Consecuentemente se delimitó la parcela de 3 x 3 metros, se midió la altura de diez plantas/especie y se procedió al corte de las plantas existentes, la cual se colocó en una bolsa de papel todas las plantas de una misma especie. Se metieron a la secadora del Departamento Recursos Naturales Renovables por setenta y dos horas a 50 °C, y después se pesó las muestras de forraje par así analizar estadísticamente dichos datos.

### **Análisis estadístico**

Se aplicaron formulas para la determinación de infiltrabilidad.

Asimismo, se realizó un análisis de comparación de medias.

Aplicación de fórmulas para en análisis de las muestras de producción de

forraje.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mayor tasa de infiltración se registró en el Rancho "Milpa Alta" con pastoreo controlado en valle con 31.60 cm/hr, seguido de pie de monte con pastoreo controlado con 29.80 cm/hr y por último ladera con pastoreo controlado con 28 cm/hr. Por otro lado, la mayor tasa de infiltración para pastoreo sin control en el Ejido "Jaguey de Ferniza" fue en valle con 26.8 cm/hr y el menor tiempo fue en pie de monte con 20.40 cm/hr. (Figura 1).

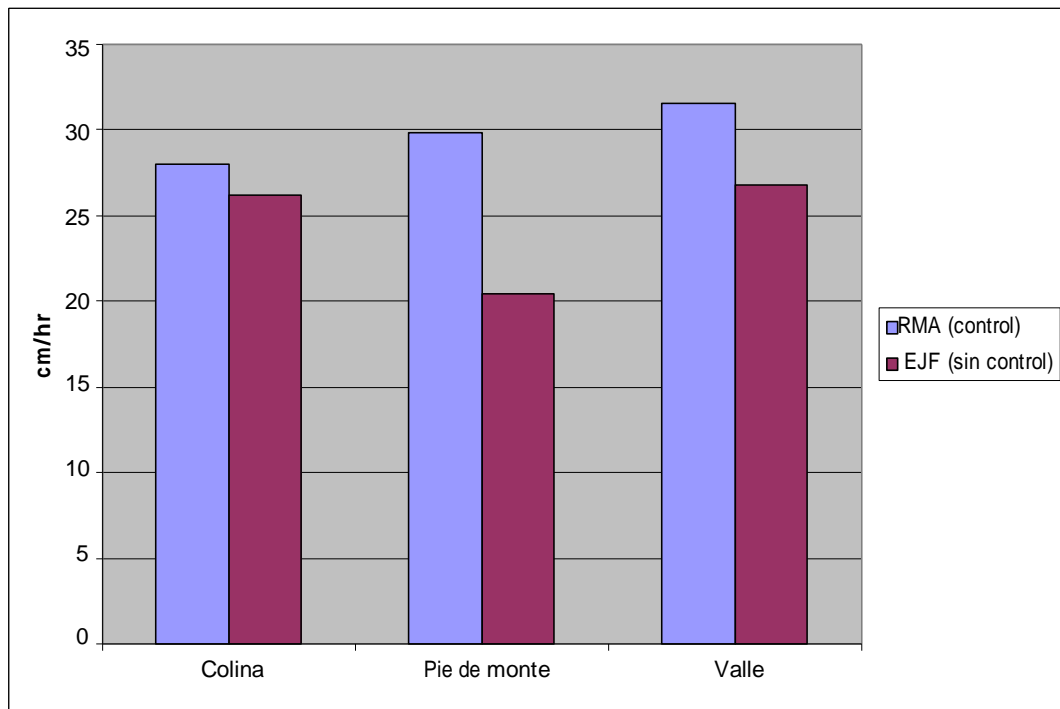


Figura 1. Tasas de infiltración en Rancho "Milpa alta" y Ejido "Jaguey de Ferniza" en el Municipio Saltillo.

Así mismo en Rancho "Milpa Alta" se obtuvo mayor porcentaje de cobertura vegetal en un 22.2 % con pastoreo controlado y 19.2 % de suelo desnudo, asimismo, el porcentaje de especies de gramíneas es de 4.3 a 5.7 % de las diferentes especies observándose además una cobertura muy alta de mantillo de aproximadamente 24.7 %. A este respecto (Whitford, 2002), obtuvo datos diferentes lo cual se debió a la carga animal alta, lo cual ocasiona que se permita una denudación del suelo por efecto del consumo inapropiado.

