

**Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro**

**División de Ciencia Animal**

**Departamento Recursos Naturales Renovables**



**Efecto de Pastoreo en Características de Suelo e Infiltrabilidad**

**POR:**

**José Alejandro López Juárez**

**TESIS**

**Presentada como Requisito Parcial para  
Obtener el Título de:**

**INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA**

**Buenavista, Saltillo, Coahuila, México  
Enero 2015.**

Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

División Ciencia Animal

Departamento Recursos Naturales Renovables

**Efecto de Pastoreo en Características de Suelo e  
Infiltrabilidad**

POR:

José Alejandro López Juárez

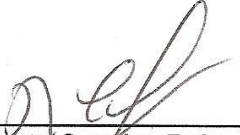
TESIS

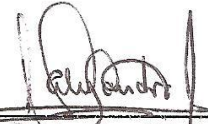
Que se somete a consideración del H. Jurado examinador  
Como requisito parcial para obtener el Título de:

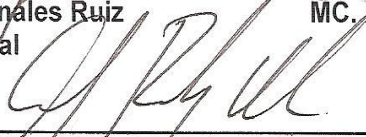
**INGENIERO AGRÓNOMO ZOOTECNISTA**

APROBADA POR:

  
Dr. Alvaro Fernando Rodríguez Rivera  
Presidente

  
Ing. Roberto Canales Ruiz  
Sinodal

  
MC. Alejandro Cárdenas Blanco  
Sinodal

  
Ing. Gerardo Reséndiz Valero  
Sinodal suplente

  
Dr. Ramiro López Trujillo  
Coordinador División Ciencia Animal



Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. Enero de 2015

## AGRADECIMIENTOS

Principalmente doy gracias a **Dios** por haberme dado la vida y por darme unos padres maravillosos, pero sobretodo; la oportunidad de superarme profesionalmente, por cuidarme siempre en el camino y por esas fuerzas en mi periodo de formación como hasta el día de hoy.

A esta gran casa de estudios como lo es la **Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro**, por ser parte fundamental de mi formación ya que es digna de mi homenaje y respeto en todo momento y lugar.

Un enorme agradecimiento y mención importante a todos los **Amigos y Compañeros** sin orden de importancia, con quienes se construyó una enorme amistad y que intervinieron con su apoyo moral y material para el término de este trabajo. Además formaron parte del transcurso de mi carrera y que fueron partícipes de preocupaciones y alegrías. Muchas gracias.

Y Gracias muy especial y afectuosamente a quienes ahora conforman el H. Jurado examinador: Dr. Álvaro Fernando Rodríguez Rivera, Ing. Roberto Canales Ruiz, Ing. Alejandro Cárdenas Blanco, Ing. Gerardo Reséndiz Valero

## DEDICATORIA

A MIS PADRES:

**MC. María del Socorro Juárez Martínez      Ing. José Alejandro López Cruz**

Dedico este trabajo con amor y cariño a mis padres, que me dieron la vida y me alientan para seguir adelante. Por su infinito amor y confianza que me tuvieron en cada instante de mi vida, por su inagotable lucha y esfuerzo que realizaron para brindarme la oportunidad de estudiar, de la cual estaré agradecido toda mi vida.

MIS HERMANOS:

**Alejandra Beatriz López Juárez      Víctor Orlando López Juárez**

Quienes estuvieron presentes en todo momento, están conmigo y brindarme su apoyo en los momentos cuando lo requería.

A MI NOVIA:

**Daniela Sarahi Atayde Aguilar.** Por el cariño, apoyo y felicidad que me ofrece al estar junto a ella, por lo que yo le brindo un respeto y gran amor.

**Todo mi aprecio a MI FAMILIA** en general, ya que de igual forma son parte importante en mi por lo que de igual modo celebro junto a ustedes los logros obtenidos.

## INDICE DE CONTENIDO

Concepto	Página
Portada	i
Firmas	ii
Agradecimiento	iii
Dedicatoria	IV
Índice de contenido	V
<b>INTRODUCCIÓN</b>	1
Objetivo general	3
Palabras clave	3
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	4
Rancho los Ángeles; Localización geográfica	4
Topografía	4
Geología	5
Suelos	5
Hidrología	5
Clima	5
Vegetación	6
Infraestructura	6
Ejido San Juan de la Vaquería; localización geográfica	6
Metodología para la determinación de los factores de la evaluación	6
Proceso de la infiltrabilidad	6
Estimación de características del suelo	7
Densidad aparente	7
Densidad de sólidos	7
Contenido de materia orgánica	8
Textura	8
Ph	8
Presencia de carbonatos	8
Capacidad de intercambio cationico	9
Determinación de infiltrabilidad	9
Materiales utilizados	10
Reactivos y soluciones	10
Análisis estadístico	10
<b>REVISION DE LITERATURA</b>	11
Análisis de los factores que afectan la relación precipitación escurrimiento en una zona semiárida del norte de México.	11
Efecto de la costra biológica sobre la infiltración de agua en un pastizal	12
Engorde intensivo (feedlot), elementos que intervienen y posibles impactos en el medio ambiente.	14
Cambios en la diversidad funcional de la vegetación en la región centro de sonora y su efecto en la dinámica de nitrógeno y respiración del suelo.	17

Efecto de la presión de pastoreo y fertilización NPK en la producción de forraje de la asociación kikuyo-maní forrajero en el estado Mérida.	20
Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión.	21
Erosión hídrica y calidad del agua en cuatro microcuencas forestales del campo las cruces.	23
Pastoreo racional Voisin para la producción bovina sostenible.	24
Emisión y captura de carbono en los suelos en ecosistemas forestales.	25
Emisión de metano entérico en rumiantes en pastoreo.	26
Reservorio de carbono en suelo y raíces de un pastizal y una pradera bajo pastoreo.	27
Efectos del pastoreo en la estructura de los Pastizales naturales del parque nacional san miguel y la estación biológica potrerillo de santa teresa.	27
Secuestro y Distribución de Carbono Orgánico del Suelo Bajo Diferentes Sistemas de Manejo de Pasturas.	29
Efecto del pastoreo bovino sobre la comunidad bacteriana en un suelo de pradera natural.	29
Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia.	30
Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica.	32
Respuesta de la vegetación en un gradiente de intensidad de pastoreo en Mendoza, argentina.	34
<b>RESULTADOS Y DISCUSION</b>	35
Velocidad de infiltración.	35
Características físicas y químicas del suelo.	35
Materia orgánica	35
Conductividad eléctrica	36
Densidad aparente	36
pH	37
Textura	37
Materia orgánica	38
Conductividad eléctrica	38
Densidad aparente	38
Infiltrabilidad	43
<b>CONCLUSIONES</b>	48
<b>LITERATURA CITADA</b>	49

## RESUMEN

El presente trabajo se realizó en el Rancho Experimental Demostrativo “Los Ángeles” propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y en el Ejido “San Juan de la Vaquería”. Metodología para la determinación de los factores de la evaluación: Proceso de Infiltrabilidad, estimación de características del suelo, densidad aparente, densidad de sólidos, contenido de materia orgánica, textura, pH, presencia de carbonatos; determinación de infiltrabilidad, se utilizó, un tubo PVC de 30 cm y 4 “, primeramente, se enterró a los 10 cm, se llenaron de agua hasta el nivel del tubo, inmediatamente se calibraba el cronómetro para registrar la primera lectura a los 60 segundos esto cada minuto hasta llegar al minuto diez, después de este tiempo, se tomaron lecturas cada 3 minutos hasta completar 19 minutos. De los diversos resultados obtenidos los datos que revisten mayoría importancia para la comunidad científica son los siguientes: De las características físicas y químicas del suelo fueron: a) El mayor porcentaje de materia orgánica fue de 5.53, b) El mayor porcentaje de conductividad eléctrica fue de 1257 Mili siemens/cm., c) El mayor contenido de densidad aparente fue de 1.13 gr/cm<sup>3</sup>, d) El mayor por ciento de espacio poroso fue de 65.70, e) El pH más alto fue de 9.22, f) De las características físicas fue que el mayor por ciento de arena fue de 69.2 %, arcilla de 42.8 y limo fue de 54.8% , g) Las tasas de infiltración variaron con la textura del suelo en donde el contenido de arena es menor (17.6%) que arcilla (40%) y limo (42.4%)

Palabras clave: efecto pastoreo, características físicas de suelo, características químicas de suelo, infiltrabilidad.

Correo electrónico de Jose Alejandro lopez juarez Jalj\_123@hotmail.com

## INTRODUCCIÓN

La degradación de los recursos naturales existentes en las cuencas hidrográficas, se ha convertido en uno de los problemas ambientales, sociales y económicos más importantes de nuestro país. Esta ocurre principalmente en las partes medias y altas, ocasionando la pérdida de la cobertura vegetal y sus efectos inevitables en la diversidad biológica, alteración en los regímenes hídricos y mayor erosión. Dicha degradación se debe a la falta de conciencia ambiental, escasos conocimientos técnicos para un manejo sustentable, mínimas inversiones para prevenirla o revertirla, propiciando fuertes cambios de uso de suelo principalmente de forestal a agrícola. Otros factores que han contribuido a la problemática ambiental existente, son la deforestación, incendios, plagas y enfermedades, pastoreos desordenados y malas prácticas de manejo.

En las plantas, el tipo funcional se ha definido como aquel grupo de especies que utilizan la misma clase de recursos de un modo semejante, exhibiendo respuestas similares a las condiciones ambientales y con efectos comunes sobre los procesos ecosistémicos dominantes (Walker, 1992; Noble y Gitay, 1996). Estos atributos funcionales adquieren gran importancia en las evaluaciones de las respuestas ecosistémicas a los disturbios (Tilman y Downing, 1994; Epstein y col., 1997; Díaz y col., 1997; Paruelo y col., 1998). En pastizales naturales, se ha prestado mucha atención a los tipos fotosintéticos  $C_3$  y  $C_4$ , como indicadores de cambios ambientales (Epstein y col., 1997). Según Polley (1997) el aumento en la concentración de  $CO_2$  en la atmósfera producirá cambios notables en la composición de especies  $C_3$  y  $C_4$ , en áreas de transición entre bosques y pastizales.

El estudio de las relaciones cuantitativas entre la productividad de los grupos funcionales de Poaceae  $C_3$  y  $C_4$  y las variables ambientales es crucial para comprender la dinámica de las comunidades vegetales de pastizales (Epstein y col., 1997). Se ha demostrado que las especies  $C_4$  tienen una mayor eficiencia en el uso del agua que las especies  $C_3$  (Pearcy y Ehleringer, 1984).

El fuego y el pastoreo son los factores principales que afectan la estructura y diversidad de las comunidades de pastizales (Sala, 1988; Belsky, 1992; Noy-Meir, 1995; Collins, 1987) y sus efectos dependen de la historia evolutiva, de la relación planta-herbívoro y del tipo de ecosistema (Milchunas y col., 1988). La remoción del forraje, modifica el microclima, principalmente el espectro lumínico (Deregibus y col., 1985) y altera las condiciones de crecimiento de las especies  $C_3$  y  $C_4$  (Steuter, 1987).



El fuego, a través de la remoción de material muerto en pie, mejora la producción del pastizal, favoreciendo el crecimiento de las Poaceae C<sub>4</sub> (Anderson, 1982). A su vez, el pastoreo selectivo postfuego, de las especies C<sub>3</sub> dominantes, suele favorecer la posición competitiva de las especies C<sub>4</sub> (Lubchencko, 1978; Ode y col., 1980). Luego de ocurrido el evento del fuego, las Poaceae C<sub>4</sub>, generalmente responden en forma favorable e incrementan: su vigor, la densidad de macollos y biomasa, la floración y el mejoramiento en la producción de semillas y germinación de las mismas (Collins y Wallace, 1990). Estas evidencias ponen de manifiesto la importancia de las quemas al final del período de reposo invernal.

El pastoreo liviano o la supresión del fuego en pastizales altos provocan una acumulación de material muerto y un auto sombreado que podrían favorecer a las especies C<sub>3</sub> (Ode y col., 1980). Este material muerto depositado sobre el suelo, puede ser un factor de control (Ketling, 1954), evitando la emergencia de plántulas y macollos de la especie dominante (Penfound, 1964).

Steuter (1987) estudió el efecto del fuego sobre el balance de las especies C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> en los pastizales de Norteamérica, y los resultados obtenidos mostraron que el fuego incrementó la producción del componente C<sub>3</sub>, independiente de la época de ocurrencia del fuego. Este autor planteó la hipótesis de que la relación C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub>, en los pastizales altos, parece ser el resultado de una adaptación a largo plazo, más que un ajuste en el corto plazo o a efectos temporales, mientras que dicha relación en las comunidades de pastizales bajos responde a ajustes en el corto plazo o a los cambios causados por el fuego, la humedad, la temperatura y la luz.

Según Howe (1994), en los pastizales altos de Norteamérica, la quema durante la estación de reposo y la exclusión al pastoreo son intervenciones humanas que podrían promover artificialmente la dominancia de pastos altos C<sub>4</sub> reduciendo la diversidad del pastizal. Como los períodos productivos de las Poaceae C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> están desplazados en el tiempo (Ode y col., 1980), el enriquecimiento del pastizal alto con especies C<sub>4</sub> podría modificar algunos atributos del pastizal como por ejemplo, oferta forrajera a través del año, calidad y diversidad florística, pero no existe certeza de que ello ocurra.

En los pastizales serranos centro argentinos, aún no se ha estudiado como el fuego, el pastoreo o su combinación, afectan las relaciones entre las Poaceae tipo C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> en términos de diversidad y cobertura. Sólo existen trabajos florísticos y de distribución (Cavagnaro, 1988; Sánchez y Arriaga 1990; Cabido y col., 1997). Bajo el punto de vista de la conservación de la diversidad vegetal y del manejo productivo de este ecosistema, no se ha evaluado si el fuego por sí mismo o en combinación con el pastoreo podrían ser herramientas útiles en la manipulación de la

relación de Poaceae C<sub>3</sub>/C<sub>4</sub>. Para esclarecer estos interrogantes se plantearon los siguientes objetivos: (1) evaluar los efectos del fuego, pastoreo y su combinación sobre la cobertura y diversidad de los tipos funcionales C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub>, (2) evaluar si la situación de manejo postfuego actual cumple con los requisitos de conservación de la diversidad y calidad del pastizal.

La degradación de los recursos naturales en la mayoría de las ocasiones se inicia con la alteración de la cubierta vegetal, con lo que se reduce la infiltración del agua al subsuelo, se incrementan los escurrimientos superficiales y la erosión, el acarreo de sedimentos de las partes altas y medias a las partes bajas, que ocasionan efectos negativos como el azolvamiento de la infraestructura hidráulica y desbordamientos e inundaciones que se traducen en pérdidas sociales y económicas

Particularmente en la Cuenca Alta del Río Lerma (CARL), el desarrollo económico que ha tenido, además de la falta de planeación y manejo sustentable, han sido factores que han aumentado la presión y degradación de sus recursos naturales.

Sin lugar a duda, las obras y prácticas de conservación de suelo y agua, son la mejor opción para conservar, recuperar, rehabilitar y acondicionar áreas degradadas, con la finalidad de reincorporarlas a su uso original y a otras actividades productivas

Las obras y prácticas de CSA requieren de importantes sumas de recursos financieros, de una mayor voluntad política y de una decidida intervención de las autoridades, por lo que se considera una tarea difícil tanto para el Estado como para la sociedad civil, pero es evidente que de no actuar inmediatamente, posteriormente las implicaciones y los costos serán mayores.

### **Objetivo general**

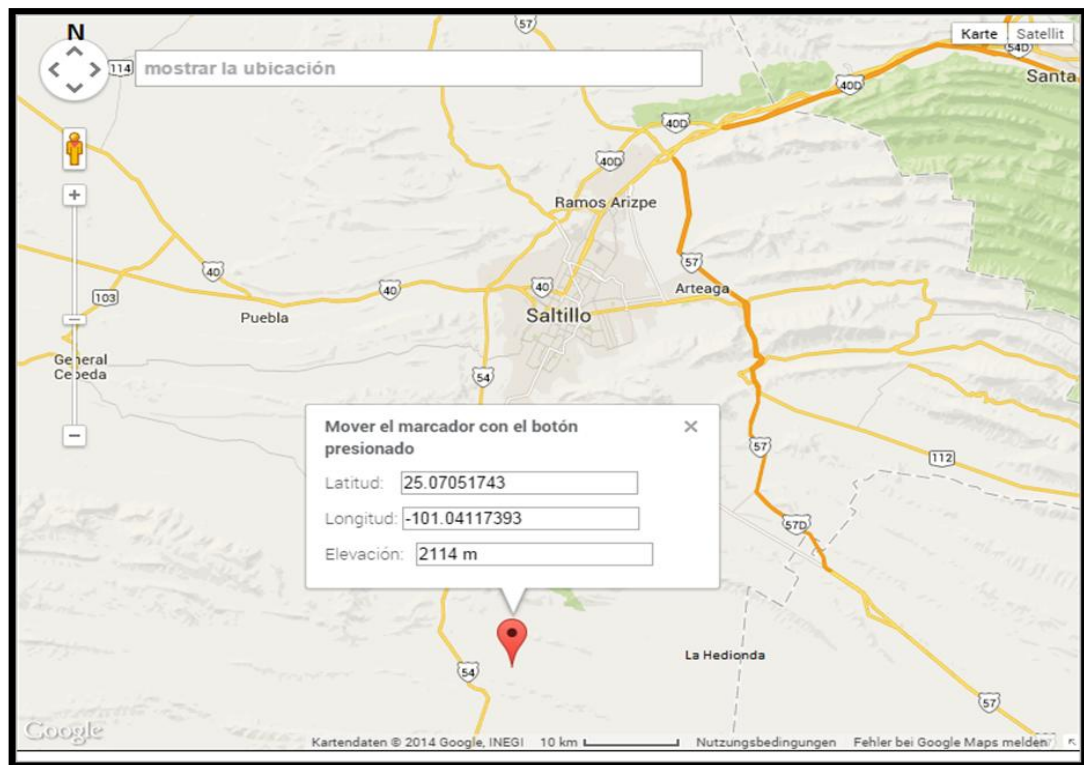
Determinar el efecto del pastoreo con dos cargas animal; carga animal alta (CAA) y carga animal mediana (CAM) sobre las características de suelo (porosidad, compactación, nivel nutricional) y vegetación (producción de forraje).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en el Rancho Experimental Demostrativo “Los Ángeles” propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro y en el Ejido “San Juan de la Vaquería” 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 que va hacia el ejido “La Hedionda” se recorren 14 Km. Las coordenadas geográficas son;  $100^{\circ}58'07''$  y  $101^{\circ}04'14''$  de longitud W y entre los  $25^{\circ}02'12''$  y  $25^{\circ}08'51''$  latitud N (DETENAL, 1970) (Figura 1).



**Topografía:** La altitud dentro del rancho en sus diversos potreros oscila entre los 2100 a 2400 msnm. Esto es de las partes altas a las más bajas. La superficie total de este predio es de 6184 Ha divididas en 20 potreros de diferentes dimensiones, de una manera general la superficie del rancho está comprendida de aproximadamente por 35% de sierra, 10% de lomeríos y 55% de valles (León, 2008; Hernández, 2008).

**Geología:** Sus características principales; zona de rocas sedimentarias, con preponderancia de rocas calcáreas en las colinas y suelos aluviales en el valle. (Guerrero y Hdz., 2007; León, 2008). 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 (Guerrero, 2007; 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 (León, 2008; Hernández, 2008).

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

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

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

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

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

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

**Vegetación:** La vegetación ha sido reportada por (León, 2008; Guerrero, 2007,

**Infraestructura:** Esta es de gran calidad ya que es de postes de tubo y 4 hilos de alambre de púa, en algunas cercas interiores hay postes de madera; en la mayoría de los potreros se cuenta con saladeros bebederos y aguaje. Para manejo de ganado en poca cantidad existe un corral de manejo entre las pastas 5 y 6, se cuenta con una bodega con capacidad aproximada de 40x20x7 m., dos casas habitación y una para visitas de estudiantes y otros (Flores, 1999).

