

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DIVISIÓN DE CIENCIA ANIMAL

DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES



Impacto Ambiental en el Ecosistema Pastizal por Pastoreo

POR:

CARLOS PÉREZ MIRANDA

TESIS

Presentada como Requisito Parcial para

Obtener el Título de:

INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA

Buenavista, Saltillo, Coahuila, México Octubre de 2015

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

División de Ciencia Animal

Departamento Recursos Naturales Renovables

Impacto ambiental en el ecosistema pastizal por pastoreo de Bovinos

Por:

CARLOS PÉREZ MIRANDA

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

INGENIERO AGRONOMO ZOOTECNISTA

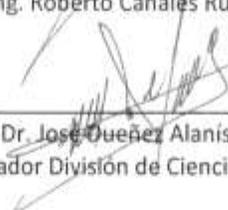
Aprobada


Dr. Alvaro Fernando Rodríguez Rivera


MC. Leopoldo Arce González


MC. Alejandro Cárdenas Blanco


Ing. Roberto Canales Ruiz


Dr. José Queñez Alanís
Coordinador División de Ciencia Animal



Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, Octubre de 2015

Dedicatoria
A mis padres José Pérez y Rosa Miranda

Agradecimientos

A mis padres José Pérez y Rosa Miranda

Gracias de manera especial a quienes fueron el motor principal para lograr llegar a la meta

A mis esposa Verónica

Que con su presencia y dedicación a logrado ser parte y complemento de mi sueño

A mis hijos Miguel Ángel, Valeria, Victoria y Carlos Jr.

Que son la razón más grande e importante para vencer obstáculos

A mis hermanos u hermana Gerardo, Raúl, Martín y Guadalupe

Quienes con su apoyo y fe en podía lograrlo me animaban cada día a lograrlo y sacrificado su tiempo y esfuerzo de mis padres para que yo pudiera alcanzar la meta

A mis compañeros

Gracias también a ellos que formaron parte de esta etapa de mi vida a los que aún siguen al lado; amigos y compañeros, y los que se quedaron, pero fueron una parte importante en ésta etapa de mi vida

Gracias a los maestros

Que ayudaron a forjar mi camino con sus enseñanzas

A mi Alma Terra Mater

Por albergarnos en su seno y transformarnos en hombres de bien y con una misión en la vida

Sin lugar a duda gracias especiales a todos los que de una u otra manera me ofrecieron su apoyo moral para concluir ésta obra

A mis asesores: Dr. Alvaro Fernando Rodríguez Rivera, MC. Leopoldo Arce González y MC. Alejandro Cárdenas Blanco por su ayuda

Por el cariño y apoyo moral que siempre he recibido de ustedes y con el cual he logrado culminar mi esfuerzo, terminando así mi carrera profesional, que es para mí la mejor de las herencias

Carlos Pérez Miranda

Alma Terra Mater

ÍNDICE DE CONTENIDO

Concepto	Pagina
Agradecimientos	i
Dedicatoria	ii
Resumen	ii
INTRODUCCIÓN	1
Objetivos	3
Hipótesis	3
REVISIÓN DE LITERATURA	4
Respuesta hidrológica de un ecosistema rivereño después de uso por ganado	11
Intensidad del pastoreo sobre el flujo del carbón y nitrógeno en los pastos	14
Impactos del apacentamiento sobre el fósforo y nitrógeno del suelo bajo pastos en praderas de Canadá	14
Impactos de apacentamiento no selectivo sobre las propiedades del suelo	16
Respuestas hidrológicas y del sedimento al disturbio de la vegetación y del suelo	16
Desprendimiento y pérdida de suelo en tierras arbustivas, vírgenes, en regiones semiáridas argentinas	17
Efectos del paso del ganado sobre la pérdida de sedimento e infiltración de agua	19
MATERIALES Y MÉTODOS	19
Localización geográfica	19
Topografía	19
Geología	19
Suelos	20
Hidrología	20
Clima	20
Vegetación	20
Infraestructura	21
Sitio de estudio	21
Ejido "Tanque de Emergencia"	21
Metodología para la determinación de los factores de evaluación	21
Proceso de la infiltrabilidad	21
Determinación de la infiltrabilidad	21
Determinación de la producción de forraje	21
Análisis estadístico	21
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
Infiltración al inicio de primavera	23

Infiltración al término de primavera	24
CONCLUSIONES	
LITERATURA CITADA	

INTRODUCCIÓN

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

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.