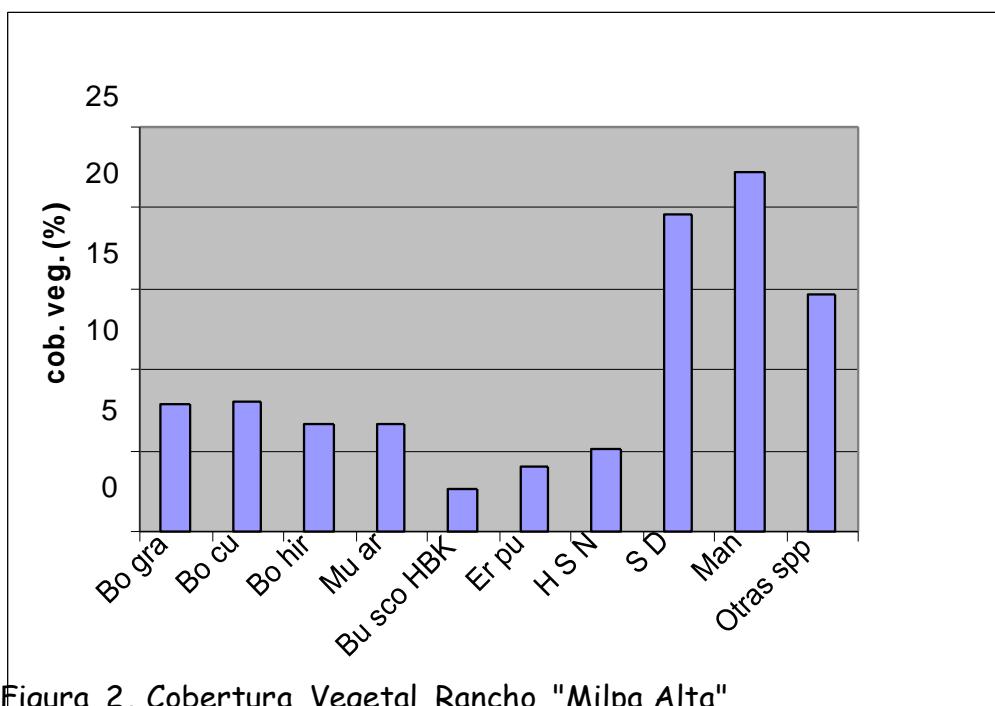


Figura 2. Cobertura Vegetal Rancho "Milpa Alta"

Por otro lado en el Ejido "Jagüey de Ferniza" una cobertura de 15.08 % con pastoreo sin control y 67.84 % de suelo desnudo, por el contrario se observa que el contenido de mantillo es muy bajo 15.08 %, consecuencia del alto grado de utilización del pastizal a través de defoliaciones repetidas en una misma planta, por lo que se determinó que la existencia de suelo desnudo es muy superior a lo observado en el Rancho "Milpa Alta", lo cual es consecuencia del uso inadecuado de las cargas animal que se aplican, datos similares se obtuvieron por (Bartolomé, 2002), pues al estudiar el efecto de pisoteo en vegetación y suelo se determinaron 69 % de suelo desnudo.

En cuanto a la producción de materia seca la mayor producción fue en el Rancho "Milpa Alta" con pastoreo controlado 2188.77 Kg. de MS/ha; en cuanto a la productividad la mayor fue para la especie *Buddleja scordioides* HBK con 2188.77 Kg. MS/Ha y la menor productividad fue para la especie *Parthenium incanum* con 355.6 Kg. MS/Ha, (Figura 4), al aplicar cargas animal moderada y alta (Jama, 2003) observó que la producción de forraje disminuyó en un 37 % con la carga alta.