### **Sitio de estudio**

El presente trabajo se desarrolló en el potrero 20 en el área del pastizal mediano abierto, del Rancho experimental “Los Angeles” propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

### **Ejido “San Juan de la Vaquería”**

**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) (Escobar, 1990).

El ejido “San Juan de la Vaquería” se encuentra ubicado en la región del cañón de Derramadero, perteneciente al municipio de Saltillo. La capital del Estado de Coahuila, es uno de los polos más representativos de la entidad, porque absorbe un número considerable de poblaciones y la mayor parte de las actividades económicas, tanto industriales como comerciales.

El municipio de Saltillo se encuentra al Sureste del Estado; colinda al Norte con el de Ramos Arizpe; al noroeste, con el de Gral. Cepeda; al Oeste, con el de Parras. Saltillo se encuentra entre los meridianos 100° y 101° longitud Oeste, los paralelos 24° y 25° longitud Norte; la altitud es de 1559 msnm. Su extensión territorial es de 6837 km<sup>2</sup>. La población total en el municipio de Saltillo, en 1980 fue de 335,348 hab., de los que 88.6% pertenecen a la zona urbana y 11.4% a la rural.

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

#### **Proceso de Infiltrabilidad**

Se seleccionaron dos sitios de estudio para hacer las pruebas de infiltración; en cada línea se realizaron 20 pruebas de infiltración y se

estimó a vista el porcentaje de pedregosidad del lugar y de cobertura aproximados. después de seleccionar las dos líneas, los sitios dónde se realizaron las pruebas de infiltración fueron escogidos de acuerdo a la pendiente del lugar, 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), por lo tanto fueron tres pendientes diferentes, ladera, pie de monte y valle respectivamente para cada localidad (Flores, 1999).

En cada línea se realizaron dos pruebas por cada pendiente haciendo un total de seis determinaciones de infiltración, así mismo de cada estimación de infiltración se tomaron dos muestras de suelo a una profundidad de entre 15 y 20 cm. y a una distancia del anillo de 2 m. a cada lado respectivamente. La colecta de las muestras de suelo se realizó en cada anillo haciendo un total de 2 muestras por los 12 anillos, las muestras de suelo, se colocaron en bolsas de papel para la posterior realización de la determinación de propiedades físicas y propiedades químicas de las muestras en los laboratorios del Departamento de Suelos de nuestra Universidad. Cada línea de muestreo estaba orientada de norte a sur en dos predios distintos para efecto de comparación. Rancho experimental “Los Ángeles” y “Ejido San Juan de la Vaquería”.

Para caracterizar el tipo de suelo se utilizó la capacidad agrológica de los suelos lo cual es una adaptación que presentan los suelos a determinados usos específicos, y brinda información acerca de la aptitud del terreno para un cultivo determinado. El método consiste en clasificar un territorio según las limitaciones que presenta respecto a los usos agrícolas, pecuarios y forestales. Para clasificar el suelo se divide su capacidad en siete clases agrológicas. Las cuales van de la I a la VII e indican los riesgos de daños al suelo o sus limitaciones los cuales van siendo progresivamente mayores de acuerdo a la clase.

### **Estimación de características del suelo:**

**Densidad aparente:** Se determinó por el método de la probeta el cual consiste en colocar un poco de suelo seco a la estufa en una probeta previamente secada y pesada luego se deben dar aproximadamente treinta golpes verticales a una frecuencia de aproximadamente uno por segundo con una franela, después se toma el volumen al que quedo el suelo y se elimina el peso de la probeta vacía y se utiliza la fórmula  $D_a = m_s / v_t$  donde  $D_a$ : Densidad aparente,  $m_s$ : Masa de los sólidos y  $v_t$ : es el volumen final del suelo compacto (Gandoy, 1991).

**Densidad de sólidos:** Se determinó por el método del picnómetro el cual consiste en pesar 10gr. de suelo seco a la estufa a una temperatura de

64°C durante 48 hr. Después añadir agua destilada hasta completar aproximadamente la mitad del volumen del picnómetro, calentar en la parrilla eléctrica y dejar a enfriar posteriormente llenar el picnómetro con agua destilada y tomar la temperatura tapar, secar el picnómetro y pesar., la fórmula utilizada fue  $D_s = m_s/v_s$ , donde  $m_s$ : es la masa de sólidos y  $v_s$ : es el volumen de los sólidos. (Gandoy, 1991).

**Contenido de materia orgánica:** Se usó el método de Walkey y Back, (titulación con ac. sulfúrico), el cual consiste en pesar 1gr de suelo seco a la estufa, y colocarlo en un matraz erlenmeyer de 500ml. agregar 10 ml de dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$  1N) y 20ml de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado, dejar enfriar y agregar 200ml de agua destilada y 4 gotas de indicador ortofenantrolina, titular con  $FeSO_4$ . (Aguilar, y col., 1987).

**Textura:** Se determinó por el método del hidrómetro Bouyoucus, el método consiste en: secar la muestra de suelo en estufa, calibrar el hidrómetro con el hexametáfosfato y agua destilada, pesar 40 gr. de suelo seco, agregar 50 ml de hexametáfosfato y agitar durante 5 min. Pasar la muestra a un cilindro de sedimentación (probeta de 1000 ml.), y aforar a 1000 ml. Agitar con agitador manual y a los treinta segundos introducir el hidrometro y registrar la lectura y temperatura, esperar 120 min. y tomar la segunda lectura y temperatura. (Gandoy, 1991), Los datos se interpretan utilizando la fórmula:

$$P = \frac{(R+AR)-(R_c+AR_c)}{W} \cdot (100)$$

Dónde: R: lectura del hidrómetro.

AR: Corrección por temp. En la probeta.

R<sub>c</sub>: Lectura del hidrometro en solución dispersora.

Arc: Corrección por temperatura En el cilindro de sedimentación con solución dispersora.

W: Peso seco de la muestra

**pH:** Utilizando un potenciómetro, en vasos de precipitado se coloca aproximadamente 40gr. de suelo y llenar hasta la mitad del volumen del vaso con agua destilada y posteriormente tomar la lectura con el potenciómetro. (Aguilar y col., 1987).

**Presencia de carbonatos:** Se determinaron por titulación con hidróxido de sodio. Primero se pesan 5 gr. de suelo seco a la estufa, colocar en un vaso de precipitado, agregar 100ml de ácido clorhídrico 1N, cubrir con un vidrio de reloj y agitar, dejar reposar 3 hr. Tomar 20ml del líquido y colocar en un matraz de 250ml. agregar 6 ó 8 gotas de bromotimol-azul y titular con hidróxido de sodio. (Aguilar y col., 1987).

Espacio Poroso: Por la fórmula  $E = 1 - D_a/D_s$ , dónde  $D_a$ : es densidad aparente y  $D_s$ : es densidad de sólidos.

Nitrógeno Total: utilizando la siguiente Fórmula:  
 % NT=% MO/20, dónde; % MO: Por ciento de materia orgánica.

**Capacidad de intercambio catiónico:** utilizando la siguiente Fórmula:

$$CIC= (\%Arcilla*0.5) + (\%MO*2),$$

Dónde: %MO: Por ciento de materia orgánica.

### Determinación de infiltrabilidad

La Infiltración, se tomó utilizando, un tubo PVC de 30 cm y 4 “, primeramente, se enterró a los 10 cm, se llenaron de agua hasta el nivel del tubo, inmediatamente se calibraba el cronómetro para registrar la primera lectura a los 60 segundos esto cada minuto hasta llegar al minuto diez, después de este tiempo, se tomaron lecturas cada 3 minutos hasta completar 19 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.

n = 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

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

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

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

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<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.

## **Los materiales que se usaron para el análisis de muestras de suelo en el Laboratorio en general:**

### **Materiales:**

Matraz de 250 ml

Probeta de 20 ml

Probeta de 1000 ml

Vaso de precipitado

Piceta de 100 ml

Piceta de 250 ml

Termómetro

Cronómetro

Hidrómetro

Potenciómetro

Conductivímetro

Varilla manual de metal

Balanza analítica

Oster

Pipeta de 10 ml

Pipeta de 30 ml

Suelos tamizados y secos

Vasos de unisel 150 ml

### **Reactivos y Soluciones**

Ácido Sulfúrico Concentrado

Soluciones Buffer, pH 4, 7, 10.

Hexametáfosfato

Sulfato Ferroso

Dicromato de Potasio

Indicador ortofenantrolina

Agua destilada

### **Análisis estadístico**

Se efectuó un diseño de parcelas divididas donde:

Asimismo se realizó un análisis de comparación de medias

Reeditarlo de acuerdo a los análisis realizados.

## REVISIÓN DE LITERATURA

### **Análisis de los factores que afectan la relación precipitación escurrimiento en una zona semiárida del norte de México**

La explotación irracional de los recursos naturales, que a veces realiza el hombre, se refleja en la alteración de los fenómenos y procesos que ocurren en la naturaleza. En México, más de dos terceras partes del territorio están sujetas a una aridez climática; por ello, la comprensión de los procesos ambientales y edáficos puede ayudar a conocer la presión que ejercen los diferentes sistemas productivos. En las zonas áridas y semiáridas de México la relación precipitación escurrimiento es uno de los indicadores que más es afectado por la presión de los diferentes sistemas de producción. Las sequías recurrentes (Nouvelot y Descroix, 1996; Descroix *et al.*, 1997), aunadas a la ganadería extensiva, principal actividad económica en estas zonas, provocan un fuerte sobrepastoreo en grandes extensiones de terreno (Anaya y Barral, 1995; Anaya, 1998). A su vez, este sobre pastoreo origina otro tipo de efectos en el suelo, como la erosión, la disminución en la capacidad de almacenamiento del agua y la baja fertilidad, que pueden llegar a degradarlo de manera irreversible. Dada la fragilidad de los ecosistemas presentes en las zonas áridas y semiáridas, resalta la importancia de los estudios que consideran la relación entre la precipitación pluvial y el funcionamiento hídrico superficial; se liga este funcionamiento a las características intrínsecas del suelo y a sus estados de superficie. En este sentido, un gran número de investigadores se ha abocado a la comprensión del funcionamiento hidrodinámico de los suelos a través del estudio de su comportamiento en superficie (procesos superficiales) y de su comportamiento interno (procesos subterráneos) (Ambroise, 1998). En el estudio de los procesos superficiales, la concepción más conocida es la propuesta por Horton (1933), en la que señaló que el escurrimiento se genera cuando la intensidad de la lluvia sobrepasa la capacidad de infiltración del suelo. A este proceso, conocido como escurrimiento por excedencia de infiltración (*infiltration excess surface runoff*), se le asocian otros dos procesos: escurrimiento por saturación (*saturation excess surface runoff*), que da origen al escurrimiento una vez que se satura el suelo, y el escurrimiento originado por ex filtración (*return flow*), en manantiales, zonas hidromorfos, etc. Por otra parte, en el estudio de los procesos subterráneos, el escurrimiento hipodérmico (*interflow*) se ha investigado ampliamente, tanto en condiciones saturadas, como no saturadas (Ambroise, 1998); este escurrimiento se puede acelerar o amplificar según el tamaño de los macroporos que conforman la matriz del suelo (Germann, 1990). La principal diferencia entre ambos procesos, superficial y subterráneo, es la velocidad con la que se desplaza el agua, pudiéndose presentar, de manera simultánea o sucesiva, al combinarse una serie de condiciones y factores que son variables en espacio y en tiempo (Hursh y Brater, 1941). Otros investigadores han señalado la importancia que tienen los estados de superficie de los suelos en su capacidad de

infiltración o escurrimiento (Valentin, 1985; Casenave y Valentin, 1989; Boyer, 1999; Viramontes, 2000; Descroix *et al.*, 2002).

Durante los últimos 30 años, los trabajos de investigación se han orientado hacia el análisis de las interacciones entre los procesos de la hidrodinámica en el suelo y los factores que la condicionan (pedregosidad, vegetación, rugosidad, pendiente, tipo de suelo y carga animal). Estos trabajos, desarrollados en una amplia gama de condiciones climáticas y edáficas que van desde las zonas áridas hasta los climas templados, pueden ser diferenciados por el enfoque de su planteamiento (Collinet, 1988). Un primer enfoque experimental consiste en la instalación de parcelas que van desde un metro cuadrado hasta varias centenas de metros cuadrados, mediante las cuales es posible determinar ciertas interacciones entre los procesos y la intensidad de los factores que los condicionan. Un segundo enfoque, más extensivo, consiste en una visión a escala de grandes superficies (varias decenas de hectáreas o más) donde la variabilidad espacial y temporal de los factores toma una importancia mayor.

En la zona norte de México, los trabajos realizados han seguido ambos enfoques y se han desarrollado en diferentes ambientes climáticos: áridos con una precipitación media anual inferior a 200 mm (Delhoume, 1997), en ambientes semiáridos de 400 mm (Estrada, 1999; González, 2002) y en ambientes subhúmedos (600 mm) (Descroix y Poulénard, 1995; Descroix y Nouvelot, 1997; Buendía, 1998; Pérez, 1998; Viramontes *et al.*, 2004). En esos trabajos, los autores lograron establecer ciertas relaciones entre los procesos hidrológicos y los factores que los condicionan, tanto en las parcelas, como en la cuenca vertiente, resaltando el papel que juegan la vegetación y la lluvia.

El presente estudio forma parte de los trabajos que se han venido realizando en la zona semiárida del norte de México (parte media de la cuenca del río Nazas) y tiene el objetivo de analizar los factores que afectan la relación precipitación-escurrimiento.

### **Efecto de la costra biológica sobre la infiltración de agua en un pastizal**

Las tierras de pastizal comprenden los ecosistemas de mayor extensión en el mundo (49% de la superficie emergida del globo terráqueo), los cuales producen el 75% del forraje consumido por especies de ganado doméstico y la fauna silvestre del mundo, mientras que en México el 40.1 de sus casi 198 millones de hectáreas se clasifica dentro de este tipo de ecosistema (Huss y Aguirre, 1978). En proporciones más o menos semejantes, el estado de Durango comprende al menos el 35.5% de tierras de pastizal, de las cuales el 14.7% son zacatales, un tipo particular de pastizal (INEGI, 2001).

Actualmente, en el nuevo concepto de salud del pastizal, se consideran tres atributos de los ecosistemas: la estabilidad del suelo y el sitio, su

funcionamiento hidrológico y, su integridad biótica. El primero se define como la capacidad del sitio de pastizal para limitar la redistribución y pérdida del recurso suelo, el segundo se refiere a la capacidad del sitio para captar, almacenar y liberar en forma segura el agua de la precipitación y, el último hace referencia a la capacidad de la vegetación para resistir y recuperarse de un disturbio, lo cual refleja la capacidad del sitio para soportar una comunidad, estructural y funcionalmente característica (Herrick *et al.*, 2005). En un clima donde la precipitación es relativamente escasa y mal distribuida, la cosecha de agua en el suelo es de suma importancia y una de las limitaciones más importante a la producción y productividad ganadera. Esta cosecha de agua se ha venido deteriorando conforme los pastizales se degradan, como efecto del sobrepastoreo y las sequías recurrentes sobre la vegetación y el mismo suelo. Todo lo anterior conduce a pérdidas de agua y suelo de los sitios de pastizal.

Con relación a la pérdida de agua en estos ecosistemas como consecuencia de la disminución en su capacidad de infiltración, algunos autores mencionan a las costras del suelo como un factor importante (Belnap, 2001a; Belnap, 2001b; Warren y Eldridge, 2001). En el caso de las físicas al parecer no existe duda sobre su efecto negativo (Belnap, 2001b), no así con las biológicas sobre las que existe poca información en nuestro país, además de que en la literatura se presenta controversia sobre el tipo de efecto que éstas presentan sobre la capacidad de infiltración de agua de los suelos de pastizal (Warren, 2001). Las costras biológicas son el resultado de una relación fuerte entre las partículas del suelo y cianobacterias, algas, hongos, líquenes, y briofitas en diferentes proporciones, los cuales viven sobre el suelo o inmediatamente en los primeros milímetros del suelo. Las partículas del suelo son agregados de esta biota y forman una capa coherente sobre el suelo (Bates *et al.*, 2006; Belnap *et al.*, 2001a; Reddy *et al.*, 2006). El buen manejo para tener buena producción vegetal en los zacatales, matorrales y sabanas ayuda a minimizar la erosión del suelo, controlar los flujos de agua y mantener los procesos de recuperación biótica, tres aspectos de alguna manera estrechamente relacionados. En los ecosistemas áridos y semiáridos, las cianobacterias fotosintéticas y los líquenes que crecen en los pocos centímetros superiores del suelo forman una costra que juega un papel importante en la estabilización del suelo (Belnap, 2001a; Warren, 2001). Estos organismos vegetales ayudan a crear la estructura del suelo, ciclan nutrientes e incrementan la infiltración, reduciendo los escurrimientos superficiales, las pérdidas de suelo y nutrientes y permitiendo a las plantas tolerar mejor los disturbios y recuperarse de los mismos (Herrick *et al.*, 2005). Coincidiendo con los autores anteriores, Belnap *et al.* (2001b) consideran que la costra biológica mejora la infiltración, disminuye la erosión y ayuda al establecimiento de las plántulas en comunidades desérticas con ambientes rigurosos. Estos autores también mencionan que algunos observadores creen que esta costra sella la superficie del suelo e incrementa los escurrimientos superficiales. Al parecer lo anterior está relacionado con procesos de secado y

humedecimiento de la misma costra, que retarda o mejora la tasa de infiltración. El objetivo de este trabajo fue comparar las tasas de infiltración de agua en el suelo en tierras de pastizal mediano abierto del norte del estado de Durango con y sin costra biológica.

### **Engorde intensivo (feedlot), elementos que intervienen y posibles impactos en el medio ambiente**

Los esquemas de producción de carne vacuna son esencialmente pastoriles y se basan en la capacidad de los rumiantes para aprovechar los forrajes fibrosos y transformarlos en carne. De esta forma el ser humano puede conseguir un alimento de alta calidad biológica a partir de materiales que no puede consumir directamente.

Los extremos en las formas de producir carne están representados por los “sistemas extensivos” netamente pastoriles, a base de forraje, el que es cosechado directamente por los vacunos, sin ninguna adición extra de alimento por parte del hombre; y por los “sistemas intensivos” de producción, donde el total del alimento consumido es suministrado diariamente por el ser humano.

El sistema de Engorde intensivo de vacunos o Engorde a corral es una tecnología de producción de carne con los animales en confinamiento, y dietas de alta concentración energética y alta digestibilidad.

La tecnología de engorde a corral puede adaptarse y acoplarse a un sistema pastoril, y constituir así un sistema “semi-intensivo”. Por lo tanto, según los objetivos de producción se originan dos tipos de estrategias distintas:

- 1) Sistema de engorde intensivo “perse” o *Feedlot*, y
- 2) Engorde o *terminación a corral*, como *herramienta de intensificación* inserta en un planteo pastoril.

Los objetivos del *Feedlot* son obtener una alta producción de carne por animal, de calidad, y con alta eficiencia de conversión (kilos de alimento / kilo de carne). Existen 2 tipos a su vez, los *propios*, en el cual el *feedlot* es el propietario de los animales, y el tipo *hotelería*, que ofrece el servicio de engordar animales a terceras personas que no pueden terminarlos hasta la venta. Alquilan la estructura y el “know-how”. Entre los demandantes de este servicio figuran:

- ◆ productores que reordenan su planteo ganadero y prefieren delegar la terminación (etapa de engrasamiento final) de los novillos a partir de los 330-350 kg de peso para llevarlos a peso final de 420-450 Kg.
- ◆ Productores para otorgar mayor valor comercial a las terneras para faena.
- ◆ Inversores que buscan rentas mayores a las financieras, si tienen habilidad para la compra venta.
- ◆ Frigoríficos que desean tener un stock vivo “gordo” para atender eventuales épocas de falta de ganado.
- ◆ Supermercados, por la creciente exigencia de los consumidores en

calidad y uniformidad de la carne en la góndola (Rivarola, 1998).