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 pié.

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 CO₂ 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 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).

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 alterado por la integración de comunidades de plantas de encino (*Juniperus occidentales* Hook.), observándose grandes variaciones espacio-temporal en características hidrológicas (Miller y *col.*, 2005). El grado de alteración es determinado por características de los sitios ecológicos y la fase del bosque en desarrollo (Miller y *col.*, 2000).

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 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 el impacto ambiental en el ecosistema pastizal, a través de: 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 Los Angeles y el Ejido “Tanque de Emergencia” 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: Impacto ambiental, ecosistema pastizal, pastoreo

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 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).

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 Oosterheld 1997), cambios que son indicadores de la degradación de los pastizales (Deregibus y Cahuepe 1983), disminución de la producción primaria neta (Rusch y Oosterheld 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. (Nuttall 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.)

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 del 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 (Roath y Krueger 1982, Schulz y Leininger 1990).

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 CO₂, el cambio climático global (Archer 1995, Lemaitre 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 desnudos, menor bajo los árboles (protegidos por la cubierta dosel) y relativamente alto en suelo desnudo (Wilcox y col., 1996; Reid y col., 1999).

Los efectos del apacentamiento sobre los escurrimientos, la erosión, y el transporte de nutrientes han sido examinados por muchos investigadores (Gifford y Hawkins 1978, McGinty y col., 1979, Robbins 1979, Wood y Blackburn, 1981; Jawson y col., 1982; Schepers y Francis 1982; 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; Schepers 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, decrecientes 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 (Robbins 1979; Dadkhah y Gifford 1980; Wood y Blackburn, 1981).

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; Mworio 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 *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.

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).

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., 2006) 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. (Thurow y col., 1986, 1988^a; 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 “Los Ángeles” propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y en el Ejido “Tanque de Emergencia” los que tienen las siguientes características

Rancho “Los Ángeles”

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°58'07” y 101°04'14” de longitud W y entre los 25°02'12” y 25°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 (ver anexo, Figura 4), 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 (ver anexo, Figura 2).

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 extremo.

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), (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 Tanque de Emergencia y se presta para el propósito de la investigación que nos ocupa, ver anexo (Figura 5)

Ejido “Tanque de Emergencia”

Debido a la similitud existente en lo mencionado con anterioridad para las características del Rancho Experimental Demostrativo “Los Ángeles” asimismo a la cercanía en las unidades de muestreo, tanto del Rancho “Los Ángeles” como del ejido es que se considerarán los mismos datos. (excepto de infraestructura).y el área de muestreo se localiza frente al potrero # 20 del Rancho “Los Ángeles” 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 del impacto ambiental en el ecosistema pastizal de los factores a evaluar

Proceso de Infiltrabilidad

Se seleccionaron dos líneas de estudio para hacer las pruebas de infiltración: Rancho Experimental Demostrativo “Los Ángeles” y Ejido “Tanque de Emergencia”.

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 la coeficiente de infiltración por unidad de tiempo en cm/hr

T = Tiempo en minutos

n = Exponente negativo encontrado al medir lapendiente 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

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

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

$$K' = \frac{K}{(n+1)60}$$

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^2 = 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 Los Angeles, asimismo, en quince parcelas de 3 x 3 metros en el Ejido Tanque de Emergencia.

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 fórmulas 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 “Los Ángeles” 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 Tanque de Emergencia fue en valle con 26.8 cm/hr y el menor tiempo fue en pie de monte con 20.40 cm/hr. (Figura 1).