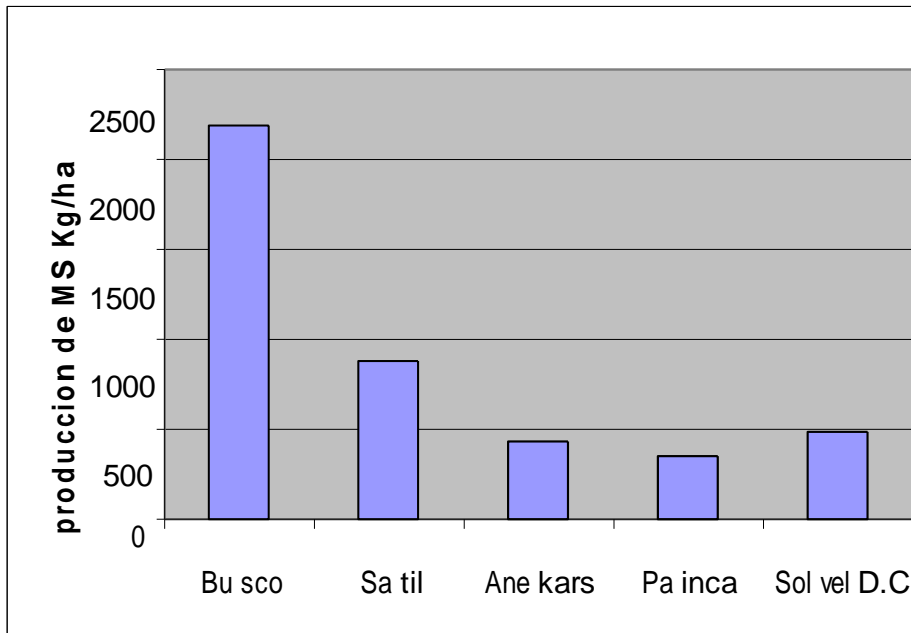


Figura 4. Producción forrajera de las diferentes especies del Rancho "Milpa Alta".

En el Ejido "Jaguey de Ferniza" tuvo una producción de 854.4 kg de MS/ha.; obteniéndose la mayor productividad en la especie *Buddleja scordioides* HBK con 854.4 Kg. MS /Ha y la menor productividad para la especie *Parthenium incanum* con 149.4 Kg. MS /Ha de acuerdo a los datos obtenidos de infiltrabilidad se puede asumir que el mayor o menor valor de infiltración es consecuencia de la existencia de la mayor o menor producción de forraje. Resultados similares se obtuvieron por Flores (1999), al aplicar pastoreo animal en diversos gradientes de pendiente.

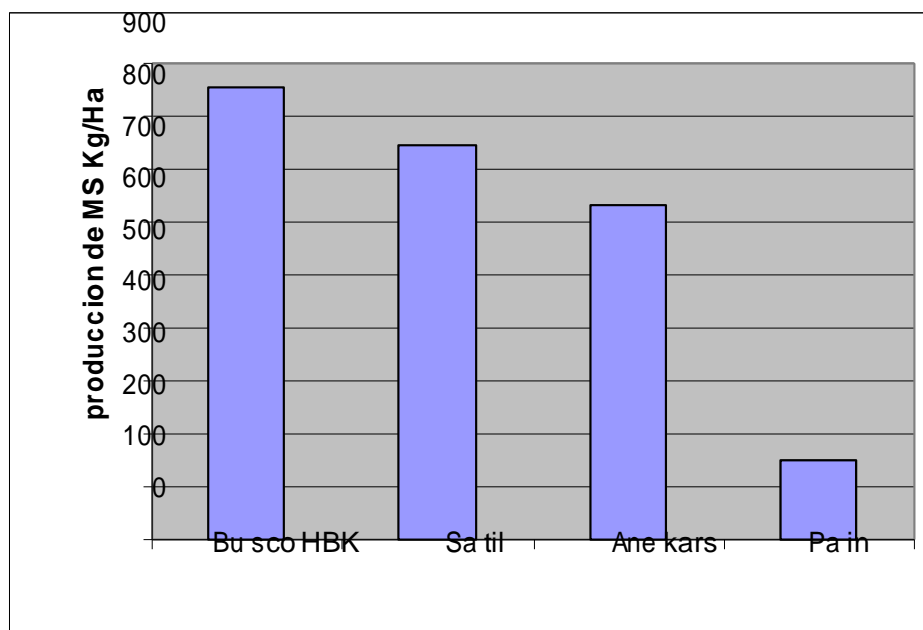




Figura 5. Producción forrajera de las diferentes especies Ejido "Jaguey de Ferniza"

### Infiltración al inicio de primavera

La mayor tasa de infiltración se observó en pie de monte del sitio con pastoreo controlado Rancho "Milpa Alta" con 36 cm/hr, y la menor fue en el sitio pie de monte sin pastoreo controlado Ejido "Jaguey de Ferniza" con 21.2 cm/hr, esto se debió a que en el sitio con pastoreo controlado existe mayor cobertura vegetal con 22.2 %, que en el sitio sin pastoreo controlado con 15.08 %. El anterior comportamiento de la infiltración se correlaciona con la presencia en mayor porcentaje de cobertura, mayor es la producción de forraje. Datos similares de infiltrabilidad obtuvo Guerrero (2007) quien estudió la infiltrabilidad en carga moderada y carga animal alta.