En el caso de la utilización del *engorde a corral dentro del sistema agrícola-ganadero* donde el forraje constituye la mayor proporción del total de alimento consumido por el vacuno en todo el período de su invernada, los objetivos de esta técnica se amplían mucho más. Entre ellos podemos citar:

Dar *valor agregado al cereal* transformándolo en carne. En muchos casos es prioritario el engorde intensivo para mejorar la comercialización del cereal de producción propia.

♦ *Liberar campo* para otras actividades o categorías con mayor rentabilidad por hectárea. La utilización de concentrados, tanto a corral como en suplementación, reduce la demanda de forraje, permitiendo liberar superficie destinada a pastoreo.

♦ *Engorde de oportunidad*. Existen momentos en que el precio de la hacienda está alto y el de los cereales bajos, con lo cual conviene terminar ganado en base a concentrados.

♦ *Para acortar la duración del ciclo de invernada*, incrementando el ritmo de aumento de peso. Esto se logra por el doble efecto de mayores ganancias diarias y por lograr un mismo grado de engrasamiento de la res a pesos menores.

♦ *Lograr un buen grado terminación de los animales*. El engrasamiento final a base de granos se hace más rápido, más parejo, mejor rendimiento a la faena.

♦ *Cambio de categoría*. Intensificar el ritmo de engorde en algunas categorías permite transformarlas rápidamente en categorías de mayor valor. Por ejemplo, terneras antes de que se pasen a vaquillonas, novillos livianos antes que pasen a novillos pesados, etc.

♦ *Aprovechar la estacionalidad de los precios de la hacienda*. Se puede llegar con animales gordos en momentos de escasez de hacienda al lograr una mayor independencia de los factores climáticos, ya que la dieta no depende de la disponibilidad y calidad de las pasturas o verdeos.

♦ *Cubrir las escaséales estacionales de oferta y calidad forrajera*. La utilización de granos puede buscar aumentar la carga animal total o mantenerla en momentos de baja oferta de forraje, o de corregir desbalances nutricionales (generalmente falta de energía).

♦ *Aprovechamiento de ciertos tipos de residuos o subproductos industriales*. Se puede transformar en carne algún subproducto de menor precio que el grano. Por ejemplo, afrechillo de trigo, semilla de algodón, cama de pollo, cáscara de arroz, pulpa de citrus, etc. (Passano y Carullo, 1995)

En países como Estados Unidos y Canadá, este sistema es ampliamente usado para engordar todos los novillos. En Australia, Nueva Zelanda, y desde hace un poco más de una década en Argentina, se usa también como herramienta de intensificación, ya que estos países tienen zonas con características ecológicas para realizar buenas invernadas a nivel extensivo, y además otras, donde la suplementación con concentrados cierra todo el sistema.

Ambos sistemas de producción de carne, extensivo e intensivo, tienen

efectos sobre el medio ambiente. Uno de ellos es el “efecto invernadero”, en el que participan cuatro gases distintos, de los cuales tres pueden provenir de las actividades ganaderas: dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), y el cuarto, los clorofluorocarbonos (CFC), de la actividad industrial (refrigerantes). La acción de éstos consiste en atrapar la radiación infrarroja en la atmósfera, impidiendo que escape al espacio, y así el planeta sufre un calentamiento atmosférico gradual. La forma de expresión de estos gases es en “*millones de toneladas de carbono equivalente*” (MtCO<sub>2</sub>-e), y el “*potencial de calentamiento global*” (PCG) de cada gas se refiere al del CO<sub>2</sub> que toma el valor de uno. Así, el CH<sub>4</sub> tiene un PCG 21 veces superior al del CO<sub>2</sub>, y el N<sub>2</sub>O tiene un PCG de 310 veces más que el del CO<sub>2</sub>. La contribución de estos gases al efecto invernadero, según datos de 1993, fue: CO<sub>2</sub> 62%; CH<sub>4</sub> 20%; CFC 12%; N<sub>2</sub>O 4%; otros 2% (Berra y col. 1994).

Orígenes de la producción de gases con efecto invernadero que están conectados con la actividad ganadera:

- ◆ La producción de CO<sub>2</sub> proviene de la deforestación para liberar superficie para cultivos (que se transformarán luego en forraje conservado como silo o heno, o en grano, ambos para alimentación del ganado) o para pastoreo directo. La disminución del número de árboles disminuye el consumo de CO<sub>2</sub> por fotosíntesis, y la quema de la madera origina CO<sub>2</sub> de combustión. También se elimina este gas por el uso de combustible para la maquinaria agrícola.

- ◆ Las emisiones de CH<sub>4</sub> provienen de la fermentación ruminal de las fracciones carbonadas, a través del eructo, y de fermentación anaeróbica del estiércol. Los animales y sus excretas producen alrededor del 23% del metano de todo el planeta

- ◆ Las emisiones de N<sub>2</sub>O provienen del uso de fertilizantes químicos con nitrógeno en cultivos para forrajes y obtención de cereales para la dieta de los animales en engorde, y en cantidades mucho más pequeñas, del estiércol. Es un subproducto minoritario de los procesos de nitrificación y desnitrificación (D’Silva, 2000).

Los seis países con mayor responsabilidad en la producción de metano son: ex-Unión Soviética (13%), Brasil (12%), India (10%), USA (9%), China (6%) y Australia (2%) (Berra y col, 1994).

Según datos de inventario de Australia de 1999, el subsector ganadero bovino de ese país liberó a la atmósfera 62,6 MtCO<sub>2</sub>-e. El principal gas considerado es el CH<sub>4</sub>, aportando la metanogénesis de la fermentación ruminal el 97% y la del estiércol de los sistemas intensivos el 3%. La emisión de N<sub>2</sub>O desde el estiércol contribuyó al total de los gases con efecto invernadero con menos del 0,1% según estimaciones a partir de la composición nutricional de las dietas en encierre a corral (Hagarty, 2001).

En Argentina, datos de 1997 arrojaron una producción de gases con efecto invernadero de 76,77 MtCO<sub>2</sub>-e. De éstas, 31,4 MtCO<sub>2</sub>-e correspondieron a las actividades agropecuarias (41%) y a su vez, 26,3 MtCO<sub>2</sub>-e fueron emitidas por la actividad ganadera (88%) (Finster, 1999).

Otros impactos en el ambiente provenientes de la actividad ganadera intensiva a corral, corresponden al causado por *los efluentes* que se originan por la recolección de los desagües a raíz de las precipitaciones, y al causado por el *manejo de las excretas de los animales*, en y fuera de los corrales. El engorde a corral genera grandes cantidades diarias de residuos orgánicos (grandes consumidores de oxígeno), con importantes aportes de nitrógeno y fósforo, además de patógenos, que vehiculizados por el agua pueden producir enfermedades en las personas. Todos pueden constituir peligro potencial de contaminación del suelo, los cursos de agua superficiales y subterráneos por escorrentías y filtraciones, y de la baja atmósfera por el gas amoníaco. Estas contaminaciones contribuyen al *proceso de eutrofización de los ecosistemas acuáticos*. Si estos residuos llegan a los cuerpos de agua sin ningún tratamiento, aumentan la cantidad de nutrientes para los organismos productores (algas), con lo cual aumentan su biomasa. En los momentos de oscuridad, por su actividad metabólica consumen oxígeno disuelto en agua, disminuyendo la disponibilidad del oxígeno para la vida acuática (Dyer, 1975; Fernández Cirelli y col., 2002).

Además, figuran como *contaminantes del aire* las partículas de *polvo* que pueden levantarse, principalmente en zonas semiáridas o épocas calurosas de baja precipitación, y ventosas. Puede crear zonas de baja visibilidad en las rutas adyacentes, inconvenientes en poblaciones lindantes y agravar posibles enfermedades respiratorias de los bovinos. Está relacionada también, con la superficie destinada a cada animal dentro del corral de engorde.

La emisión de *gas amoníaco* a partir del nitrógeno de las excretas se disipa en la atmósfera, y además es de feo *olor* (Shultz, 1993).

El estiércol, por su contenido de materia orgánica y humedad, es un sustrato sumamente propicio para la *proliferación de moscas*, especialmente en zonas húmedas (Dyer, 1975).

Los objetivos de la presente monografía se centrarán en:

- ◆ Descripción de los componentes del sistema de Engorde a corral (Feedlot), principalmente de aquellos que tienen importancia en el impacto al ambiente.
- ◆ Descripción de los posibles impactos en el medio ambiente.
- ◆ Enumeración de las estrategias existentes y en estudio para mitigar los efectos adversos en el medio ambiente.

### **Cambios en la diversidad funcional de la vegetación en la región centro de sonora y su efecto en la dinámica de nitrógeno y respiración del suelo**

En el sudoeste de Estados Unidos y noroeste de México, en particular en el estado de Sonora, la actividad ganadera de bovinos ha sido por varios siglos el principal usuario de la mayor parte de la vegetación de su territorio, especialmente por el pastoreo y ramoneo de la gran diversidad de especies nativas (Hernández, 2006), modificando la vegetación natural



por el ganado doméstico introducido desde entonces (Castellanos 1992, Castellanos et al., 2002; Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Castellanos et al., 2009). Hace aproximadamente 50 años, con el fin de aumentar la producción de forraje para alimentar el ganado e incrementar la productividad de los ranchos, se introdujo a América subtropical el zacate buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link; sin = *Cenchrus ciliaris* L.), un zacate procedente de África (Patrocipis, 1995), el cual se estima que ocupa cerca de 10 millones de hectáreas en el sudoeste de Estados Unidos y norte de México (Cox, 1991), de las cuales alrededor de 1.6 millones de hectáreas han sido desmontadas y sembradas con este zacate en el estado de Sonora (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006). En la introducción del zacate buffel se ignoraron aspectos ecológicos (Burquez-Montijo et al., 1996) y de funcionamiento del ecosistema (Castellanos et al., 2002), pudiendo ocasionar este tipo de perturbación, cambios irreversibles en el funcionamiento del ecosistema (Lovich y Brainbridge, 1999), lo cual puede haber contribuido a que gran parte de esas sabanas fracasaran y se deterioraran.

En estas aéreas desmontadas no se sabe que especies han logrado colonizar con el paso de las décadas. No se ha documentado de manera sistemática los agrupamientos de plantas en ecosistemas naturales y sabanas de buffel, de acuerdo a características funcionales semejantes, que les confieren similar capacidad de respuesta ante una perturbación (sequía, sobrepastoreo, fuego, inundación, etc.); a estas agrupaciones se les denomina grupos funcionales, a mayor presencia de grupos funcionales mayor es la diversidad funcional (Gitay y Noble, 1997). Es importante conocer la diversidad funcional para relacionar las plantas presentes, su efecto en el funcionamiento del ecosistema completo y la expectativa de respuesta ante un evento o perturbación al que éste sea sometido.

Uno de los componentes determinantes en los cambios del funcionamiento del ecosistema, debido a la perturbación y cambio de cubierta vegetal, es la modificación de la dinámica de nutrientes. De los nutrientes del suelo, el nitrógeno es el más limitante para el crecimiento de las plantas, en especial en ecosistemas áridos y semiáridos (Schlesinger et al., 1996; Chapin et al., 2002; Whitford, 2002).

Además de Sonora, en varias zonas áridas y semiáridas del mundo, por ejemplo en Australia y en Brasil, se ha eliminado vegetación natural dominada por árboles y arbustos, varios de la familia de las leguminosas, para introducir sabanas de zacate buffel. Con el paso de las décadas se ha visto en estos ecosistemas, una disminución del contenido de nitrógeno del suelo (Menezes et al., 2002; Mathers y Dalal, 2004; Mathers et al., 2006; López-Robles, 2007) que nos indica que se han visto afectados procesos del ecosistema modificado.

La mayor parte del nitrógeno del suelo está contenido en la materia

orgánica producto de desechos animales, plantas, hongos, bacterias muertos y materia orgánica humificada (Schlesinger, 1997), el cual no está disponible inmediatamente para las plantas, sino solo después de procesos de descomposición y posterior mineralización. La descomposición y mineralización son llevados a cabo por una comunidad muy dinámica de microorganismos del suelo (Huxman et al., 2004; Osler y Sommerkorn, 2007).

La tasa de respiración del suelo es un parámetro que se ha usado para estimar la actividad biológica en los ecosistemas terrestres (Lundegardh, 1927; Kucera y Kirkham, 1971), dado que provee un índice de la tasa de mineralización de la materia orgánica y de la actividad de los microorganismos del suelo (Ewel et al., 1987). Al igual que los cambios en los procesos de mineralización de nitrógeno debido a la heterogeneidad espacial que representan las islas de fertilidad, la respiración del suelo de un ecosistema desértico puede presentar una variación espaciotemporal importante. La tasa de respiración resulta de la tasa de producción de  $\text{CO}_2$  por los organismos vivos del suelo y las raíces de las plantas, modificada por factores que influyen el movimiento del  $\text{CO}_2$  en el suelo (Raich y Schlesinger, 1992), y factores ambientales como la temperatura y humedad que afectan la productividad del ecosistema y los procesos de descomposición – mineralización, con los cuales existe una cierta correlación. Algunos estudios han encontrado una relación positiva entre la respiración del suelo, la temperatura (Singh y Gupta, 1977; Raich y Schlesinger 1992), la humedad y el uso de suelo (Dugas, 1993; Lloyd y Taylor 1994; Marra y Edmonds, 1996).

El conocimiento de los procesos de respiración en el suelo, en particular en zonas áridas y semiáridas, es aún incompleto (Raich y Potter, 1995), y no existe información publicada de la tasa de respiración en ecosistemas naturales modificados a sabanas de zacate buffel en Sonora, aunque algunas cuantificaciones preliminares muestran tasas de respiración elevadas en pastizales de este zacate (Castellanos y Koch, com. pers.).

La eliminación de la cubierta vegetal por perturbaciones como pastoreo del ganado (Andrioli et al., 2010), desmonte (López- Robles, 2007) o por fuego (Ford et al., 2007; Durán et al., 2009) puede afectar los procesos y el funcionamiento del ecosistema, resultando en modificaciones que pueden llevar a disminuir paulatinamente la mineralización de nitrógeno del suelo.

La dinámica del nitrógeno y la respiración, involucran importantes procesos del suelo relacionados con la descomposición y mineralización de la materia orgánica, y que cobran importancia por su efecto en la disponibilidad de nutrientes para las plantas y microorganismos (Schlesinger et al., 1996). El presente estudio se enfocó en estudiar la

dinámica del nitrógeno y respiración del suelo en el matorral subtropical de la región central de Sonora, tratando de elucidar cuáles son los cambios en la concentración y dinámica de nitrógeno del suelo al modificarse la cubierta vegetal nativa a sabana de buffel y qué factores microambientales determinan los cambios estacionales en la dinámica de nitrógeno y respiración del suelo. También se estudiaron los cambios en la diversidad de especies y diversidad funcional (Gitay y Noble, 1997) del ecosistema natural y sabana en el matorral subtropical de la región central de Sonora. Es importante conocer estos cambios, debido a la gran extensión del norte de México y suroeste de Estados Unidos, que ha sido modificada a sabana y el riesgo de improductividad, erosión y degradación irreversible de su biodiversidad.

### **Efecto de la presión de pastoreo y fertilización NPK en la producción de forraje de la asociación kikuyo-maní forrajero en el estado Mérida**

En el trópico y especialmente en la zona alta del estado Mérida, es difícil disponer de leguminosas que se adapten comercialmente al manejo intensivo de las pasturas, causando una dependencia de insumos externos para compensar la calidad y cantidad de forraje producido. Asimismo, es importante buscar alternativas forrajeras para los potreros localizados en suelos de baja fertilidad e inclinados, con alto riesgo de erosión y con poca capacidad de sustentación.

La especie *Arachis pintoi* puede catalogarse tentativamente como la leguminosa tropical ideal para el pastoreo en asociaciones con gramíneas, debido a que resiste el pisoteo por la presencia de estolones, tolera la sombra, soporta periodos cortos de sequía y es muy aceptable por el animal. Además, se ha considerado como un buen ejemplo para la selección y caracterización de especies nuevas con potencial forrajero (Valls y Pizarro, 1995), especialmente por ser una planta con amplio rango de adaptación climática (0- 1.800 msnm, con precipitación total anual hasta 3.000 mm). También puede crecer en suelos ácidos, de baja fertilidad y preferiblemente arenoso con más de 3% de materia orgánica (Rincón y Argüelles, 1991).

Esta leguminosa presenta buenos contenidos de proteína cruda y digestibilidad in vitro de la materia seca, en el orden de 16-19% y 58-69%, respectivamente (Lascano, 1995), cuyo aspecto sería importante en la alimentación del rebaño lechero de la zona alta del estado Mérida, ya que este sistema se sustenta principalmente en el pastoreo del kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), pastos de corte y altas cantidades de alimento concentrado, ocasionando una baja rentabilidad en estos sistemas de producción, a pesar de su alta eficiencia productiva.

La incorporación de leguminosas en pasturas de kikuyo u otras gramíneas adaptadas podría ser una alternativa para incrementar la calidad del forraje consumido, permitiendo de esta manera, disminuir los costos de producción, manteniendo o aumentando la producción de leche. En el

caso de maní forrajero, es conveniente probar su comportamiento en condiciones variadas de pastoreo y fertilización en zonas de clima frío. Para evaluar esta asociación se condujo un ensayo con el objetivo de determinar la mejor presión de pastoreo y fertilización con nitrógeno, fósforo y potasio sobre las variables forrajeras de la asociación kikuyo-maní forrajero.

### **Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión**

En México, existe poca información y controversia sobre el uso y manejo de los ecosistemas forestales para satisfacer necesidades de la sociedad. Las actividades convencionales de extracción de trocería y apacentamiento conjuntamente con la producción de agua parecen estar contrapuestas. El manejo sustentable de los bosques debe contemplar la satisfacción de las necesidades de desarrollo económico, estabilidad social y conservación de los componentes y funciones de los ecosistemas forestales. Por esta razón, es esencial que el impacto potencial al suelo y al agua por el manejo de un sitio no persista más allá de los periodos de regeneración y recuperación del arbolado y del bosque, ambos para mantener la productividad del sitio y la producción de agua en cantidad y calidad promedio de la cuenca (Croke *et al.*, 2001). Huang (1998) enfatizó que la compatibilidad de uso forestal y pecuario en sistemas silvícolas está en la asignación de áreas y tiempos de interacción de uso para cada actividad. Consideró que los beneficios van más allá desde el punto de vista económico, uso de recursos y reducción de riesgos de plagas e incendios en el bosque. Luo *et al.* (1999) mencionaron que los sistemas silvopastoriles son una actividad tradicional, por ello, es necesario considerar esta relación con una visión integrada a los aspectos social, económico y cultural más que en términos exclusivos de silvicultura o ciencia animal, al ser poco probable aislar estas actividades.

Desde el punto de vista de la conservación del suelo y del agua, el manejo y las actividades de extracción de trozas son cuestionados cuando, por la alta intensidad de su aprovechamiento del arbolado y las operaciones de abastecimiento en el bosque, actividades que reducen la vegetación forestal, perturban y exponen el suelo superficial a los efectos de las lluvias, alteran y modifican las propiedades del suelo, reducen la capacidad de infiltración, incrementan la pérdida de suelo por erosión hídrica. Otras actividades forestales, como el tráfico de vehículos, el arrastre de la trocería, las maniobras de carga y transporte, la construcción de caminos de extracción y la remoción y disturbio vegetal de la superficie del suelo, son efectos negativos que reducen la infiltración e incrementan los escurrimientos superficiales y la erosión de suelo (Baharuddin *et al.*, 1996; Croke *et al.*, 2001).