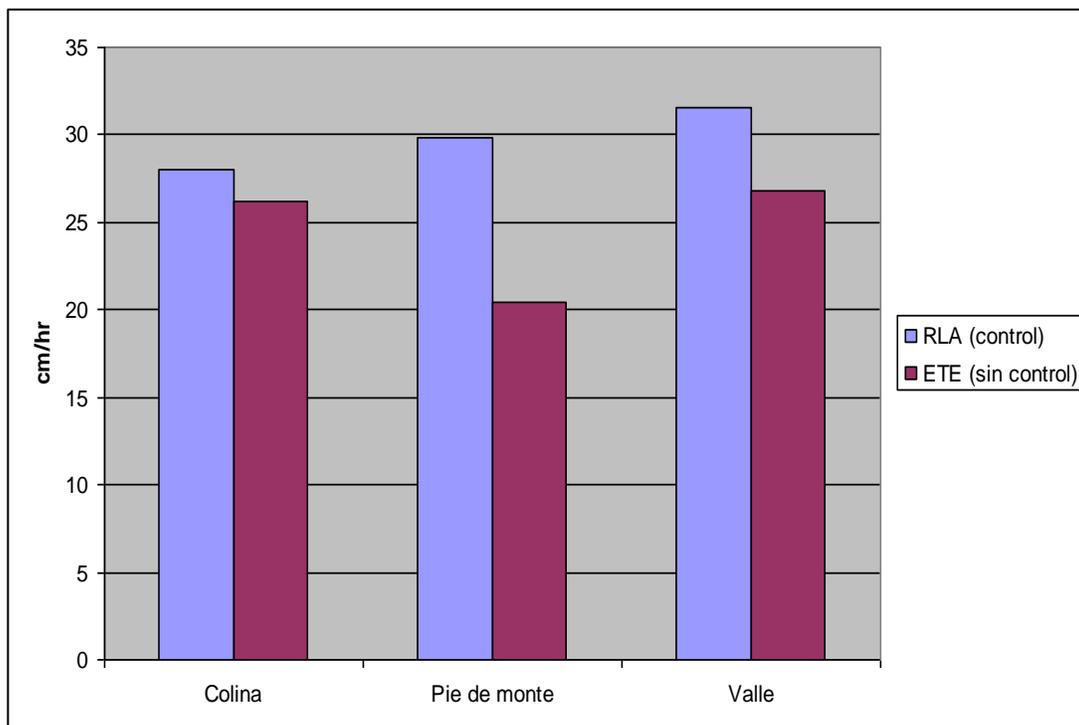


Figura 1. Tasas de infiltración en Rancho “Los Ángeles” y Ejido “Tanque de Emergencia” en el Municipio Saltillo.

Así mismo en Rancho “Los Ángeles” 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).

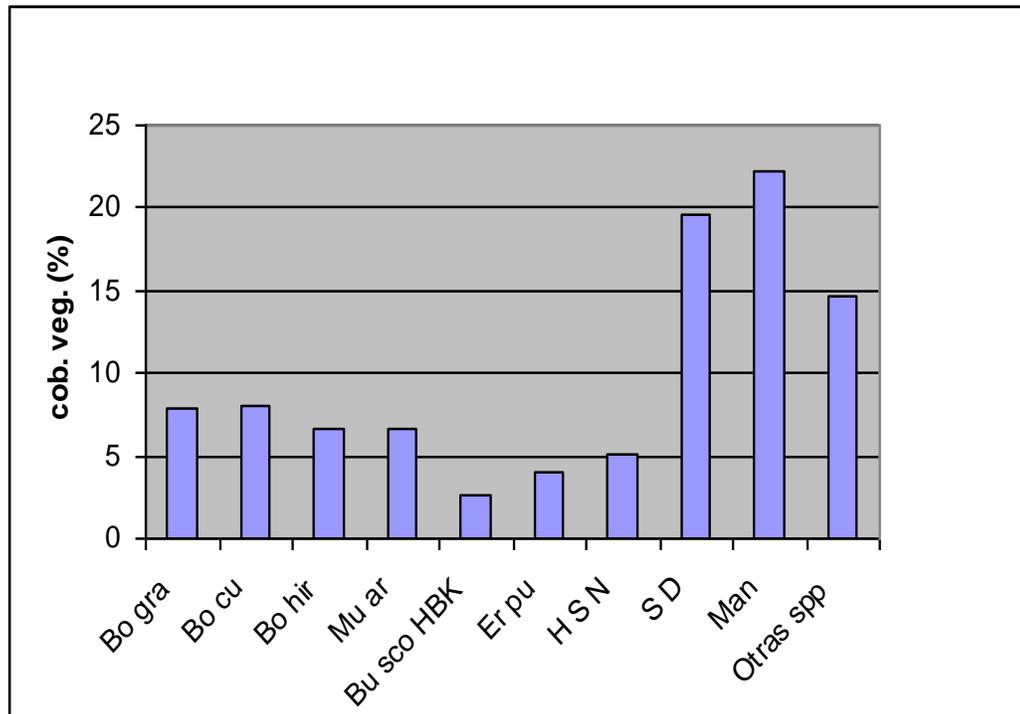


Figura 2. Cobertura Vegetal Rancho los Ángeles

Por otro lado en el Ejido Tanque de Emergencia 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 “Los Ángeles”, 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 (Figura 3).