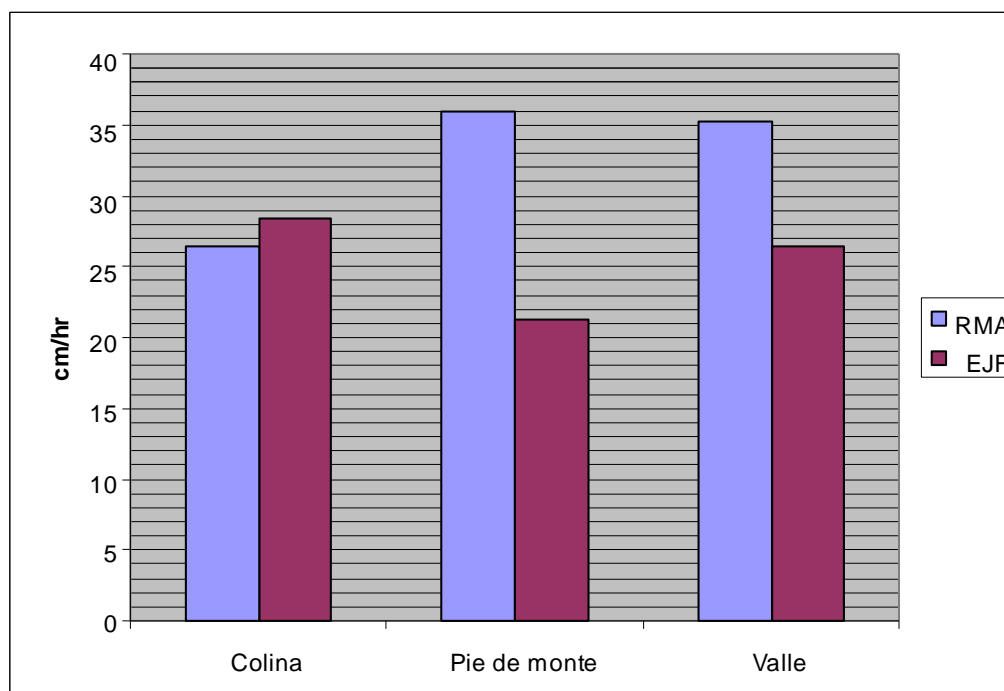


Figura 6. Tasas de infiltración en Rancho "Milpa Alta" y Ejido "Jaguey de Ferniza" a inicio de primavera en el Municipio Saltillo.

### Infiltración al término de primavera

El comportamiento de la infiltración en éste período es contrastante con el anterior período, pues la mayor tasa de infiltración se obtuvo en ladera del sitio con pastoreo controlado Rancho "Milpa Alta" con 29.6 cm/hr, consecuencia de mayor cobertura vegetal con un 22.2 %, y mayor producción de forraje 865.49 kg de Ms/Ha. y la menor tasa de infiltración se encontró en pie de monte en el sitio sin pastoreo controlado Ejido "Jaguey de Ferniza" con 19.6 cm/hr con menor cobertura vegetal 15.08 %.