Abeli y Sawe (1999) encontraron que la infiltración se redujo entre 36 y 96% en bosques de Tanzania perturbados durante las actividades de

manejo de las trozas y su extracción. Zang y Zhang (1999) mencionaron que la composición de la hojarasca de diferentes especies de coníferas y hojas mejora las condiciones del suelo para la infiltración, reduce el escurrimiento y la erodabilidad al absorber, interceptar la lluvia y funcionar como barrera y detención propiciando mayor tiempo al agua para penetrar la superficie del suelo. Arifeen y Chau dhry (1998) señalaron que existe menor escurrimiento y menor erosión en cuencas de uso forestal (16% y 158 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), en contraste con cuencas de uso agrícola-forestal (18% y 332 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), de uso pecuario (21% y 340 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y de uso agrícola (26% y 332 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Belsky y Blumenthal (1997) mencionaron, para los bosques y los suelos del oeste de Estados Unidos, cambios estructurales y en composición debido a la supresión al fuego, la corta selectiva y la ganadería, factores que contribuyen a la alteración de la dinámica de la biomasa, la densidad de la vegetación herbácea y la cantidad de combustibles finos. Yates *et al.* (2000) estudiaron los efectos del apacentamiento histórico en terrenos maderables fragmentados de *Eucaliptus salmonophloia*, y encontraron una relación negativa con la declinación de las especies nativas perennes, el incremento de cobertura de exóticas anuales, reducción del mantillo y criptógamas, pérdida de la microtopografía, incremento de la erosión, cambios en la concentración de nutrimentos, degradación de la estructura del suelo, disminución de la infiltración y cambios en el microclima cercano al suelo.

Ge *et al.* (2001) reportaron que las variables hidrológicas en los suelos húmedos con manejo forestal son variables, pero se minimizan cuando prácticas de manejo son adoptadas durante el corte del arbolado, la preparación del sitio y el control del drenaje. Spaeth *et al.* (1996) mencionaron que los efectos del pastoreo de la ganadería en las propiedades hidrológicas de las cuencas por remoción de la cubierta vegetal incrementa el impacto de las gotas de lluvia, decrece la materia orgánica y agregados del suelo, incrementa la compactación, decrece las tasas de infiltración e incrementa la erosión. Además, las interacciones de vegetación, suelo, clima, topografía y el manejo del sitio tienen un efecto sobre el balance hidrológico en la cuenca. En zonas forestales, Spurr y Barnes (1982) consideraron que la topografía, el suelo cubierto por hojarasca, la vegetación secundaria y altos contenidos de humedad son variables intrínsecas de los bosques; estas variables de suelo y vegetación no limitan tener altas tasas de infiltración dada la alta absorción y transmisibilidad de los suelos forestales (Hewlett, 1982).

A pesar de esta riqueza en las investigaciones tendientes a determinar el efecto de los tratamientos silvícolas y pecuarios sobre variables hidrológicas y edafológicas y su posible tiempo de recuperación, en el estado de Durango, México no se han estudiado intensivamente en los bosques comerciales, a pesar de ocupar 46% de la superficie del estado y la derrama y dependencia económica que deja esta actividad en el estado y a la población de estas zonas (INEGI, 2004); además, es el principal productor de madera y, recientemente, el manejo del bosque se ha

certificado como sustentable en México. Por otro lado, esta zona boscosa sirve de recarga de agua y vierte sus corrientes a las cuencas del océano Pacífico y del interior del centro norte de México, siendo utilizadas en importantes regiones agrícolas. Se supone que, en los bosques del norte de México, las actividades forestales y pecuarias no tienen efectos negativos en la hidrología y pérdida del suelo a través del tiempo. El trabajo de investigación tiene como objetivo evaluar el efecto del uso del suelo forestal y pecuario, y los tratamientos silvícolas en los procesos de infiltración, escurrimiento, la concentración de sedimentos y la erosión superficial en bosques comerciales tratados como sistemas silvopastoriles en Durango, México. Se planteó como hipótesis que la escorrentía superficial, la capacidad de infiltración y la erosión del suelo no se modifican por las actividades silvícolas y ganaderas de los suelos forestales.

### **Erosión hídrica y calidad del agua en cuatro microcuencas forestales del campo las cruces**

La erosión hídrica es una de las formas de degradación del suelo más importantes en México y en el mundo, causante de la desertificación en las distintas condiciones climáticas de nuestro país, afectando el 60 % del territorio nacional; de esta superficie, 32 millones de hectáreas pertenecen a suelos de ladera con vocación forestal, los cuales han sido objeto de manejo inadecuado (SEMARNAP, 1998). La degradación del suelo por la erosión hídrica está muy relacionada con la pérdida de la capacidad del ecosistema para mantener niveles adecuados de producción agrícola o forestal (Kirkby, 1994), así como la calidad de los servicios ecosistémicos ambientales relacionados con la captura de agua y fijación de carbono. El proceso de la erosión hídrica se ha estudiado desde diferentes enfoques, pero siendo un proceso físico generado por el escurrimiento superficial, es recomendable abordar su estudio desde el punto de vista de la cuenca hidrográfica, en la cual es posible cuantificar distintas variables o indicadores relacionados con su avance (Mutchler, *et al.*, 1988, citado por FAO, 2003). El municipio de Texcoco ocupa 41,869 ha, siendo el de mayor extensión de la zona oriente del Estado de México. El 61.96 % del área es de vocación forestal y el 23.58 % agrícola. El H. Ayuntamiento reconoce que al menos el 17 % del área forestal está afectada por erosión severa causada por el cambio de uso del suelo. La cubierta vegetal arbórea de este municipio se compone de bosques de oyamel, encinos, pinos y combinaciones de los mismos, las cuales están sujetas al impacto causado por la tala clandestina, el sobre pastoreo y los incendios forestales, así como al cambio de uso del suelo de forestal a agricultura de ladera, uso urbano y minería lo que genera disminución de la tasa de infiltración y percolación, mayor incremento de los escurrimientos superficiales erosivos, aumentando la erosión acelerada, compactación del suelo, pérdida de nutrientes y pérdida de materia orgánica; conduciendo invariablemente a la aridización del paisaje y pérdida de la capacidad de recarga del acuífero Oriente del Estado de

México aspecto que se refleja en la disponibilidad media anual de agua en el municipio, la cual se estima de 144 m<sup>3</sup>/año/habitante, considerándose el más bajo del país, y se prevé que disminuirá cada año debido al incremento de la población, problema que ya se manifiesta en la falta del servicio de agua potable en el 10 % de las casa habitación. Filosóficamente, el presente proyecto se inserta en la estrategia general de lucha contra la desertificación causada por las actividades productivas del hombre, pero aceleradas por el Cambio Climático Global y operativamente se concibe como un proyecto a mediano y largo plazo de manejo integral de cuencas.

### **Pastoreo racional Voisin para la producción bovina sostenible**

Aproximadamente el 50% de los pastizales ha sufrido grave deterioro en los últimos años en la mayoría de los países de América tropical (Botero, 1997; Vera, 2000; FAO, 2003). Esto ha traído como consecuencia, un descenso importante en los indicadores de producción y económicos.

La situación anteriormente descrita no es ajena a Cuba. Es preciso detener el deterioro de los ecosistemas ganaderos y el pastoreo racional es una alternativa para rescatar la fertilidad de los suelos, la productividad de los pastizales y los índices bioeconómicos de nuestra masa lechera (Ministerio de la Agricultura,1991; Ibrahim y Mora-Delgado, 2003; Lantinga et al. 2003; Machado y Martín 2003).

La filosofía de pastoreo racional presupone, como señalaba Voisin (1963), el cumplimiento por parte del productor, de las leyes universales del pastoreo, cuya base fundamental es el reposo de la hierba entre dos utilizaciones sucesivas por el animal, o por corte. El uso correcto del método permitiría: un mejor aprovechamiento de los pastos con adecuada calidad, mejorar la persistencia del pastizal por la recuperación de sus reservas y también la reducción de malezas (Milera, 1992; Anón, 1996; Cruz 1996; Milera y Hernández, 1997; Guevara, 1999; Ray, 2000 ).

La evaluación de la eficiencia bioeconómica de los sistemas de pastoreo, esta dada por el comportamiento de un grupo de indicadores técnicos y de la situación financiera, entre los que destacan: la producción por animal, por unidad de área y por niveles de insumos aplicados; también son determinantes los indicadores reproductivos, como el intervalo parto-parto, por ciento de vacas vacías, por ciento de natalidad y otros como la mortalidad que pueden ser económicamente decisivos en un análisis de la sostenibilidad de la finca (Jordán et al.,1995; Ugarte,1995; Mejías 2001). En comparación con los sistemas predominantes en la actualidad para condiciones de bajos

insumos, principalmente con pastoreo continuo o con bajo nivel de acuartonamiento (Pedroza y Zapien, 2002) el pastoreo racional representa una alternativa de recuperación de pastizales y una posibilidad de mejorar las producciones por área, con un mayor aprovechamiento del pasto como alimento barato. En relación con lo planteado el objetivo de esta reseña es llevar a los interesados un instrumento de consulta sobre los fundamentos y la práctica del pastoreo racional y sus posibilidades para alcanzar eficiencia en la utilización de los pastizales como recurso más barato para la alimentación animal en los trópicos.

### **Emisión y captura de carbono en los suelos en ecosistemas forestales**

El Protocolo de Kyoto acepta el uso de ciertos sumideros de carbono para el cumplimiento de los compromisos obligatorios asumidos por los países. En el Artículo 3.3 se establece que sólo aquellos sumideros relacionados con actividades de “forestación, reforestación y deforestación” y que hayan sido inducidos directamente por actividades humanas posteriores a 1990, son elegibles. El Artículo 3.4 permite que se agreguen otras actividades adicionales en el futuro, tales como las tierras de pastoreo, entre otras. Varios países ya han solicitado la inclusión de sumideros resultantes de cambios en el uso de la tierra y manejo de bosques no contemplados en el Artículo 3.3 del Protocolo de Kyoto. Las definiciones de “forestación” (implantación de bosques en tierras con otro tipo de vegetación) y “deforestación” (eliminación de bosques y conversión a otros usos) parecen a primera vista bastante sencillas, aunque es necesaria una definición universalmente aceptada de bosque. El concepto de “reforestación” plantea numerosas alternativas y su definición ha sido motivo de polémicas. El Informe Especial del Panel Intergubernamental de Cambio Climático, IPCC (2000) sobre cambios en el uso de la tierra y forestación publicado en mayo de 2000 proyectó varios de estos conceptos, aunque dejó muchas definiciones dadas a decisiones políticas. Tal es caso de los Ministros de Ambiente de la Unión Europea que se han opuesto a aceptar la inclusión de sumideros en el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). Esta posición será seguramente acompañada por la Alianza de Estados-Islas (AOSIS), por China y otros países. Las organizaciones no gubernamentales ambientalistas también hacen campaña por este objetivo. Por otra parte, otro grupo de países como Estados Unidos, Canadá, Francia y Bélgica se han pronunciado a favor de la inclusión de los sumideros en el MDL. Esta posición es también apoyada por varios países de África y del Sureste de Asia. Las diversas posiciones en torno a este tema están claramente empañadas de intereses políticos y económicos y parecen tener una muy débil relación con el objetivo ambiental de combatir el cambio climático.



## Emisión de metano entérico en rumiantes en pastoreo

La emisión de metano entérico representa un 30% de las emisiones de metano de origen antropogénico y un 50% de las provenientes del sector agrícola (Solomon et al., 2007). El metano es un gas de efecto invernadero (GEI) con 23 veces mayor potencial de calentamiento global que el dióxido de carbono y un tiempo de vida media de 10 años en la atmósfera (Solomon et al., 2007). La producción de metano entérico constituye una pérdida energética para el rumiante que representa entre el 2 y el 12% de la energía bruta consumida (Johnson y Johnson, 1995). Es por esto que algunos autores han propuesto que para la disminución de las emisiones de metano entérico puede ser una estrategia el aumento de la productividad animal (al disminuir las pérdidas energéticas) disminuyendo al mismo tiempo el impacto ambiental (al disminuir las emisiones de metano a la atmósfera) (Neely et al., 2009).

En la literatura se reportan múltiples revisiones sobre la producción de metano por los rumiantes (Johnson y Johnson, 1995; Boadi et al., 2004; Martin et al., 2009; Patra y Saxena et al., 2010), algunas de ellas orientadas a determinar estrategias de alimentación que permitan reducir las emisiones de metano reconociendo factores del animal (tasa de pasaje, consumo residual), de la dieta (composición, relación forraje: concentrado), inclusión de aditivos (ácidos grasos, taninos purificados) y modificadores de las poblaciones ruminales (ionóforos, vacunas). Sin embargo, ninguna de éstas ha abordado el tema desde el punto de vista del pastoreo a pesar de que un 35% de la producción de metano entérico proviene de sistemas pastoriles (Niggli *et al.*, 2009).

Debido a las limitaciones para determinar las emisiones de metano entérico en rumiantes en pastoreo, aspectos asociados a la especie vegetal, su madurez y la oferta de forraje no han sido consideradas de manera integral. Esta revisión integró las publicaciones en estas áreas identificando los factores que influyen en la producción de metano entérico, así como áreas en las cuales se requiere investigación con el fin de contribuir y reconocer estrategias de manejo que permitan mitigar las emisiones de metano en los sistemas pastoriles. En esta revisión se ha privilegiado la expresión de la producción de metano en términos de la materia seca (MS) consumida en los ensayos in vivo y en referencia a la materia orgánica degradada en los ensayos in vitro, cuando se haga de otra manera se hará explícito en el texto. Es importante considerar que las unidades en las que se expresa la producción de metano permite enfatizar en características fisiológicas, composicionales o productivas que permiten describir la producción de metano debiendo tener precaución al comparar resultados de diferentes experimentos. Sin embargo, es importante resaltar que en los procesos de mitigación la forma de expresión debe propender a mantener la eficiencia productiva del animal además de disminuir el impacto medioambiental (Waghorn y Hegarty, 2011).

## **Reservorio de carbono en suelo y raíces de un pastizal y una pradera bajo pastoreo.**

Los suelos son la mayor fuente y reservorio de carbono (C) en los ecosistemas terrestres, y son la vía principal por la cual el CO<sub>2</sub> fijado por las plantas es retornado a la atmósfera. La emisión de CO<sub>2</sub> de los suelos a la atmósfera ocurre principalmente por la respiración de raíces y organismos heterótrofos (Palacio y Hurtado, 2008).

En la mayoría de zonas agrícolas tropicales se ha observado un severo agotamiento de las reservas de C en el suelo por efecto de actividades humanas. Se calcula que algunos suelos en las zonas agrícolas tropicales han perdido de 20 a 80 Mg ha<sup>-1</sup> de C, en su mayoría liberado a la atmósfera (Lal, 2004). La disminución del nivel de C orgánico de los suelos se explica por el uso agrícola y la deforestación, ya que la materia orgánica se disminuye principalmente en la capa de suelo labrada debido a una caída de aportes de residuos, al incremento de temperatura y a la destrucción de macro y micro-agregados (Trumper *et al.*, 2009).

Una contribución importante para abatir el aumento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera es incrementar los reservorios de C edáfico, el cual tiene tiempos medios de residencia más prolongados que la vegetación. En este sentido, las tierras de pastoreo juegan un papel importante en el secuestro de C, ya que los pastizales contribuyen a mitigar el cambio climático global al almacenar C en la biomasa por el proceso de la fotosíntesis y en el suelo por el ciclo del C (Conant *et al.*, 2005). No obstante, se han efectuado pocas investigaciones sobre especies subtropicales de pastizales como potenciales reservas de C en el suelo, y son menos aún los que evalúan el efecto de tratamientos de manejo sobre el mismo (Lal, 2004).

Según la FAO (2002), las tierras de pastoreo ocupan 3200 millones de hectáreas y almacenan entre 200 y 420 miles de millones de Mg de C en el ecosistema total, gran parte debajo de la superficie y en un estado relativamente estable. El C del suelo en tierras de pastoreo es estimado en 70 Mg ha<sup>-1</sup>, cifra similar a las cantidades almacenadas en los suelos forestales (Trumbmore *et al.*, 1995). Existe poca información del reservorio de C en los suelos de pastizales, por lo cual el presente estudio se llevó a cabo con el objetivo de evaluar el efecto del pastoreo animal sobre el almacén de C en el suelo y raíces de un pastizal de *Sorghastrum setosum* (Griseb.) Hitchc y de una pradera de *Cynodon nlemfluensis* Vanderyst en el Chaco Argentino.

## **Efectos del pastoreo en la estructura de los Pastizales naturales del parque nacional san miguel y la estación biológica potrerillo de santa teresa**

El pastoreo de grandes herbívoros es una de las principales perturbaciones que moldean la estructura y el funcionamiento de sistemas de pastizales (Mc Naughton, 1983). A nivel de comunidades, provoca cambios en la composición de especies, riqueza, diversidad,

estructura del dosel y atributos morfológicos de las plantas (Rodríguez et al., 2003; Noy Meir et al., 1989). Por otro lado el pastoreo modifica a nivel ecosistémico atributos como la productividad primaria neta (PPN), carbono orgánico del suelo (COS), materia orgánica del suelo (MOS), composición de tipos funcionales de plantas (TFP) (Sala et al., 1986; Altesor et al., 2006).

A nivel nacional las evidencias disponibles acerca de los efectos del pastoreo sobre la estructura del pastizal son escasas y no todos los atributos evaluados presentan respuestas consistentes. El efecto descrito sobre la riqueza de especies, es un aumento de la misma, explicado fundamentalmente por el aumento en número de gramíneas postradas y hierbas de pequeño porte (Rodríguez et al., 2003). En cuanto a la fenología de la vegetación, no parece haber un patrón claro. Por un lado, en un estudio de seguimiento temporal en el noreste del país se detectó un aumento en la abundancia de especies de gramíneas con síndrome fotosintético C3 bajo pastoreo (Rodríguez et al., 2003). En cambio, otro estudio que abarcó una serie de pares clausura pastoreo ubicados en el Departamento de San José, no detectó una diferencia significativa en la abundancia de las gramíneas C3 entre tratamientos (Altesor et al., 2006). En este mismo trabajo se observó que la clausura al pastoreo promovió un aumento sensible de la abundancia de arbustos en la comunidad y un incremento en la cantidad de material senescente en pie (Altesor et al., 2006).

La ganadería extensiva en áreas protegidas es un tema controversial en la literatura científica. Si bien generalmente se acepta que es más compatible que la agricultura, no existe consenso sobre si es ventajosa, neutra o desventajosa frente a la exclusión completa de actividades agropecuarias (Cingolani et al., 2008). Es así que en algunas zonas del mundo las actividades ganaderas son parte de las áreas protegidas (por ejemplo en Europa), mientras que en otras zonas son consideradas incompatibles con la conservación de la biodiversidad (por ejemplo en Australia) (Cingolani et al., 2008). En Uruguay, la exclusión del pastoreo ha sido una iniciativa común en varias áreas protegidas (Bosque de Ombúes, Quebrada de los Cuervos, Potrerillo de Santa Teresa, San Miguel), sin embargo hasta el momento no han sido evaluadas si cumple con los objetivos de conservación postulados en sus planes de manejo (Gautreau, P y N. Pérez, 2004).

Por otro lado, las áreas de exclusión al pastoreo por lapsos mayores a diez años presentes en la zona, representan una oportunidad única para evaluar modelos ecológicos de dinámica de la vegetación, así como también una ocasión valiosa para generar información hasta ahora escasa sobre los efectos del manejo ganadero para esta zona en particular. La ausencia de información sobre estos aspectos constituye una fuerte limitante para diseñar sistemas de pastoreo eficientes sobre campos naturales. El desarrollo de sistemas y pautas de manejo que

hagan compatibles los objetivos de producción y conservación, requiere de entender como el pastoreo (consumo, selectividad, pisoteo, etc.) afecta la estructura y el funcionamiento de los campos. En Uruguay, donde más del 70% del territorio sustenta como principal actividad económica a la ganadería, y donde se plantea hoy con fuerza la necesidad de incorporar nuevas áreas protegidas para la conservación, el conocimiento y la evaluación del resultado de los efectos de diferentes estrategias de manejo de los sistemas pastoriles, es clave para el desarrollo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. En particular es esencial determinar en qué medida y bajo qué circunstancias la exclusión del pastoreo puede ser efectiva o no para la conservación.