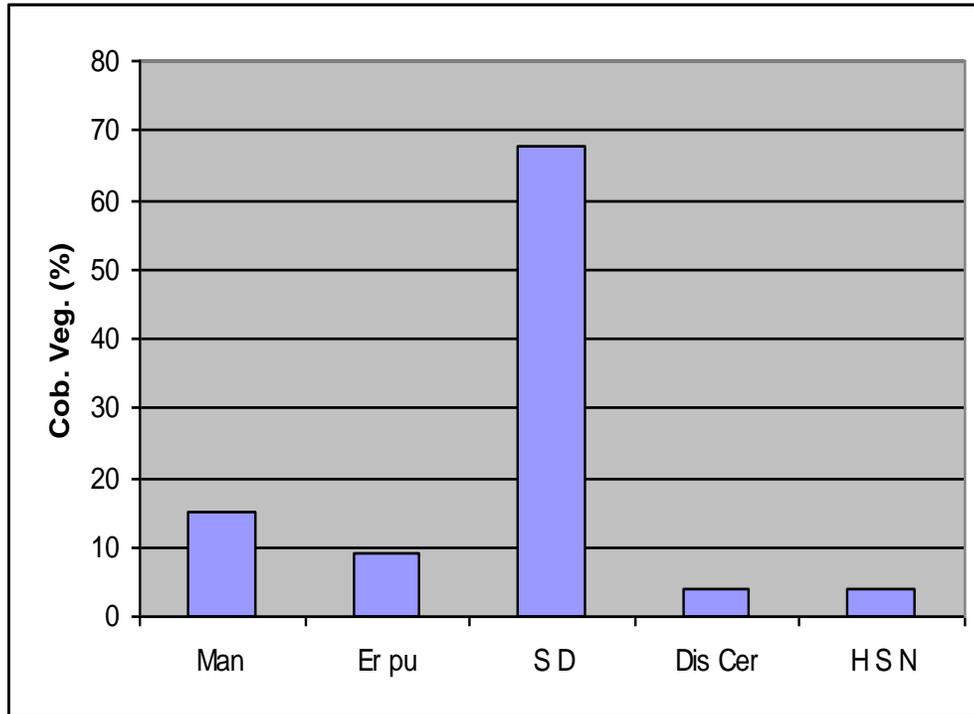


Figura 3. Cobertura Vegetal Ejido Tanque de Emergencia.

En cuanto a la producción de materia seca la mayor producción fue en el Rancho “Los Ángeles” 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.

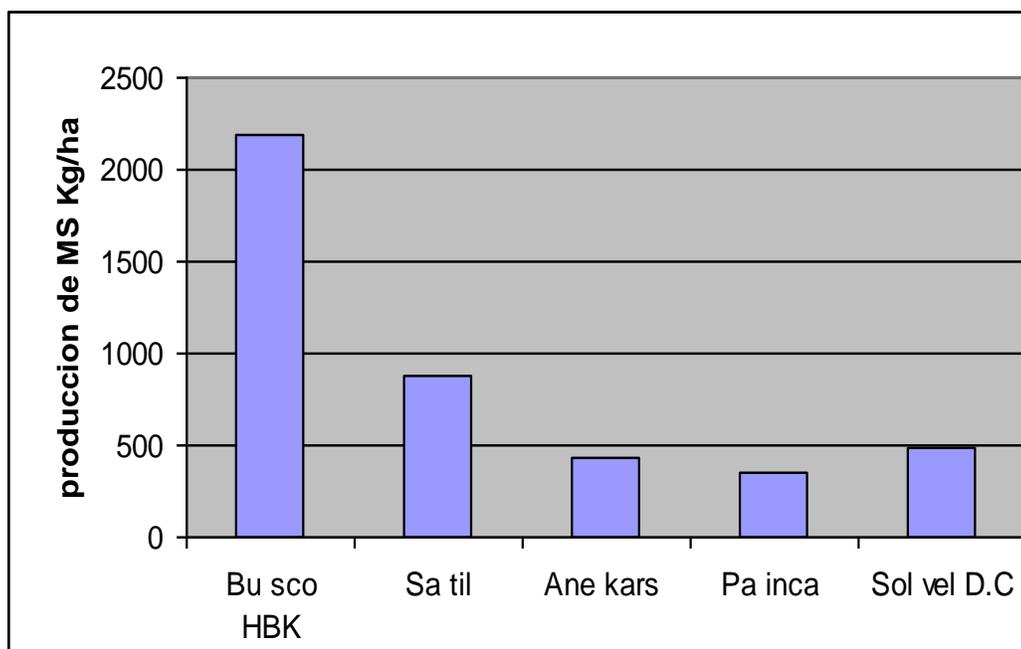


Figura 4. Producción forrajera de las diferentes especies del Rancho “Los Ángeles”.