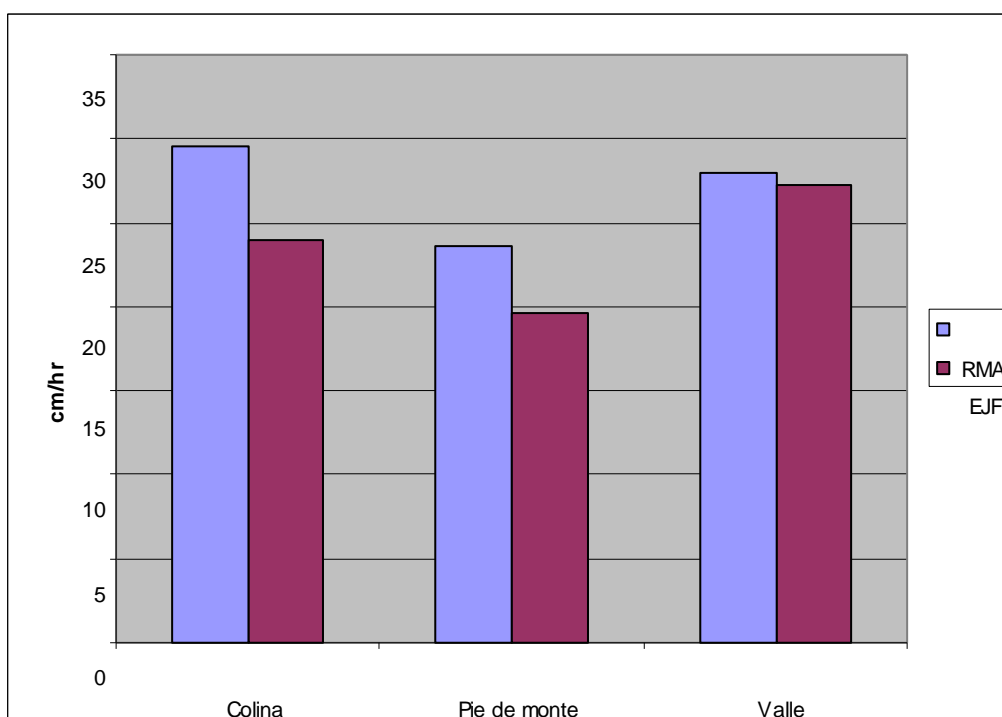


Figura 7. Tasas de infiltración en Rancho "Milpa Alta" y Ejido "Jaguey de Ferniza" a término de primavera en el Municipio Saltillo.

## CONCLUSIONES

1. La mayor tasa de infiltración se registró en Rancho "Milpa Alta" con 31.60 cm/hr, y el menor tiempo fue en valle en Ejido "Jaguey de Ferniza" con 20.40 cm/hr.
2. El mayor porcentaje de cobertura fue en Rancho "Milpa Alta" (22.2 %) y el menor porcentaje de especies de gramíneas es de 4.3%.
3. La mayor producción de forraje fue en Rancho "Milpa Alta" (2188.77 Kg. MS/Ha) y la menor producción de forraje fue en el Ejido "Jaguey de Ferniza" (149.4 Kg. MS /Ha).

## LITERATURA CITADA

- Abrahams, A. D., A. J. Parsons, and J. Wainwright. 1994. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland 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*-thornscrub 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 "Milpa Alta". Tesis Profesional de licenciatura

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Departamento Recursos Naturales Renovables.

- Bartolomé, J. W., W. F. Frost, N. K. McDougal, 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 Disturbance: 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<sup>2</sup>-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. Varies, 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.
- Backhouse, 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. Vegetation changes on a semidesert 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.
- cyanobacterial exopolysaccharides in structuring desert microbial crusts.
- 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 naturales de la Depresión del Salado: utilización basada en conceptos básicos. *Revista de Investigación Agropecuarias* 1:47-78.
- Deregibus, V. A., E. J. Jacobo, and A. M. Rodríguez. 1995. Improvement in rangeland condition of the Flooding Pampa of Argentina through controlled grazing. *African Journal of Range and Forage Science* 12:92-96.
- deserts. In: J. Belnap and O. L. Lange [EDS.]. *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Berlin, Germany: Springer-Verlag. p. 327-337
- 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 Research* 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 sus 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 climática 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. Shrub land encroachment in southern New Mexico, 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 of 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. p 161-177.
- 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.
- 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. Rodríguez, 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. Davis, 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 Wildlidge Water Development Susmposium; 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. I meson. 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 Medina, T., J.G. y J.A. de la Cruz. C. 1976. Ecología y control del perrito de las praderas mexicano (*Cynomis mexicanus* Merriam) en el norte de México. Monografía Técnica Científica. Departamento.
- Mergen, D. E., M. J. Trilic, 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.
- microphytic crusts in pinyon-juniper woodlands. *Arid Soil Research and*
- 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 sagebrush 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 on 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 on plant community composition and structure. *Journal of Range Management* 53:574-585.
- Nash, D. M., and D. J. Halliwell. 1999. Fertilisers and phosphorus loss from productive grazing systems.
- 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.
- 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.
- 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.
- Rehabilitation 5:187-198.
- Reynolds, R.L., J.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. Cuningham, 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.
- Smith, H. L., and L. B. Leopold. 1941. Infiltration studies in the Pecos River watershed, New Mexico and Texas. *Soil Science* 53:195-204. soil crusts. In: J. Belnap and O. L. Lange [EDS.]. *Biological soil crusts: 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.
- Structure, function, and management. Berlin, Germany: Springer-Verlag. 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.
- 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 rangelands 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. Red berry 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
- Westby, M., B. Walker, and I. Nay-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 creosote bush, *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 hill slope. In: M. G. Anderson and S. M. Brooks EDS. *Advances in hill slope processes*. New York, NY: 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 shrub land. *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.