### **Secuestro y Distribución de Carbono Orgánico del Suelo Bajo Diferentes Sistemas de Manejo de Pasturas**

El secuestro de carbono en el suelo es el proceso de transformación del carbono del aire al carbono orgánico, almacenado en el suelo. A través del secuestro de carbono, los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico pueden reducirse en la medida que los niveles de carbono orgánico del suelo aumentan. Actualmente el secuestro de carbono del suelo ha sido aceptado en muchos países del mundo con el objetivo de contribuir a la reducción de la contaminación ambiental, creando conciencia en las personas para lograr la estabilidad de sus terrenos y además mejorando su producción creando así un ambiente de bienestar de una manera sostenible. En general, las prácticas de manejo que incrementan el carbono orgánico del suelo también reducen la erosión del suelo, incrementan la producción y mejoran los recursos naturales (Espinoza 2005).

El movimiento de las moléculas de carbono de la atmósfera hacia las plantas y el suelo se conoce como el ciclo del carbono (Figura 1). Las plantas obtienen carbono de la atmósfera a través de la fotosíntesis. Al utilizar el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) de la atmósfera y la energía del sol, las plantas convierten el CO<sub>2</sub> en carbono orgánico mientras producen tallos, hojas, y raíces. El ciclo de vida y muerte de las plantas tiene como resultado la acumulación de tejido vegetal en descomposición, tanto superficial como subterránea (raíces vegetales), produciendo una importante cantidad de carbono orgánico en el suelo (McVay y Rice 2002).

### **Efecto del pastoreo bovino sobre la comunidad bacteriana en un suelo de pradera natural**

Las praderas del Río de la Plata constituyen una de las áreas más extendidas de praderas naturales en el mundo, abarcando un área de 10 millones de hectáreas entre el este argentino, Uruguay y el sur de Brasil. En nuestro país, las praderas naturales representan el bioma más

importante, ya que ocupan el 76 % de la superficie nacional (12.346.791 ha), en las cuales la ganadería es la actividad principal (Altesor, 2002).

Este bioma constituye la base fundamental de nuestra producción ganadera, por lo que el mayor porcentaje de los bienes con valor de mercado como la carne, la leche, la lana y el cuero depende de la producción de biomasa de la vegetación natural. Las praderas, sin embargo, proveen otros servicios o beneficios que, si bien no es fácil asignarles un “valor de mercado”, tienen enorme importancia para la población humana: los servicios ecosistémicos. Las praderas naturales contribuyen a mantener la composición atmosférica secuestrando carbono, absorbiendo metano y reduciendo las emisiones de óxido nítrico. También participan en la regulación del clima y mantienen la diversidad específica y genética. Su presencia disminuye las pérdidas de suelo por erosión, contribuye al ciclado de nutrientes y provee hábitats a numerosas especies animales (Altesor, 2002).

El ganado vacuno fue introducido en Uruguay hace 400 años, lo que ha modificado la estructura de la vegetación de pradera. Los efectos de la ganadería sobre la pradera natural son variados en cuanto a intensidad, y dependen de un conjunto de factores ambientales y de la historia del uso del sitio. Los efectos provocados por distintas intensidades de pastoreo, particularmente el sobrepastoreo, provocan cambios en la estructura, composición y cobertura de las comunidades vegetales. Estos cambios en la cobertura del suelo provocan cambios en los balances de energía regional y global. Resultados de modelos de simulación de los ciclos biogeoquímicos, señalan una pérdida de nitrógeno del suelo y una reducción del 22% en el carbono orgánico después de 400 años de pastoreo (Altesor, 2002). Investigaciones en regiones de sub-montaña del Reino Unido, mostraron que variaciones a largo plazo en la frecuencia e intensidad del pastoreo por ovejas han llevado al desarrollo de ubicuas sucesiones de plantas (Bardgett *et al.*, 2001). La degradación de ecosistemas debido al sobrepastoreo ha sido constatada en la sabana semiárida del Chaco, Argentina. La vegetación original fue drásticamente alterada después de un corto pero intenso período de sobrepastoreo que siguió a la introducción del ganado por los europeos (Abril y Bucher, 1999). En estudios realizados en nuestras praderas se detectaron cambios en la composición de especies vegetales, así como un descenso de la calidad forrajera debido al pastoreo (Rodríguez *et al.*, 2003; Altesor, 2002).

**Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia**

En los ambientes áridos y semiáridos, el sobrepastoreo del ganado doméstico es el principal factor de desertificación al transformar ambientes dominados por gramíneas perennes en ambientes dominados por arbustos con suelo desnudo o baja cobertura vegetal en los espacios entre arbustos (Milchunas & Lauenroth 1993; 196 FA FUNK ET AL. *Ecología Austral* 22: 195-202 Whitford 1997; Allington & Vallone 2011).

Las modificaciones estructurales mencionadas comúnmente alteran procesos fundamentales de los ecosistemas, tales como el ciclado de nutrientes, el flujo de agua y la productividad primaria (Reynolds et al. 1999). En general, se propone que el disturbio del ganado puede ser el disparador de alteraciones persistentes en la hidrología del suelo (e.g., la disminución de la tasa de infiltración y el aumento de la escorrentía), y convertiría en disfuncionales a los ecosistemas en términos de eficiencia de uso del agua, nutrientes y radiación (Bestelmeyer et al. 2004; Briske et al. 2005). Esta reducción en la disponibilidad de nutrientes y en las propiedades físicas del suelo es provocada por la remoción de gramíneas palatables y por el pisoteo del ganado; esto limita el establecimiento y el desarrollo de nuevas plántulas (Bisigato & Bertiller 2004). Cuando las alteraciones estructurales y funcionales superan un umbral crítico de degradación, el sistema cambiaría a un estado estable alternativo y se genera una transición irreversible en términos de control del disturbio (Walker et al. 1981; Le Houerou 1989; Bestelmeyer et al. 2004). Así, cuando en los ambientes áridos y semiáridos un pastizal se convierte en arbustal, la reversión de la transición no podría lograrse a corto plazo sin una intervención mucho mayor que el simple control del disturbio (Westoby et al. 1989; Laycock 1991; Valone et al. 2002; Stringham et al. 2003). La disminución de la cobertura de las gramíneas favorecería la compactación del suelo, lo que reduce la tasa de infiltración del agua e incrementa la erosión del suelo (Rostagno 1989). Este mecanismo de degradación mantiene o refuerza las comunidades vegetales degradadas y limita el retorno hacia la comunidad original (Scheffer et al. 2001; van de Koppel et al. 2002). No obstante, resultados recientes sugieren que la exclusión del pastoreo podría disparar la recuperación de la vegetación y de las propiedades del suelo en los espacios entre arbustos (Fuhlendorf et al. 2001; Valone et al. 2002; Zhang et al. 2005). Con el paso del tiempo la compactación del suelo disminuiría; esto favorecería la infiltración del agua y el restablecimiento de vegetación (Castellano & Valone 2007; Allington & Vallone 2011). Dicha recuperación del suelo estaría influenciado por el régimen de precipitaciones. Por lo tanto, la alta variación interanual de la precipitación de los ambientes áridos probablemente interactúe con la tasa de infiltración y retarde la recuperación de la vegetación (Castellano & Valone 2007). Debido a que el agua constituye el principal factor limitante para el crecimiento de las plantas en los sistemas áridos y semiáridos, el aumento de la tasa de infiltración del agua en el suelo resultaría esencial para la recuperación del sistema (Walker et al. 1981). Más aún, el establecimiento de plantas promovería la infiltración del agua en el suelo, y se produciría una

retroalimentación positiva entre cobertura vegetal y tasa de infiltración (van de Koppel et al. 2002). En el noreste de la Patagonia argentina, el sobrepastoreo por ganado doméstico genera la formación de islas arbustivas distribuidas en una matriz degradada de suelo desnudo o con escasa cobertura vegetal (espacios entre arbustos) (Bisigato & Bertiller 1997). El disturbio por pastoreo ha provocado una reducción fuerte de la cobertura de gramíneas perennes, el aumento de la erosión hídrica y eólica en los parches de suelo desnudo, y el deterioro físicoquímico de los suelos (Rostagno & del Valle 1988; Bisigato & Bertiller 1997; Kröpfl 1999). Son escasos los antecedentes regionales acerca de la potencial recuperación de la vegetación y propiedades del suelo en los espacios entre arbustos en respuesta a la exclusión del pastoreo (Bisigato et al. 2002). El objetivo del presente trabajo fue evaluar la recuperación de espacios entre arbustos en un sitio representativo del sistema en estudio luego de 10 años de exclusión del pastoreo, mediante la comparación de la cobertura y las propiedades físicoquímicas del suelo entre áreas clausuradas y áreas pastoreadas. Dado que la limitante principal para la recuperación del ambiente estaría dada por la disponibilidad de agua, esperamos que al retirar el ganado (10 años de exclusión) la compactación del suelo producida por el pisoteo disminuya y -por lo tanto- aumente la tasa de infiltración del agua. Este aumento en la infiltración facilitaría el establecimiento de las gramíneas perennes y el incremento de la concentración de nutrientes del suelo en los espacios entre arbustos.

### **Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica.**

El avance de la desertificación es uno de los mayores problemas ambientales que afectan a la región Patagónica extrandina semiárida (del Valle *et al.*, 1997). En esta región la principal actividad agropecuaria es el uso ganadero extensivo, donde los pastizales naturales son utilizados como fuente de forraje para el ganado doméstico. La excesiva presión de pastoreo es una de las principales causas de la desertificación de estas tierras (León & Aguiar, 1985; Golluscio *et al.*, 1998). La introducción de animales domésticos en la Patagonia, principalmente ovinos con fines productivos, se produjo a principios del siglo pasado. Los primeros colonos realizaron un manejo de los pastizales naturales basado en experiencias que habían sido generadas en ecosistemas muy diferentes a los cuales pretendieron aplicarse (Paruelo *et al.*, 1993). Este manejo produjo profundos cambios en los suelos y en la estructura y composición florística de la vegetación (León & Aguiar, 1985; Perelman *et al.*, 1997; García Martínez, 2005). En ecosistemas de zonas áridas y semiáridas, debido a la escasez de agua, la vegetación se presenta en forma discontinua siguiendo un patrón de dos fases compuesto por parches vegetados e interparches de suelo desnudo (Noy

Meir, 1973). Ambas fases están relacionadas funcionalmente en sistemas de fuente-destino donde los inter- parches actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados (Aguilar & Sala, 1999). Por lo tanto, para mantener las funciones de estos ecosistemas es muy importante la conservación de atributos de los parches vegetados tales como número, tamaño y distribución espacial (Ludwig & Tongway, 1995). El estado de la superficie en los interparches también es relevante para el funcionamiento de los ecosistemas ya que su degradación puede alterar la dinámica de las relaciones fuente-destino. Una excesiva presión de pastoreo puede ir en detrimento de la capacidad de los parches vegetados para actuar como sumideros de recursos, de manera que el paisaje en su conjunto tendría más pérdidas. A ello puede contribuir tanto un aporte excesivamente rápido o cuantioso, procedente de los interparches, como la incapacidad de los parches vegetados para retenerlo.

En la década del '90 en el marco del Proyecto de Cooperación Técnica entre la Argentina y Alemania se realizaron considerables esfuerzos en el análisis y evaluación del estado actual de la desertificación en la Patagonia (INTA-GTZ, 1995). Sin embargo, actualmente no se dispone de un sistema regional de monitoreo a largo plazo que permita detectar la tendencia del proceso de desertificación. El cambio de un ecosistema funcional a uno degradado puede ser irreversible cuando se ha atravesado un determinado umbral (Friedel, 1991; Laycock, 1991). El sistema de monitoreo debe permitir identificar tales umbrales y proporcionar alertas tempranas que permitan tomar decisiones de manejo para frenar y revertir el problema.

La metodología propuesta para el monitoreo de la desertificación en Patagonia se basa en una adaptación de la metodología «Landscape Function Analysis» desarrollada en Australia por Tongway & Hindley (2004). Esta metodología parte de la hipótesis de que las unidades de un paisaje interactúan entre ellas, siendo funcionales a varias escalas. Un paisaje sería funcional cuando las pérdidas totales fueran bajas, independientemente de las redistribuciones internas (Ludwig & Tongway, 1997; Tongway *et al.*, 2004). Esta metodología se basa en la evaluación de la capacidad de los parches e interparches de regular el flujo de recursos. Los objetivos de este trabajo fueron:

Evaluar los efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación mediante la aplicación de una metodología basada en indicadores edáficos y de la vegetación. Evaluar la potencialidad de la metodología propuesta para integrar un sistema de monitoreo de la desertificación en la estepa patagónica.



## **Respuesta de la vegetación en un gradiente de intensidad de pastoreo en mendoza, argentina.**

Varios estudios han documentado cambios en la composición y abundancia de especies vegetales o estructura de la comunidad a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo a partir del punto de provisión de agua (Beeskow *et al.*, 1995; Fusco *et al.*, 1995; Saba *et al.*, 1995; Fernández- Giménez y Allen-Díaz, 2001; Heshmatti *et al.*, 2002; Landsberg *et al.*, 1999; 2003; 28. Morici *et al.*, 2006; Perelman *et al.*, 1997; Todd, 2006, entre otros).

Landsberg *et al.* (1999) concluyó que dentro de 2 km del punto de agua resultan aparentes algunas generalizaciones. Cuando el pastoreo intenso remueve la competencia de las especies palatables, o aquellas sensibles al daño por pisoteo, se establecen las especies crecientes. Éstas son típicas especies anuales que aparecen después de las lluvias o arbustos perennes no palatables. El estudio de Holechek *et al.* (2003) mostró que las intensidades de pastoreo conservadoras a livianas, que involucran 25-35% de uso de las especies forrajeras clave, pueden promover un mejoramiento de la condición ecológica de las pasturas naturales, aun cuando sean acompañadas por sequía.

Los estudios realizados en las pasturas naturales de la llanura de Mendoza se focalizaron en el efecto del pastoreo del ganado bovino sobre la productividad de las gramíneas perennes (Guevara *et al.*, 2001) y el patrón de abundancia de éstas, en términos de área basal y densidad (Gonnet *et al.*, 2003) a lo largo de un gradiente de intensidad de pastoreo a partir del punto de provisión de agua. Sin embargo, no se conoce cómo el régimen de pastoreo conservador actual afecta la flora en su conjunto.

El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios en la cobertura de las especies vegetales y del suelo desnudo cuando la vegetación es expuesta a niveles crecientes de intensidad de pastoreo conservador. La hipótesis es que una carga animal conservadora es una forma de proteger la vegetación y disminuir los impactos del pastoreo.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Velocidad de Infiltración

En la línea 1 el valor más alto fue en el sitio 6 en el minuto 2 (60 cm/hr) y el más bajo fue en el sitio 7 en el minuto 10 (2.4 cm/hr), se correlacionan estos datos de infiltrabilidad, con el alto contenido de arena en un 43 %, así como un 0.58 % de materia orgánica, durante el primer período de muestreo. Por otro lado en la línea 2 los valores de más alto nivel de infiltrabilidad fueron en el sitio 3 minuto 2 (90 cm/hr), siendo el valor más bajo en el sitio 8 del minuto 10 (4.8 cm/hr), la correlación en cuanto a contenido de arena fue de (56.4%) y el de materia es de 2.21% de materia orgánica. Se asume que las tasas altas de infiltración se correlacionan con altos porcentajes de materia orgánica y contenido de carbonatos, así como con altas cargas animal como en este estudio se observó en cuanto a caprinos, resultados diferentes obtuvo Chaneton y Lavado (1996), en sitios de pastoreo bajo condiciones similares a las nuestras en tipos de suelo, en donde la proporción C/N es 2:1 con valores de  $11.43 \pm 0.121$ , en áreas pastoreadas con bovinos en el sur de Texas. Por otro lado se observó que las tasas de infiltración si bien se incrementaron durante los primeros 30 minutos hasta 18 centímetros de profundidad y después tendieron a disminuir, hasta los 60 minutos en 8.4 centímetros de profundidad, datos similares en infiltración obtuvo Takar y col. (1990), pero con diferentes profundidades de hasta 30 centímetros (ver anexo cuadro 1, 2, 3, 4 y graficas 3, 4, 5 y 6)

Asimismo las tasas de infiltración variaron con la textura del suelo en donde el contenido de arena es menor (17.6%) que arcilla (40%) y limo (42.4%), datos similares obtuvo Baron y col. (2001), con promedios de: arena (26.7%), arcilla (32.1%) y limo (42.4%) (Ver anexo cuadros 5 y 6; graficas 7 y 8).

### Características físicas y químicas de suelo

De manera general, se puede establecer que Carbono (CO), materia orgánica (MO), Conductividad Eléctrica (CE) y Densidad aparente (DA) presenta los menores valores en la línea 1, en los sitios de muestreo más alejados a la colina y las texturas más arenosas, en donde las tasas de infiltración son de hasta 24 centímetros durante los primeros quince minutos. (Flores, 1999), observó datos diferentes a los reportados aquí ya que no existió diferencia entre ladera y valle en cuanto a los contenidos de carbono, materia orgánica conductividad eléctrica y densidad aparente

### Materia orgánica

Los contenidos en la línea dos superaron a la línea 1, en todos los sitios de muestreo, asimismo, el menor valor se presentó, en la línea 1, del sitio 10B

(0.05 %), mientras que el mayor fue en el sitio 9B (4.19 %). Por otro lado en la línea dos, el menor valor fue en el sitio 3A (0.08 %) y el valor superior fue en el sitio 6A (5.53 %), se asume que la presencia de materia orgánica en estas cantidades es debido al tipo de uso del pastizales en la comunidad ejidal, en el cual no se permite la recuperación del mismo. Datos similares encontraron Wheeler y col., (2002), ya que debido a sobre pastoreo se encontró que el contenido de materia orgánica y densidad aparente disminuyeron, como consecuencia de la carga animal alta, destacando que la densidad aparente se incrementó a profundidades de 5-10 y 10-15 cm de profundidad (Cuadro 5, 6 grafica 7,8). Ortiz y Ortiz, 1990, efectuaron una categorización de contenido de materia orgánica en suelos minerales se interpreta de acuerdo a niveles tal como: menos de 1.0 (muy pobre), 2.0 a 3.0 pobre; 2.5 a 3.0 Medio, 3.0 a 5.0 Rico y > 5.0 muy rico. Indicando entonces que de acuerdo a los porcentajes de materia orgánica mencionados en cuadro 1, se obtuvo suelos con materia orgánica ricos y pobres.

### **Conductividad eléctrica**

En la línea 1, el valor superior fue en el sitio 10A (495 Milisiemens/cm), mientras que el menor valor fue de 157 Milisiemens, asimismo, en la línea dos se caracteriza porque el mayor valor se presentó en el sitio 6A (1257 Mili siemens/cm) mientras que la Conductividad eléctrica y la densidad aparente son similares en ambos sitios. Asimismo se observa que ésta, disminuye conforme se aleja en distancia de la colina hacia el valle, datos similares encontró Flores (1999). Tal como se aprecia en el cuadro 5, 6 y en la gráfica 7, 8).