En el Ejido Tanque de Emergencia 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).

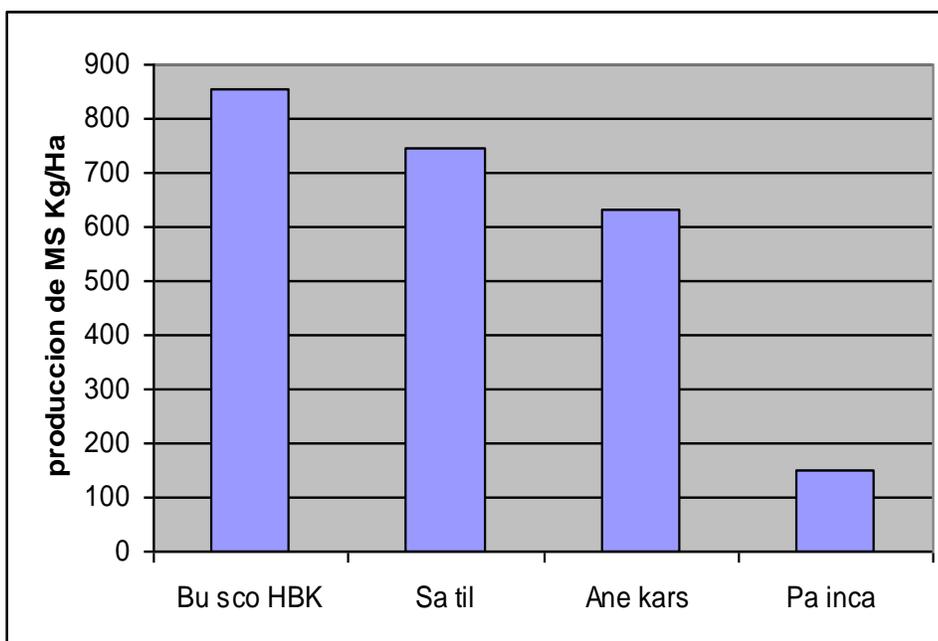


Figura 5. Producción forrajera de las diferentes especies Ejido Tanque de Emergencia

Infiltración al inicio de primavera

La mayor tasa de infiltración se observó en pie de monte del sitio con pastoreo controlado Rancho “Los Ángeles” con 36 cm/hr, y la menor fue en el sitio pie de monte sin pastoreo controlado Ejido Tanque de Emergencia 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).

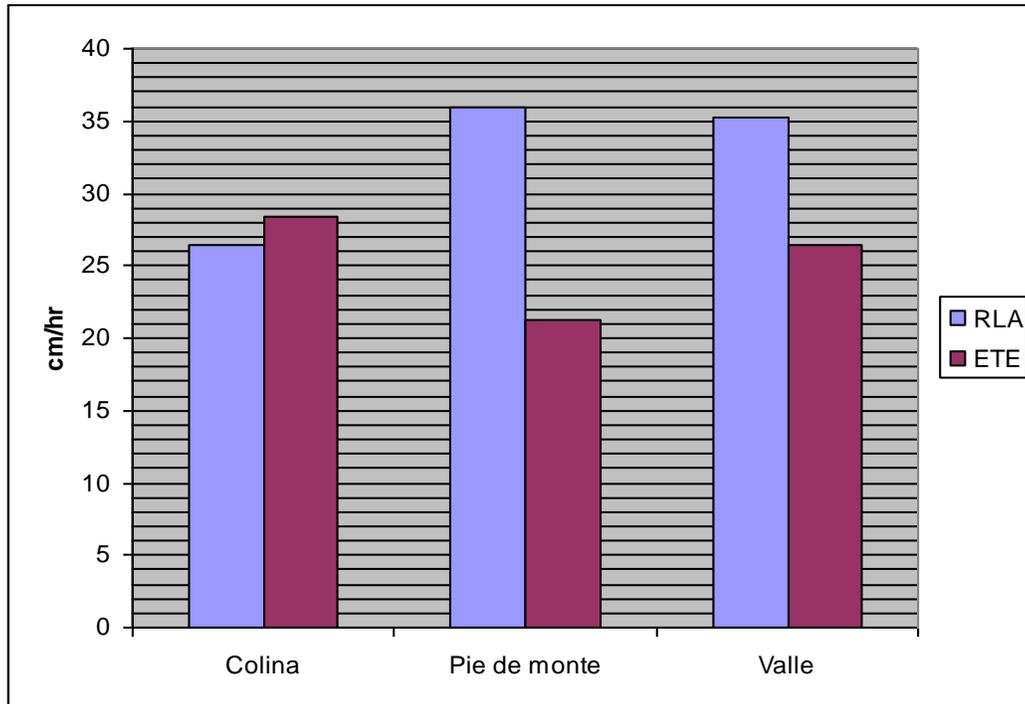


Figura 6. Tasas de infiltración en Rancho “Los Ángeles” y Ejido “Tanque de Emergencia” a inicio de primavera en el Municipio Saltillo.

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 “Los Ángeles” 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 Tanque de Emergencia con 19.6 cm/hr con menor cobertura vegetal 15.08 % (Figura 7).

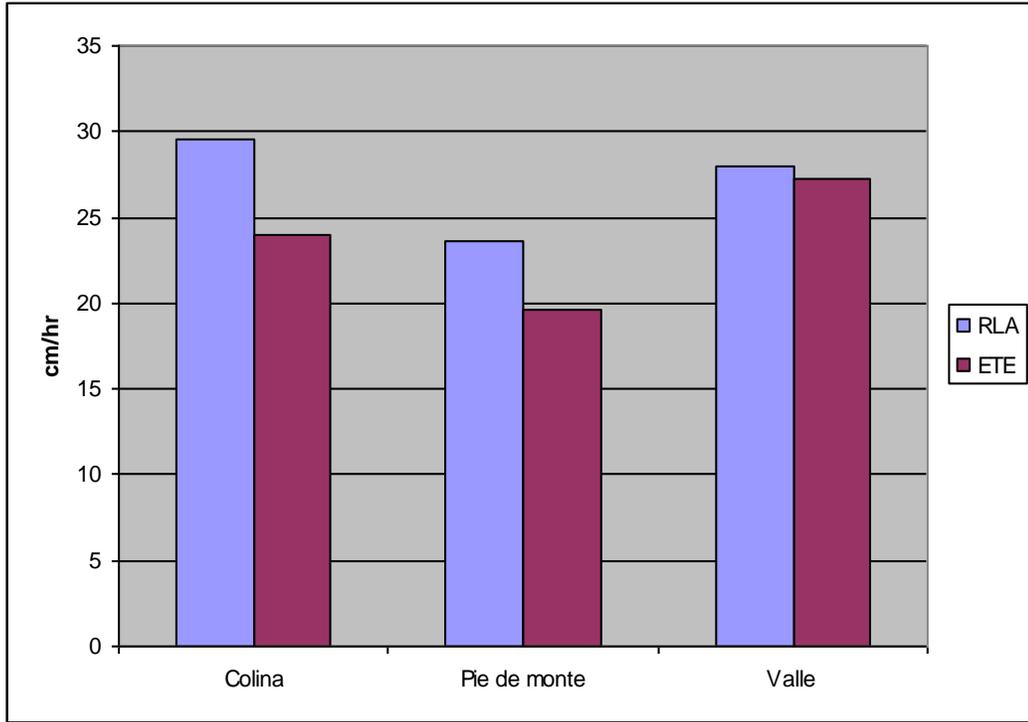


Figura 7. Tasas de infiltración en Rancho “Los Ángeles” y Ejido “Tanque de Emergencia” a término de primavera en el Municipio Saltillo.

CONCLUSIONES

1. La mayor tasa de infiltración se registró en Rancho “Los Ángeles” con 31.60 cm/hr, y el menor tiempo fue en valle en Ejido Tanque de Emergencia con 20.40 cm/hr.
2. El mayor porcentaje de cobertura fue en Rancho “Los Ángeles” (22.2 %) y el menor porcentaje de especies de gramíneas es de 4.3 %.
3. La mayor producción de forraje fue en Rancho “Los Ángeles” (2188.77 Kg. MS/Ha) y la menor producción de forraje fue en el Ejido Tanque de Emergencia (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 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, J. 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 CO₂-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. Derez, 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*. Dordrect, 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. 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 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 semiard 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 (*Cynomis 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/
- 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 CO₂ 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.I., 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.