### **Densidad aparente**

El menor valor de la línea 1 fue en el sitio 10B ( $1.00\text{g/cm}^3$ ) y el mayor lo presentó el sitio 1B ( $1.13\text{g/cm}^3$ ), pero, en la línea dos, el menor valor fue en el sitio 8B ( $0.99\text{g/cm}^3$ ), y el mayor valor en el sitio 5B ( $1.13\text{g/cm}^3$ ). La porosidad de los sitios más alejados de la colina fue el de mayor porcentaje que de los sitios más cercanos a ella, en ambas líneas y sitios de muestreo, tal como se puede observar en el cuadro (5, 6 y grafica 7,8) Se asume que el contenido de materia orgánica se apareja con el contenido de densidad aparente, dadas las características de manejo del pastoreo en dicha comunidad, Rawls y col. (1998), encontró que debido a la carga animal alta de animales en pastoreo la densidad aparente de los suelos en cuestión, disminuyó debido al tipo de vegetación existente por predominancia de especies arbustivas. Asimismo se encontró que el espacio poroso está inversamente relacionado a densidad aparente, resultados iguales a los que obtuvo (Wheeler y col., 2002)

## pH

Una característica química del suelo, determinante para el desarrollo vegetal es el pH, de lo cual se observó el mayor valor en la línea 1 del sitio 9B (9.22) y el menor valor fue en el sitio 7B (7.12), asimismo, en la línea 2, el más alto valor fue en el sitio 2A (9.08) y el valor más bajo en el sitio 9A (7.54). Esta información se muestra en el cuadro 1 y 2 de la línea uno y dos de los mismos. Cabe señalar que si bien el pH tuvo variaciones no significativas en las diferentes estaciones de muestreo, si existió diferencia entre las estaciones de muestreo cercanas a la colina (7.21) y las alejadas de la colina (9.26), ver 5, 6 y grafica 7,8). Datos contrarios encontraron (Camping y col., 2002), en donde la remoción de cobertura vegetal no afecta la estabilidad del suelo en su pH así obtuvo pH de 6.63 en praderas pastoreadas y un pH de 6.02 en praderas no pastoreadas. Por otro lado (Dormaar y Willms, 1998), encontraron que la disminución del diámetro de los agregados está en función del incremento de la carga animal, lo cual pone en peligro la sustentabilidad del ecosistema, por reducción de la fertilidad del suelo y la misma capacidad de retención del agua.

## Textura

La textura predominante en el área de estudio fue franco arenosa en las dos línea trazadas y en los 7 sitios de muestro más cercanos a la colina, mientras que en los tres restantes la textura fue franco arcillosa, es decir; en los lugares más alejados de la montaña ( ver cuadro 3 ), Ortiz y Ortiz, 1990., mencionan que las texturas arenosas de suelos presentan tasas de infiltración mayor en suelos con mayor cantidad de arena, coincidiendo con los datos que se obtuvo en el presente trabajo, ya que la mayor parte de los sitios son suelos arenosos y con tasas de infiltración altas. Mencionan también que los suelos arenosos son más porosos y permiten una más rápida infiltración del agua, sin embargo, los suelos arcillosos son de mayor capacidad de retención de agua, debido a su mayor área superficial, tienen un mayor espacio poroso total que los suelos arenosos. Esta diferencia se debe al mayor número de micro poros que funcionan en la retención del agua. En los suelos arenosos hay más macro poros que funcionan en el movimiento del aire y del agua.

De manera general, se puede establecer que el Carbono Orgánico (CO) la Materia Orgánica (MO), Conductividad Eléctrica (CE) y Densidad aparente presenta los menores valores en la línea 1, en los sitios de muestreo más alejados a la colina y las texturas más arenosas.

## **Materia orgánica**

Los contenidos en la línea dos superaron a la línea 1, en todos los sitios de muestreo, asimismo, el menor valor se presentó, en la línea 1, del sitio 10B (0.05 %), mientras que el mayor fue en el sitio 9B (4.19 %). Por otro lado en la línea dos, el menor valor fue en el sitio 3A (0.08 %) y el valor superior fue en el sitio 6A (5.53 %)

## **Conductividad eléctrica**

En la línea 1, el valor superior fue en el sitio 10A (495 Milisiemens/cm), mientras que el menor valor fue de 157 Milisiemens, asimismo, en la línea dos se caracteriza porque el mayor valor se presentó en el sitio 6A (1257 Mili siemens/cm) mientras que la Conductividad eléctrica y la densidad aparente son similares en ambos sitios.

## **Densidad aparente**

El menor valor de la línea 1 fue en el sitio 10B (1.00g/cm<sup>3</sup>) y el mayor lo presentó el sitio 1B (1.13 g/cm<sup>3</sup>), pero, en la línea dos, el menor valor fue en el sitio 8B (0.99 g/cm<sup>3</sup>), y el mayor en el sitio 5B (1.13g/cm<sup>3</sup>).

La porosidad de los sitios más alejados de la colina fue el de mayor porcentaje que de los sitios más cercanos a ella, en ambas líneas y sitios de muestreo.

Una característica química del suelo, determinante para el desarrollo vegetal es el pH. En el área de estudio en la línea 1 sitio 9B se presentó el mayor valor con 9.22 y el inferior fue 7.12 en el sitio 7B. En la línea 2, el más alto valor fue de 9.08 en el sitio 2A y el más bajo de 7.54 en el sitio 9A.

Esta información se muestra en el cuadro 1 y 2 de la línea uno y dos de los mismos.

Ortiz y Ortiz, 1990, efectuaron una categorización de contenido de materia orgánica en suelos minerales se interpreta de acuerdo a niveles tal como: menos de 1.0 (muy pobre), 2.0 a 3.0 pobre; 2.5 a 3.0 Medio, 3.0 a 5.0 Rico y > 5.0 muy rico.

Indicando entonces que de acuerdo a los porcentajes de materia orgánica mencionados en cuadro 1, se obtuvo suelos con materia orgánica ricos y pobres.

Cuadro 1. Características físicas y químicas de suelo de los diez sitios de muestreo de la línea 1.

Muestra	CO (%)	MO (%)	CE(μS)	Da (gr/cm3)	E (%)	ph.
L1S1MA	0.242	0.416	215	1.08	59.25	7.23
L1S1MB	0.179	0.306	179.6	1.13	57.36	9.05
L1S2MA	0.97	1.66	158.1	1.08	59.25	7.99
L1S2MB	0.767'	1.32	172	1.04	60.75	6.43
L1S3MA	1.44	2.47	195.7	1.04	60.75	7.75
L1S3MB	1.13	1.95	189.7	1.03	61.13	7.25
L1S4MA	0.239	0.411	248	1.02	61.51	7.03
L1S4MB	0.223	0.386	183.2	1.08	59.25	7.24
L1S5MA	0.096	0.113	495	1.11	58.11	7.22
L1S5MB	1.93	3.31	240	1.11	58.11	7.83
L1S6MA	0.33	0.58	190	1.08	59.25	7.75
L1S6MB	0.141	0.244	182	1.13	57.36	9.11
L1S7MA	0.209	0.359	168.1	1.02	61.51	8.22
L1S7MB	0.278	0.48	275	1.04	60.75	7.12
L1S8MA	2.09	3.59	177.6	1.06	60.00	7.23
L1S8MB	0.33	0.57	198.4	1.08	59.25	7.15
L1S9MA	0.14	0.24	244	1.04	60.75	8.01
L1S9MB	2.44	4.19	190.1	1.02	61.51	9.22
L1S10MA	0.27	0.463	157	1.08	59.25	7.26
L1S10MB	0.032	0.055	187.9	1	62.26	8.08

Cuadro 2. Características físicas y químicas de suelo de los diferentes sitios de muestreo de la línea 2.

Muestra	CO (%)	MO (%)	CE(μS)	Da (gr/cm3)	E (%)	ph.
L2S1MA	0.268	0.462	223	1.08	59.25	7.77
L2S1MB	0.251	0.432	228	1.08	59.25	7.68
L2S2MA	0.48	0.823	293	1.02	61.51	9.08
L2S2MB	0.17	0.3	314	1.11	58.11	8.82
L2S3MA	0.05	0.08	265	1.1	58.49	8.13
L2S3MB	1.67	2.87	251	1.08	59.25	8.84
L2S4MA	0.115	0.198	155.6	1.08	59.25	7.81
L2S4MB	1.84	3.16	147	1.06	60.00	7.32
L2S5MA	1.71	2.94	231	1.06	60.00	7.65
L2S5MB	1.93	3.33	300	1.13	57.36	7.69
L2S6MA	3.21	5.53	1257	1.02	61.51	7.87
L2S6MB	0.65	1.13	158.2	1.08	59.25	7.72
L2S7MA	1.29	2.2	218	1.1	58.49	7.70
L2S7MB	0.97	1.69	186.2	1.11	58.11	8.37
L2S8MA	1.06	1.82	173.7	1.08	59.25	7.70
L2S8MB	1.14	1.96	163.3	0.909	65.70	9.02
L2S9MA	1.04	1.78	189.6	1.08	59.25	7.54
L2S9MB	2.11	3.62	370	1.02	61.51	8.66
L2S10MA	0.07	0.12	208	1.08	59.25	7.54
L2S10MB	2.16	3.71	214	1.06	60.00	8.27

Cuadro 3 Textura de suelo de los sitios de muestreo, en el Ejido San Juan de la Vaquería en Municipio de Saltillo.

Sitios	%Arena	% Arcilla	% Limo
L1S1MA	40,8	16.00	43.20
L1S1MB	42.80	19.20	38.00
L1S2MA	35.00	36.80	28.00
L1S2MB	50.40	24.00	25.60
L1S3MA	60.80	6.80	32.40
L1S3MB	69.20	2.00	28.80
L1S4MA	51.20	12.00	36.80
L1S4MB	62.80	12.80	24.40
L1S5MA	41.20	4.00	54.80
L1S5MB	40.80	18.40	40.80
L1S6MA	38.80	20.00	41.20
L1S6MB	46.00	21.60	32.40
L1S7MA	40.80	18.00	41.20
L1S7MB	62.40	17.60	20.00
L1S8MA	60.80	12.00	27.20
L1S8MB	50.00	21.60	28.40
L1S9MA	17.60	40.00	42.40
L1S9MB	28.80	42.80	28.40
L1S10MA	33.60	38.00	28.40
L1S10MB	38.80	38.00	23.20



Cuadro 3 Textura de suelo de los sitios de muestreo, en el Ejido San Juan de la Vaquería en Municipio de Saltillo.

Sitios	%Arena	% Arcilla	% Limo
L2S1MA	32.80	34.00	33.20
L2S1MB	37.20	18.00	44.80
L2S2MA	60.80	18.00	21.20
L2S2MB	29.20	30.40	40.40
L2S3MA	56.40	15.60	28.00
L2S3MB	42.00	19.60	38.40
L2S4MA	56.00	15.60	28.40
L2S4MB	14.00	57.60	28.40
L2S5MA	53.60	14.00	32.40
L2S5MB	38.80	34.40	26.80
L2S6MA	58.80	13.20	28.00
L2S6MB	52.80	23.20	24.00
L2S7MA	42.00	19.60	38.40
L2S7MB	41.20	26.00	32.80
L2S8MA	56.80	18.80	24.40
L2S8MB	25.20	38.00	36.80
L2S9MA	33.20	20.80	46.00
L2S9MB	46.80	20.80	32.40
L2S10MA	46.40	23.20	30.40
L2S10MB	48.80	22.80	28.40

## Infiltrabilidad

La lámina acumulada de agua de la línea 1, sitios 1, 2, 3, 4, 7,8 y 9 en los primeros 10 minutos, fue de manera rápida, sin embargo de ahí a los 45 minutos la infiltración fue lenta y hasta los 60 fue rápida. En los sitios 5, 6 y 10, la situación se presentó totalmente a la inversa.

Lo anterior se corrobora en el cuadro 4, 5 de velocidad de infiltración y 6 de lámina acumulada.

A manera de discusión, la magnitud de movimiento del agua en la infiltración son por; porcentaje de arena, limo, arcilla en el suelo. La estructura del suelo, la cantidad de materia orgánica, en altas proporciones en el suelo sin descomponer propicia que una mayor cantidad de agua entre al suelo, profundidad del suelo, cantidad de agua en el suelo y temperatura del suelo (Ortiz y Ortiz, 1990).

Cuadro 4. Comportamiento de Velocidad de infiltración (cm/hr) de los sitios de la línea 1, primera lectura (29 de septiembre de 2014)

Tiempo min.	Sitios									
	L1S1	L1S2	L1S3	L1S4	L1S5	L1S6	L1S7	L1S8	L1S9	L1S10
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	30.00	12.00	48.00	36.00	36.00	60.00	12.00	48.00	30.00	36.00
3	18.00	30.00	24.00	12.00	36.00	18.00	36.00	36.00	60.00	36.00
4	30.00	12.00	24.00	36.00	18.00	42.00	12.00	54.00	30.00	24.00
5	12.00	12.00	30.00	6.00	30.00	18.00	6.00	48.00	36.00	24.00
10	10.80	10.80	10.80	13.20	14.40	20.40	2.40	42.00	30.00	7.20
15	13.20	9.60	19.20	15.60	10.80	22.80	4.80	32.40	27.60	7.20
20	10.80	10.80	12.00	12.00	10.80	15.60	6.00	27.60	21.60	8.40
25	13.20	7.20	8.40	15.60	13.20	16.80	4.80	20.40	22.80	13.20
30	8.40	7.20	14.40	16.80	10.80	16.80	3.60	21.60	21.60	10.80
35	10.80	13.20	9.60	12.00	13.20	16.80	6.00	27.60	18.00	10.80
40	10.80	10.80	7.20	9.60	9.60	8.40	6.00	25.20	19.20	10.80
45	7.20	9.60	10.80	20.40	10.80	10.80	4.80	19.20	34.80	10.80
50	10.80	7.20	12.00	10.80	9.60	7.20	4.80	19.20	30.00	2.40
55	8.40	9.60	4.80	8.40	13.20	3.60	3.60	32.40	43.20	13.20
60	10.80	6.00	8.40	13.20	7.20	8.40	9.60	37.20	25.20	10.80

Cuadro 5. Comportamiento de Velocidad de infiltración de los sitios de la línea 1, segunda lectura (22 de octubre de 2014)

Tiempo min.	Sitios									
	L1S1	L1S2	L1S3	L1S4	L1S5	L1S6	L1S7	L1S8	L1S9	L1S10
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	6.00	30.00	54.00	48.00	30.00	24.00	30.00	102.0	72.00	6.00
3	18.00	24.00	42.00	54.00	18.00	18.00	30.00	90.00	54.00	18.00
4	12.00	18.00	18.00	48.00	24.00	18.00	12.00	60.00	60.00	18.00
5	30.00	18.00	30.00	24.00	48.00	18.00	30.00	72.00	54.00	0.00
10	13.20	8.40	21.60	33.60	12.00	16.80	21.60	50.40	12.00	13.20
15	8.40	10.80	20.40	21.60	13.20	14.40	12.00	54.00	56.40	12.00
20	13.20	16.80	20.40	22.80	16.80	12.00	13.20	25.20	31.20	8.40
25	8.40	14.40	20.40	13.20	7.20	10.80	13.20	30.00	38.40	9.60
30	12.00	13.20	14.40	13.20	12.00	12.00	10.80	66.00	24.00	9.60
35	10.80	12.00	13.20	13.20	16.80	12.00	15.60	39.60	18.00	7.20
40	9.60	10.80	14.40	19.20	12.00	10.80	14.40	32.40	18.00	8.40
45	8.40	7.20	13.20	14.40	7.20	10.80	22.80	33.60	24.00	8.40
50	10.80	10.80	12.00	21.60	12.00	13.20	14.40	20.40	22.80	10.80
55	3.60	8.40	12.00	18.00	10.80	9.60	14.40	24.00	10.80	8.40
60	10.80	9.60	20.40	22.80	8.40	10.80	15.60	42.00	18.00	7.20

Cuadro 6. Lámina acumulada de la primera y segunda lectura de la línea 1.

SITIOS	LECTURA 1	Valor a los 60 min. cm		LECTURA 2	Valor a los 60 min. cm.
L1S1	LA = 0.03T1.41	0.03 a 9.64		LA= 0.09T1.13	0.09 a 9.19
L1S2	LA = 0.10T1.08	0.10 a 8.32		LA= 0.13T1.12	0.13 a 12.74
L1S3	LA = 0.23T0.94	0.23 a 10.79		LA = 0.20T1.07	0.20 a 15.98
L1S4	LA = 0.11T1.15	0.11 a 12.19		LA = 0.23T1.08	0.23 a 19.14
L1S5	LA = 0.20T0.99	0.20 a 11.51		LA = 0.18T1.02	0.18 a 11.72
L1S6	LA = 0.26T0.94	0.26 a 12.2		LA = 0.12T1.11	0.12 a 11.29
L1S7	LA = 0.12T0.97	0.12 a 6.36		LA = 0.13T1.16	0.13 a 15.01
L1S8	LA = 0.20T1.19	0.20 a 26.12		LA = 0.35T1.14	0.35 a 37.25
L1S9	LA = 0.15T1.26	0.15 a 26.09		LA = 0.31T1.06	0.31 a 23.77
L1S10	LA = 0.21T0.94	0.21 a 9.86		LA = 0.05T1.24	0.05 a 8.01

En la línea 2 la lámina acumulada y velocidad de infiltración sitios 2, 3, 6, 7, y 9 tienen los mismos comportamientos que los de la línea 1, altos a los primeros 10 minutos y de manera lenta del minuto 10 al 45 y hasta los 60 minutos, rápida. Mientras que los sitios 1, 4, 5, 8, y 10, inician con infiltración medianamente alta y hasta los 45 minutos alcanza su velocidad más baja y a los sesenta minutos inicia a incrementar muy lentamente (ver cuadros 7, 8)

Cuadro 7. Comportamiento de Velocidad de infiltración (cm/hr) de los sitios de la línea 2, primera lectura

Tiempo min.	Sitios									
	L2S1	L2S2	L2S3	L2S4	L2S5	L2S6	L2S7	L2S8	L2S9	L2S10
1	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	48	48	90.00	42.00	18.00	54.00	60.00	36.00	36.00	30.00
3	24	90	48.00	30.00	12.00	42.00	36.00	42.00	36.00	6.00
4	36	18	60.00	30.00	30.00	48.00	30.00	48.00	30.00	12.00
5	18	9.6	48.00	30.00	12.00	54.00	24.00	24.00	30.00	18.00
10	14.4	42	40.80	12.00	9.60	34.80	24.00	4.80	30.00	16.80
15	18	40.8	50.40	6.00	8.40	38.40	19.20	37.20	15.60	18.00
20	15.6	27.6	33.60	12.00	13.20	33.60	16.80	16.80	19.20	18.00
25	14.4	24	48.00	12.00	4.80	28.80	18.00	27.60	13.20	13.20
30	18	22.8	54.00	9.60	4.80	22.80	13.20	20.40	26.40	14.40
35	13.2	34.8	60.00	8.40	4.80	22.80	8.40	20.40	10.80	14.40
40	8.4	54	30.00	9.60	4.80	33.60	25.20	16.80	16.80	13.20
45	7.2	18	24.00	14.40	6.00	28.80	9.60	19.20	10.80	12.00
50	7.2	18	36.00	18.00	4.80	37.20	15.60	13.20	7.20	14.40
55	3.6	18	54.00	13.20	20.40	34.80	8.40	22.80	16.80	9.60
60	8.4	18	18.00	16.80	18.00	30.00	13.20	10.80	13.20	8.40

Cuadro 8. Comportamiento de Velocidad de infiltración de los sitios de la línea 2, segunda lectura.

Tiempo min.	Sitios									
	L2S1	L2S2	L2S3	L2S4	L2S5	L2S6	L2S7	L2S8	L2S9	L2S10
1	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	18	36.00	108.00	30.00	12.00	96.00	24.00	78.00	36.00	18.00
3	12	24.00	90.00	30.00	24.00	42.00	54.00	78.00	30.00	24.00
4	12	42.00	84.00	24.00	12.00	54.00	18.00	84.00	30.00	24.00
5	18	24.00	84.00	18.00	12.00	66.00	30.00	48.00	24.00	24.00
10	6	20.40	64.80	12.00	12.00	50.40	21.60	55.20	48.00	8.40
15	0	22.80	67.20	9.60	10.80	38.40	20.40	34.80	19.20	8.40
20	9.6	14.40	50.40	7.20	12.00	30.00	14.40	33.60	25.20	15.60
25	9.6	18.00	57.60	8.40	10.80	48.00	10.80	26.40	19.20	9.60
30	8.4	14.40	54.00	8.40	10.80	30.00	9.60	32.40	16.80	10.80
35	15.6	13.20	43.20	7.20	7.20	48.00	13.20	30.00	16.80	10.80
40	9.6	12.00	22.80	9.60	7.20	33.60	8.40	21.60	15.60	8.40
45	14.4	10.80	38.40	10.80	8.40	24.00	10.80	27.60	14.40	9.60
50	10.8	10.80	40.80	4.80	8.40	32.40	8.40	21.60	14.40	10.80
55	12	9.60	22.80	7.20	8.40	26.40	8.40	24.00	14.40	3.60
60	9.6	9.60	18.00	8.40	8.40	34.80	7.20	38.40	14.40	6.00

Cuadro 9. Lámina acumulada de la primera y segunda lectura de la línea 2.

SITIOS	LECTURA 1	Valor a los 60 min. cm	LECTURA 2	Valor a los 60 min. cm.
L2S1	LA = 0.26T0.92	0.26 a 11.24	LA = 0.08T1.18	0.08 a 10.3
L2S2	LA = 0.16T1.22	0.16 a 23.63	LA = 0.21T1.02	0.21 a 13.67
L2S3	LA= 0.25T1.22	0.25 a 36.9	LA = 0.4T1.12	0.4 a 39.22
L2S4	LA = 0.18T1.04	0.18 a 12.72	LA = 0.14T0.94	0.14 a 6.57
L2S5	LA = 0.11T1.04	0.11 a 7.77	LA = 0.10T1.10	0.10 a 9.03
L2S6	LA = 0.19T1.24	0.19 a 30.45	LA = 0.25T1.2	0.25 a 34
L2S7	LA = 0.19T1.009	0.19 a 11.82	LA = 0.19T1.03	0.19 a 12.88
L2S8	LA = 0.17T1.14	0.17 a 18.09	LA = 0.33T1.11	0.33 a 31.06
L2S9	LA = 0.21T1.05	0.21 a 15.46	LA = 0.19T1.11	0.19 a 17.88
L2S10	LA = 0.08T1.20	0.08 a 10.80	LA = 0.15T0.99	0.15 a 8.63

Blackburn y Col., (1982), encontraron que las tasas de infiltración varían en tiempo y espacio debido a variaciones normales en clima, vegetación e intensidad del uso del ganado.

Blackburn (1975), indica que en zonas cubiertas de vegetación, las tasas de infiltración son en exceso, a veces a 3 o 4 veces mayor en estas áreas. De igual manera no se produjo ningún sedimento dentro de éstas áreas a 46 tipos de ranchos correspondientes a la zona. Ortiz y Ortiz (1990) mencionan que la infiltración depende de la proporción de textura del suelo y la estructura

Blackburn y col., (1982), indican que el sistema de pastoreo afecta la condición de la cuenca por alterar la cobertura de la vegetación y la permanencia de la misma., la densidad de masa, contenido de materia orgánica y agregación de la estabilidad de suelos, caso similares, presenta los sitios donde se efectuó el trabajo.

El estudio previo, tiene demostración de la declinación de la cobertura vegetal, en varias partes, sin embargo, se obtuvo tasas de infiltración alta. Mientras que (Klemmedson 1956, Johnston 1962) efectuaron un estudio previo sobre la escasa vegetación, obtuvieron disminución de las tasas de infiltración de agua e incremento de la producción de sedimento ( Whitman y col., 1965, Smith 1967, Rauzi y col., 1968, Brown y Schuster 1969, McCalla y col., 1984). Igualmente el tamaño de la densidad de aumento del suelo, tasa de infiltración decreció y producción de sedimento aumentado ( Klemmedson 1956, Rhoades y col., 1964, Meeuwig 1970, McGinty y col., 1978).

## CONCLUSIONES

De los diversos resultados obtenidos los datos que revisten mayoría importancia para la comunidad científica son los siguientes:

De las **características físicas y químicas del suelo** fueron:

1. El mayor porcentaje de materia orgánica fue de 5.53
2. El mayor porcentaje de conductividad eléctrica fue de 1257 Mili siemens/cm.
3. El mayor contenido de densidad aparente fue de 1.13 gr/cm<sup>3</sup>
4. El mayor por ciento de espacio poroso fue de 65.70
5. El pH mas alto fue de 9.22
6. De las características físicas fue que el mayor por ciento de arena fue de 69.2 %, arcilla de 42.8 y limo fue de 54.8%
7. Las **tasas de infiltración** variaron con la textura del suelo en donde el contenido de arena es menor (17.6%) que arcilla (40%) y limo (42.4%).

## LITERATURA CITADA

- Abeli, W. S. y C. T. Sawe. 1999. The influence of logging and animal grazing on the litter layer and water infiltration rate of soils in plantation forests. *J. Trop. For. Sci.* 11: 438-445.
- Abril, A. y E.H. Bucher. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology*.12:159-167. Abril A. y E.H. Bucher. 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the.
- Aguiar, MR & OE Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273-277.
- ALLINGTON, GRH & TJ VALONE. 2010. Reversal of desertification: the role of physical and chemical soil properties. *J. Arid. Environ.*, **74**:973-977.
- ALLINGTON, GRH & TJ VALONE. 2011. Long-term livestock exclusion in an arid grassland alters vegetation and soil. *Rangeland Ecol. Manag.*, **64**:424-428.
- Altesor, A, M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama y C. Rodríguez (2005) Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91.
- Altesor, A. 2002. ¿Cuánto y cómo modificamos nuestras praderas naturales? Una perspectiva ecológica. En: A. Domínguez y R.G. Prieto (eds.). *Perfil Ambiental del Uruguay / 2002*. Nordan Comunidad. Montevideo, Uruguay. p. 57-67.
- Altesor, A., F. Lezama, G. Piñeiro, E. Leoni, C. Rodríguez, J. M. Paruelo, S. Baeza (2005) El efecto del pastoreo sobre la estructura y el funcionamiento de las praderas naturales uruguayas: ¿Qué sabemos y cómo podemos usar ese conocimiento para manejarlas mejor?. Serie Técnica INIA v. 151, p. 21-32.
- Altesor, A., G. Piñeiro, F. Lezama, R.B. Jackson, M. Sarasola y J. M. Paruelo (2006) Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science* 17:323-332.
- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama y C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*. 179:83-91.
- Anaya, E. 1998. Caracterización y evaluación de la cobertura Vegetal en la cuenca del arroyo Ocuela (Durango Norte de México) Folleto Científico 7. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-ORSTOM. Gómez Palacio, Durango, México.
- Anaya, E. y H. Barral. 1995. La ganadería y su manejo en relación con los recursos agua y pastizal en la zona semiárida de México. Folleto Científico 5. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias- Gómez Palacio, Durango, México.
- Andrioli, R.J., R.A. Distel y N.G. Didoné. 2010. Influence of cattle grazing on nitrogen cycling in soils beneath *Stipa tenuis*, native to central



- Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74:3 419-422.
- ANON: Pastoreo intensivo en zonas tropicales, Primer foro internacional, Cirgop, INIFAP, SAGAR, Veracruz, México, 1996
- ARIAS, M. J. A., SANTIAGO, P. A. L., y VILLAVICENCIO, G. R. F. (2007). Análisis preliminar del potencial hidrológico por tipo de cobertura en la microcuenca del Río Salado, Jalisco. Trabajo presentado en la XVIII Semana de la Investigación Científica. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Noviembre de 2007. Zapopan, Jalisco.
- Arifeen, S. Z. y A. K. Chaudhry. 1998. Effect of different land uses on surface runoff and sediment yield in moist temperate zone. *Pakistan J. For.* 48(1-4): 97-101.
- Baharuddin, K., A. M. Mokhtaruddin y M. Nik-Muhamad. 1996. Effects of logging on soil physical properties in Peninsular
- Bardgett, R.D. y D.K. Leemans. 1995. The short-term effects of cessation of fertilizer applications, liming and grazing on microbial biomass and activity in a reseeded upland grassland soil. *Biology and Fertility of Soils*. 19:148-154.
- Bardgett, R.D. y E. Mc Alister. 1999. The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate grasslands. *Biology and Fertility of Soils*. 29:282-290.
- Bardgett, R.D., D.K. Leemans, R. Cook y P.J. Hobbs. 1997. Seasonality of the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*. 29:1285-1294.
- Bardgett, R.D., J.B. Whittaker y J.C. Frankland. 1993a. the effect of collembolan grazing on fungal activity in differently managed upland pastures: a microcosm study. *Biology and Fertility of Soils*. 16:255-262.
- Bardgett, R.D., J.C. Frankland y J.B. Whittaker. 1993b. the effects of agricultural management on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 45:25-45.
- Bardgett, R.D., J.L. Mawdsley, S. Edwards, P.J. Jobbs, J.S. Rodwell y W.J. Davies. 1999. Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. *Functional Ecology*. 13:650-660.
- Bardgett, R.D., P.J. Hobbs y Å. Frostegård. 1996. Changes in soil fungal-to-bacterial ratios following reductions in the intensity of management of an upland grassland. *Biology and Fertility of Soils*. 22:261-264.
- Bardgett, R.D., A.C. Jones, D.L. Jones, S.J. Kemitt, R. Cook y P.J. Hobbs. 2001. Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*. 33:1653-1664.
- Bates, S.T., G. S. N. Reddy, and F. Garcia Pichel. 2006. *Exophiala crusticola* anam. nov. (affinity *Herpotrichiellaceae*), a novel black yeast from biological soil crusts in the Western United States. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 56: 2697-2702.

- BEESKOW, A.M., N.O. ELISSALDE & C.M. ROSTAGNO, 1995. Ecosystem changes associated with grazing intensity on the Punta Ninfa rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* 48: 517-522.
- Belnap, J. 2001a. Biological soil crusts and wind erosion. pp. 339-347. *In: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and management.* Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.
- Belnap, J. 2001b. Comparative structure of physical and biological crusts. pp. 177-191. *In: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and anagement.* Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.
- Belnap, J. and D. Eldridge. 2001. Disturbance and recovery of biological soil crusts. pp. 363-383. *In: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and management.* Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.
- Belnap, J., B. Büdel, and O. L. Lange 2001a. Biological soil crusts: characteristics and distribution. pp. 3-30. *In: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and management.* Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.
- Belnap, J., R. Prasse, and K. T. Harper. 2001b. Influence of biological soil crusts on soil environments and vascular plants. pp. 281-300. *In: J.*
- Belsky, A. J. y D. M. Blumenthal. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. *Conservation Biol.* 11: 315-327
- Berra, G; Finster, L.; Castuma, E. y col. Reducción de emisiones de metano provenientes del ganado bovino. Ministerio de Desarrollo social y Medio Ambiente. Sec. De Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, 1994.
- BESTELMEYER, BT. 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: The Good, the Bad, and the Insidious. *Restor. Ecol.*, 14:325-329.
- BESTELMEYER, BT; JE HERRICK; JR BROWN; DA TRUJILLO & KM HAVSTAD. 2004. Land management in the American Southwest: a state and transition approach to ecosystem complexity. *Environ. Manage.* 34:38-51.
- BISIGATO, A J; MB BERTILLER; JO ARES & GE PAZOS. 2005. Effects of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography*, 28:561-572.
- BISIGATO, A. J; RML LAPHITZ & AL CARRERA. 2008. Nonlinear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonian Monte shrublands. *J. Arid. Environ.*, 72:1464-1475.
- BISIGATO, A; J ARES & M BERTILLER. 2002. Assessment of pristine vegetation structure in semiarid shrublands based on spatial explicit

- modeling. *Phytocoenologia*, **32**: 581-594.
- BISIGATO, AJ & MB BERTILLER. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *J. Arid. Environ.*, **36**:639-653.
- BISIGATO, AJ & MB BERTILLER. 2004. Seedling recruitment of perennial grasses in degraded areas of the Patagonian Monte. *J. Range Manage.*, **57**:191-196.
- Boadi, D., Benchaar, C., Chiquette, J. and Massé, D. 2004. Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review. *Can J Anim Sci*, **84**: 319-335.
- BOTERO, R.: Fertilización racional y renovación de pasturas mejoradas en suelos ácidos tropicales, III Seminario sobre manejo y utilización de pastos y forrajes, pp. 1-14, UNELLEZ, 1997.
- BOTERO, R.: Papel de los árboles y arbustos forrajeros en el mejoramiento de los suelos de laderas en los trópicos, pp. 7-21, Rev.Ind.Agr., Colombia. 1993.
- Boyer, Ch. 1999. Variabilité spatiales du comportement hydrodynamique de la sierra madre occidentale (Mexique). Université Joseph Fourier Institut de Géographie Alpin e. Grenoble, France.
- BRISKE, DD; SD FUHLENDORF & FE SMEINS. 2005. State-and transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. *Rangeland Ecol. Manag.*, **58**:1-10.
- Buendía, A. 1998. Análisis hidrológico en parcelas experimentales de la subcuenca Sardinas de la región hidrológica 36. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias ORSTOM. Gómez Palacio, Durango, México.
- Búrquez A., A. Martínez-Yrzar, M. Miller, K. Rojas, M.A. Quintana and y D. Yetman. 1996. Mexican grasslands and the changing aridlands of Mexico: an overview and a case study in northwestern Mexico. p. 21-32. in: Tellman B., D.M. Finch, C. Edminster y R. Hamre (eds). *The Future of Arid Grasslands: Identifying Issues, Seeking Solutions*. United States. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins.
- Búrquez, A. Miller, M. y Martínez-Yrizar, A. 2002. Mexican Grasslands, Thornscurb and the Transformation of the Sonoran Desert by Invasive Exotic Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). p. 126-146. En: Tellman, B. (ed.). *Invasive Species in Sonoran desert Communities*. University of Arizona Press. Tucson.
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 2006. Conservación, transformación del paisaje y biodiversidad en el noroeste de México. p. 85-110. En: Toledo V.M., K.Oyama y A. Castillo (eds.). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México: perspectivas desde la investigación científica*. UNAM Centro de investigación en ecosistemas. México. Siglo XXI editores.
- Casenave, A. y Ch. Valentin. 1989. Les états de surface de la zone Sahélienne. Influence sur l'infiltration. Collection didactiques.

- ORSTOM. Paris, France. Chevalier, P. 1983. L'indice des précipitations antérieures. Cahiers ORSTOM. Ser. Hydrol. XX: 3-4: 179-189
- CASTELLANO, M. J & TJ VALONE. 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. *J. Arid. Environ.*, **71**:97-108.
- Castellanos, A. E., L. C. Bravo, G. W. Koch, J. M. Llano, D. Lopez, R. Mendez, J. C. Rodriguez, J. R. Romo, T. Sisk, G. Yanes. 2009. Impactos Ecológicos por el Uso del Terreno en el Funcionamiento de Ecosistemas Áridos Semi-Áridos de Sonora. En F. Molina-Freaner, T. R. Van Devender (eds.). *Diversidad Biológica del Estado de Sonora*. CONABIO - UNAM., Hermosillo Sonora, México.
- Castellanos, A.E. 1992. Ecología, Utilización y conservación de las comunidades vegetales en el estado de Sonora. Un análisis. P.25-37. En: J.L. Moreno (ed). *Los Recursos Naturales del Estado de Sonora*. SIUE - El Colegio de Sonora. Hermosillo Sonora, México.
- Chapin, F.S., P.A. Matson y H.A. Mooney. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York, USA. Springer. 202-211 p.
- Cingolani, A.M., I. Noy-Meir, D. D. Renison y M. Cabido (2008) La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18:253-271.
- Clermont-Ferrand. France. Murphy, M.R., Baldwin, R.L. and Koong, L.J. 1982. Estimation of stoichiometric parameters for rumen fermentation of roughage and concentrate diets. *J Animal Sci*, **55**: 411-421.
- Coke, J., P. Hairsine, P. Fogarty y R. T. Brooks. 2001. Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time. *For. Ecol. Manage.* **143**(1-3): 3-12.
- Conant R T, K Paustian, S J Del Grosso, W J Parton (2005) Nitrogen pools and fluxes in grassland soils sequestering carbon. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* **71**:239–248.
- Cox, J.R. 1991. El zacate buffel: historia y establecimiento, un acercamiento internacional para seleccionar sitios de siembra e implicaciones en la agricultura del futuro. p. 60-66. En: A. Aguirre, E. Candanosa y E. Gomez (eds). *Aprovechamiento integral del zacate buffel*. Simposium internacional. Séptimo congreso nacional sobre manejo de pastizales. SOMMAP. Cd. Victoria Tamps. Mexico.
- CRUZ, C.: Introducción al pastoreo de alta densidad. Curso de producción de bovino de doble propósito, p. 33, UNAM, México, 1996.
- D'Silva, J. Factory farming and developing countries. A compassion in World Farming Trust briefing, January 2000.
- Delhoume, J. P. 1997. Fonctionnement hydro-pédologique d'une toposéquence de sols en milieu aride. *Reserve de la biosphère de Mapimi, Nord-Mexique*. TDM. ORSTOM Editions. Paris, France.
- Descroix L., J. F. Nouvelot y J. Estrada. 1997. *Geografía de las lluvias en*

- una cuenca del norte de México: Regionalización de las precipitaciones en la Región Hidrológica 36. Folleto Científico 10. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria- Relaciones Agua-Suelo-Planta-Atmósfera, Instituto Nacional de Investigación es Forestales , Agrícolas y Pecuarias, ORSTOM. Gómez Palacio Durango, México.
- Descroix, L. y J. F. Nouvelot. 1997. Esgurrimiento y erosión en la Sierra Madre Occidenta I. Folleto Científico 7. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relaciones Agua Suelo Planta Atmósfera, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, ORSTOM. Gómez Palacio Durango, México.
- Descroix, L. y J. Poulenard. 1995. Les formes d'érosion dans la Sierra Madre Occidentale (Nord Ouest du Mexique): vers une cartographie de l'érosion. Bull. Labo. Rhô. Geom. 33 et 34. Lyon, France.
- Dugas, W.A. 1993. Micrometeorological and chamber measurements of CO2 flux from bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 67: 115-128.
- Durán, J., A. Rodríguez, J.M. Fernández-Palacios y A. Gallardo. 2009. Changes in net N mineralization rates and soil N and P pools in a pine forest wildfire chronosequence. *Biology and Fertility of Soils*, 45: 781-788. doi:10.1007/s00374-009-0389-4.
- Dyer, I.A. y O'Mary, C.C. Engorde a corral (The Feedlot), Ed. H. Sur, 1975. Finster, L y Berra, G. Inventario de gases de efecto invernadero de la República Argentina en 1997. Sec. Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Octubre 1999.
- Espinoza, Y. 2005. Revista Digital del Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias de Venezuela: Secuestro de Carbono en el Suelo (en línea). Consultado el 12 de abril del 2011.
- Estrada, A. J. 1999. Importance et fonction nement des petits barra ges dans une zone semiaride du Nord Mexique. Université de Montpellier II. Montpellier, France.
- Ewel, K.C., W.P. Cropper Jr. y H.L. Gholz. 1987. Soil CO2 evolution in Florida slash pine plantations. I. Changes through time. *Canadian Journal of Forest Research*, 17: 325-329.
- Ewing, S.A., R.J. Southard, J.L. Macalady, A.S. Hartshorn y M.J. Johnson. 2007. Soil Microbial Fingerprints, Carbon, and Nitrogen in a Mojave Desert Creosote
- FAO, Food Agricultural Organization (2002) Captura de Carbono en los Suelos para un Mejor Manejo de la Tierra. Informes Sobre recursos Mundiales de Suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma. Vol. 96. 70 p.
- FERNÁNDEZ-GIMÉNEZ, M. & B. ALLEN- DÍAZ, 2001. Vegetation change along gradients from water sources in three grazed Mongolian ecosystems. *Plant Ecology* 157: 101-118.
- Ford, D.J., W.R. Cookson, M.A. Adams y P.F. Grierson. 2007. Role of soil dryen in nitrogen mineralization and microbial community function in

- semi-arid grasslands of north-west Australia. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 1557-1569. doi:10.1016/j.soilbio.2007.01.014.
- Friedel, MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 422-426.
- FUHLENDORF, SD; DD BRISKE & FE SMEINS. 2001. Herbaceous vegetation change in variable rangeland environments: the relative contribution of grazing and climatic variability. *Appl. Veg. Sci.*, 4:177-188.
- FUSCO, M., J. HOLECHEK, A. TEMBO, A.GONNET, J.M., J.C. GUEVARA & O.R ESTEVEZ, 2003. Perennial grass abundance along a grazing gradient in Mendoza, Argentina. *Journal of Range Management* 56: 364-369.
- García Martínez, GC. 2005. Cambios edáficos asociados al pastoreo ovino en la estepa patagónica, Distrito Occidental. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). 37 pp.
- Ge, S., S. G. McNulty, P. Shepard, D. M. Amatya, H. Riekerk, N. B. Comerford, W. Skaggs y L. Swift. 2001. Effects of timber management on the hydrology of wetland forest in the southern United States. *Forest Ecol. Manage.* 143(1-3): 227-236.
- Germann, P. F. 1990. Macropores and erosion. pp. 173-214. *In*: M. G. Anderson y T. P. Brut (eds.). *Process studies in hill- slope hydrology*. John Wiley. Chichester, UK.
- Gitay, H. y I.R. Noble. 1997. What are functional types and how do we seek them? p. 3-17. *En*: Smith T.M., H.H. Shugart y F.I. Woodward (eds.). *Plant Functional Types: their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press.
- GODAGNONE, RE & DE BRAN. (eds.). 2009. *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de Río Negro*. INTA. Buenos Aires. Pp.392.
- Golchin, A., J.M. Oades, J. O. Skje120 Mstad; P. Clark. 1994. Soil structure and Carbon Cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32, 1043-1068.
- Golluscio, RA; VA Deregibus & JM Paruelo. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 265-284.
- González, C.G. 2002. Fonctionnement hydrodynamique des sols de versant en amont de petits barrages en region semi aride du Nord Mexique (Ranch Atotonilco). Université d'Angers. Angers, France.
- \*Guerrero, R. A. 2007 Correlación entre Apacentamiento Características físicas del Suelo e Infiltrabilidad en un Pastizal Mediano Abierto. Departamento de Recursos Naturales Renovables. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro: 79 pp.
- GUEVARA, J.C. & A.V. BERTRANOU, 1987. Evaluación económica de la incorporación de aguadas en el área centro este de Mendoza. *Revista Argentina de Producción Animal* 7: 389-395.
- GUEVARA, J.C., C.R. STASI & O.R. ESTEVEZ, 1996a. Seasonal specific

- selectivity by cattle on rangeland in the Monte Desert of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments* 34: 125-132.
- GUEVARA, J.C., J.B. CAVAGNARO, O.R. ESTEVEZ, H.N. LE HOUÉROU & C. R STASI, 1997. Productivity, management and development problems in the arid rangelands of the central Mendoza plains (Argentina). *Journal of Arid Environments* 35: 575-600.
- GUEVARA, J.C., J.M. GONNET & O.R. ESTEVEZ, 2001. Impact of cattle grazing on native perennial grasses in the arid rangelands of the Mendoza plain, Argentina. En: Prakash, I. (Ed.): *Ecology of Desert Environments*. Jodhpur, India: Scientific Publishers. p. 69-86.
- GUEVARA, J.C., O.R. ESTEVEZ, C.R STASI & A.S. MONGE, 1996b. Botanical composition of the seasonal diet of cattle in the rangelands of the Monte Desert of Mendoza, Argentina. *Journal of Arid Environments* 32: 387-394.
- GUEVARA, J.C., O.R. ESTEVEZ, C.R STASI & H.N. LE HOUÉROU, 2005. The role of weeping lovegrass, *Eragrostis curvula*, in the rehabilitation of deteriorated arid and semiarid range- lands in Argentina. *Arid Land Research and Management* 19: 125-146.
- GUEVARA, R. V.: Contribucción al estudio del pastoreo racional con bajos insumos en vaquerías comerciales, Tesis presentada en opción al grado de doctor en ciencias veterinarias, 106 p, Instituto de Ciencia Animal. Universidad Nacional Agraria de la Habana, 1999.
- GUEVARA, R. V.; R. RUIZ, G. GUEVARA, L. CURBELO, C. PARRA Y E. CANINO: Analisis integrado de los factores del suelo, la planta, y el animal en pastoreo racional intensivo. *Rev. Pastos y Forrajes*, (25): 107-114, 2002
- Hagarty, R. Greenhouse gas emissions from the australian livestock sector. What do we know, what can we do?. Australian Greenhouse Office, Commonwealth Agency on Greenhouse matters, october 2001.
- Hall, D. 1998. La Biomasa: Un Sustituto Energético. *Boletín OIMT*. 6 (4), 9.
- Hawkins Homestead, C.J. Meat Quality CRC Australia, Annual Report 1996/1997, 1997.
- Hernández, H.M. 2006. La vida en los desiertos mexicanos. Fondo de Cultura Económica. México D.F. México. 63-82 p.
- Hernández, H. A. 2008. Efecto de Pastoreo en Producción de Forraje e Infiltrabilidad en un Pastizal Mediano Abierto. Departamento de Recursos Naturales Renovables. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro: 97 pp.
- HESHMATTI, G.A., J.M. FACELLI & J.G.CONRAN, 2002. The piosphere revisited: plant species patterns close to waterpoints in small, fenced paddocks in chenopod shrublands of South Aus- tralia. *Journal of Arid Environments* 51: 547-560.
- HILLEL, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego. Pp.771.
- HOLECHEK, J., D. GALT, J. JOSEPH, J.LANDSBERG, J., C.D. JAMES,

- S.R. MORTON, T.J. HOBBS, J. STOL, A. DREW & H. TONGWAY, 1999. The effects of artificial sources of water on rangeland biodiversity: Final Report to the Biodiversity Convention and Strategy Section of the Biodiversity Group, Environment Australia. Biodiversity *Technical Paper N° 3*. Canberra, ATC. Environment Australia and CSIRO. 203 pp.
- Horn, R; Taubner H. Y Wuttke M. 1994. Soil Physical Properties Related to Soil Structure. *Soil y Tillage Research*. 30. 187–216.
- Horton, R. E. 1933. The role of infiltration in the hydrological cycle. *Trans. Amer. Geophys. Union* 14: 446-460.
- Hursh, C. R. y E. F. Brater. 1941. Separating storm hydrographs from small drainage areas into surface and subsurface flow. *Trans. Amer. Geophys. Union* 22: 863-870.
- Huxman, T.E., K.A. Snyder, D. Tissue, A.J. Leffler, K. Ogle, W.T. Pockman, D.R. Hewlett, J. D. 1982. Principles of forest hydrology. University of Georgia Press. Athens, GA, USA.
- Huang, M. D. 1998. Forest grazing match to silvicultural system. *J. Anim. Ind. Res.* 4: 21-26.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1986. Anuario estadístico del estado de Durango. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1990. Guías para la interpretación de cartografía. Climatología. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2001. Anuario Estadístico Durango. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2004. Anuario estadístico del estado de Durango. INEGI- Gobierno del Estado de Durango. Aguascalientes. México.
- INTA-GTZ. 1995. Lucha contra la desertificación en la Patagonia a través de un sistema de monitoreo ecológico. LUDEPA- SME, 182 pp.
- JOHNSON, Al. 1991. *A field method for measurement of infiltration*. U.S. Geological Survey, *Water-supply paper 1544-F*.
- Johnson, K.A. and Johnson, D.E. 1995. Methane emissions from cattle. *J Anim Sci*, 73: 2483-2492.
- JORDAN, H.; J. REYES, G. VALDES, MILAGROS MILERA, R. RUIZ Y R. GUEVARA: Mesa redonda sobre los principales resultados de investigaciones en PRV en el país, en resúmenes del Evento por el XXX aniversario de la muerte de A. Voisin, pp. 12 – 13, Instituto de Ciencia Animal, Habana, Cuba, 1995
- JORDAN, H.: La estructura del pastizal en bermuda cruzada (*Cynodon dactylon*) y su influencia en la producción de leche, Tesis presentada en opción al grado de C. Dr. en Ciencias, Instituto de Ciencia Animal-Instituto Superior de Ciencias Agropecuarias, La Habana, Cuba, 1984.



- KIRKBY, M. J. y MORGAN R. P. C. 1994. Erosión de suelos. Ed. Limusa, México.
- LÓPEZ C. De LL. 1998. Restauración Hidrológico Forestal de Cuencas, y Contol de la Erosión. Ingeniería Medioambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Ed. Mundi-prensa. Madrid.
- LANDSBERG, J., C.D. JAMES, S.R. MORTON, W.J. MÜLLER & J. STOL, 2003. Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. *Journal of Applied Ecology* 40: 1008-1024.
- Lascano, C. 2000. Estudio de caso: Proyecto piloto de introducción de *Arachis pintoi* en fincas de ganado de doble propósito en márgenes de bosque. In: R. Tejos, C. Zambrano, L. Mancilla y W. García (Eds) VI Seminario sobre Manejo y Utilización de Pastos y Forrajes. UNELLEZ. pp. 81-101.
- Leon, C. J. 2008. El Pastoreo Como Factor de cambio en el Uso de Suelo y su Impacto en el contenido de Nitrogeno y Carbono en Pastizal Semi Árido. Departamento de Recursos Naturales Renovables. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro: 88 pp.
- León, RJC & MR Aguiar. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenología* 13: 181- 196.
- León, RJC; D Bran; M Collantes; JM Paruelo & A Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- Lloyd, J. y J.A. Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8: 315-323.
- Lopez-Robles, D. 2007. Changes in soil carbon and nitrogen with buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) introduction in Sonora, México. Master of Science in Biology Dissertation, Northern Arizona University, Flagstaff. 9-29 p.
- Lovich, J.E. y D. Bainbridge. 1999. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration. *Environmental Management*, 24: 309-326.
- Ludwig, JA & DJ Tongway. 1995. Spatial organization of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10: 51-63.
- Lundegardh, H. 1927. Carbon dioxide evolution of soil and crop growth. *Soil Science*, 23: 253-335.
- Luo, X. P., Z. P. Jiang, W. F. Xiao y D. H. Zhang. 1999. Forest grazing for sustainable forest management in arid zones. *World For. Res.* 12(3): 29-33.
- Malhi, Y., D.D. Baldocchi y P.G. Jarvis. 1999. The Carbon Balance of Tropical, Temperate and Boreal Forests. *Plant, Cell and Environment*: 715-740.
- Marra, J.L. y R.L. Edmonds. 1996. Coarse woody debris and soil respiration in a clearcut on the Olympic Peninsula, Washington, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 1337-1345.
- Martin, C., Morgavi, D.P. and Doreau, M. 2009. Methane mitigation in

- ruminants: from microbe to farm scale. The Animal Consortium 2009. *Animal*, 4: 1-15.
- Mathers, N. J. y R. Dalal. 2004. Predicted and actual changes in nitrogen mineralisation in the Mulga soils of southern Queensland. in: Super Soil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference. University of Sydney. Australia.
- Mathers, N.J., B. Harms y R.C. Dalal. 2006. Impacts of land-use change on nitrogen status and mineralization in the Mulga Lands of Southern Queensland. *Austral Ecology*, 31: 708-718. doi:10.1111/j.1442-9993.2006.01613.x.
- Mbanzamihigo, L., Fievez, V., da Costa Gomez, C., Piattoni, F., Carlier, L. and Demeyer, D. 2002. Methane emissions from rumen of sheep fed a mixed grass-clover pasture at two fertilization rates in early and late season. *Can J Anim Sci*, 82: 69-77.
- McAllister, T.A. and Newbold, C.J. 2008. Redirecting rumen fermentation to reduce methanogenesis. *Aust J Exp Agri*, 48: 7-13.
- McAllister, T.A., Okine, E.K., Mathison, G.W. and Cheng, K.J. 1996. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. *Can J Anim Sci*, 76: 231-243.
- McCaughey, W.P., Wittenberg, K. and Corrigan D.1999. Impact of pasture on methane production by lactating beef cows. *Can J Anim Sci*, 79: 221-226.
- McCaughey, W.P., Wittenberg, K. and Corrigan, D. 1997. Methane production by steers on pasture. *Can J Anim Sci*, 77: 519-524.
- McCraab, G.J. and Hunter, R.A. 1999. Prediction of methane emissions from beef cattle in tropical production systems. *Aust J Agri Res*, 50: 1335-1339.
- McNaughton, S. J. (1983) Serengeti grassland ecology: the role of composite environmental factors and contingency in community organization. *Ecological monographs* 53:291-320.
- McSweeney, C.S., Palmer, B., Bunch, R. and Krause, D.O. 2001. Effect of the tropical forage *Calliandra* on microbial protein synthesis and ecology in the rumen. *J Appl Microbiol*, 90: 78-88.
- McVay, K.A., y C.W. Rice. 2002. Carbono orgánico del suelo y ciclo global del carbono (en línea). Universidad del Estado de Kansas, Estados Unidos de Norte América. Consultado el 5 de abril del 2011.
- Menezes, R.S.C., I.H. Salcedo y E.T. Elliott. 2002. Microclimate and nutrient dynamics in a silvopastoral system of semiarid northeastern Brazil. *Agroforestry Systems*, 56:1 27-38.
- MILERA, MILAGROS y R. MACHADO: Efecto del manejo intensivo racional sobre el comportamiento de gramíneas tropicales sin la aplicación de riego ni agroquímicos. 3. Evolución de las especies, 20 (2): 167-174, Revista de E.E.P.F Indio Hatuey, 1997
- MINISTERIO DE LA AGRICULTURA, CUBA: Manual para la aplicación del PRV y el manejo de los rebaños, Ed. MINAGRI, La Habana,

- Cuba, 1991.
- Misselbrook, T., Kim, E.J., Bulmer, N., Munrray, R., Scollan, N. and Chadwick, D. 2010. Evaluation of effects of grass water-soluble carbohydrate on methane emissions from grazing lambs. In: McGeough, E.J. and McGinn, S.M. (Eds.). Proceeding of the 4th Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Greenhouse Gases and Animal Agriculture Conference. Banff, Canadá.
- Moe, P.W. and Tyrrell, H.F. 1979. Methane production in dairy cows. *J Dairy Sci*, 62: 1583- 1586.
- Molano, G. and Clark, H. 2008. The effect of level of intake and forage quality on methane production by sheep. *Aust J Exp Agri*, 48: 219-222.
- MORICI, E., W. MUIÑO, R. ERNST & S. POEY, 2006. Efecto de la distancia a la aguada sobre la estructura del estrato herbáceo en matorrales de *Larrea* sp. pastoreados por bovinos en zonas áridas de Argentina. *Archivos de Zootecnia* 55: 149-159.
- Muetzel, S., Knight, T.W., Hoskin, S.O., Molano, G., Maclean, S., Silva-Villacorta, D. and Clark, H. 2009. Level of intake and physiological state influences methane emissions from sheep fed fresh pasture. in: Chilliard, Y., Glasser, F., Faulconnier, Y., Bocquier, F., Vissier, I. and Doreau, M. (Eds.). Ruminant physiology, digestion metabolism and effects of nutrition on reproduction and welfare. Proceedings of the XI International Symposium on Ruminant Physiology.
- Návar, J. y T. J. Synnott. 2000. Soil infiltration and land use in Linares, N.L., Mexico. *Terra* 18: 255-262.
- Navarro-Villa, A., O'Brien, M., López, S., Boland, TM. and O'Kiely, P. 2011. *In vitro* rumen methane output of red clover and perennial ryegrass assayed using the gas production technique (GPT). *Anim Feed Sci Technol*, 168: 152-164.
- Neely, C., Bunning, S. and Wilkes, A. 2009. Review of evidence on drylands pastoral systems and climate change. Implications and opportunities for mitigation and adaptation. Land and Water Discussion Paper 8. FAO. Roma, Italia.
- Niggli, U., Fliebbach, A., Hepperly, P. and Scialabba, N. 2009. Low greenhouse gas agriculture: Mitigation and adaptation potential of sustainable farming systems. FAO. Rev 2-2009.
- Nouvelot, J. F. y L. Descroix. 1996. Aridité et sécheresses du Nord Mexique. *Trace Revista del Centro Francés de Estudios Mexicanos y Centroamericanos, México* 30:9-25.
- Noy Meir, I. M., M. Gutman y Y. Kaplan (1989) Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290-310.
- O'Mara, F.P., Beauchemin, K.A., Kreuzer, M. and McAllister, T.A. 2008. Reduction of greenhouse gas emissions of ruminants through nutritional strategies. In: Rowlinson, P., Steele, M. y Nefzaoui, A.

- Proceeding International Conference. Livestock and Global Climate Change 2008. Hammamet. Tunisia.
- Orpin, C.G. and Joblin, K.N. 1997. The rumen anaerobic fungi. In: Hobson, P.N. and Stewart, C.S. (Eds.). The rumen microbial ecosystem. Blackie Academic & Professional. London, UK. p. 174.
- Palacio, A.A.R, F.H.M, Hurtado (2008) Respiración microbiana y de raíces en suelos de bosques tropicales primarios y secundarios (Porce, Colombia). Rev. Fac. Nal. Agron. Medellín 61:4381– 4393.
- Palmquist, D.L. and Jenkins, T.C. 2003. Challenges with fats and fatty acid methods. *J Anim Sci*, 81:3250-3254.
- Paruelo, JM; MB Bertiller; TM Schlichter & FR Coronato. 1993. Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Convenio Argentino Alemán. Cooperación Técnica INTA-GTZ. 110 pp.
- Passano, J.C. y Carullo, N. La empresa Feedlot. Bureau de Producción Animal, 1995: 4-9.
- Patra, A.K. and Saxena, J. 2010. Review: A new perspective on the use of plant secondary metabolites to inhibit methanogenesis in the rumen. *Phytochemistry*, 71: 1198-1222.
- PATROCIPES. 1995. Guía práctica para el Establecimiento, Manejo y Utilización de Zacate Buffel. Patronato de Centro de Investigaciones Pecuarias del Estado de Sonora A.C. Hermosillo, Sonora, 9 p.
- PERELMAN, S.B., R.J.C. LEÓN & J.P. BUSSACCA, 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20: 400-406.
- Perelman, SB; RJC León & JP Bussacca. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20: 400-406.
- Pérez, C. 1998. Evaluación del escurimiento y la erosión hídrica en la subcuenca Cañón de Fernández de la región hidrológica 36. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias- Gómez Palacio Durango, México.
- Raich, J.W. y A. Tufekciogul. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48:1 71-90.
- Raich, J.W. y C.S. Potter. 1995. Global patterns of carbon dioxide emission from soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 23-36.
- Raich, J.W. y K.J. Nadelhoffer. 1989. Belowground carbon allocation in forest ecosystems: global trends. *Ecology*, 70:5 1346-1354.
- Raich, J.W. y WH Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*, 44B: 81-99.
- RAY, J. 2000. Comparación del pastoreo racional con el porcionado en *Brachiaria humidicola* sobre suelo vertisol para la producción de leche, Tesis presentada en opción al grado de Doctor en Ciencias

Veterinarias, ICA–Universidad Agraria de la Habana

- Rincón, A. y M. Argüelles. 1991. Maní forrajero perenne (*Arachis pintoi* Krapovicas y Gregory). CIAT, Colombia. 18 pp.
- Rincón, X., Montilla, M., García, L. y González, B. 1998. Respuesta del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*, Hochst) a diferentes dosis de nitrógeno. *Revista Científica. Facultad de Ciencias Veterinarias LUZ.*, 8(4):308-311.
- Rivarola, I. Hotelería de novillos y terneras. *Rev. CREA* 33 (210), 1998.
- Rodríguez, C., E. Leoni, F. Lezama y A. Altesor (2003) Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- SABA, S.L., D.A. PÉREZ, E. CEJUELA, V. QUIROGA & A. TOYOS, 1995. La piosfera ovina en el extremo austral del desierto del Monte. *Naturalia Patagónica* 3: 153-174.
- Sala, O. E., Oesterheld, M., León, R. J. C., y A. Soriano (1986) Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67:27-32.
- Sandquist, D.L. Potts y S. Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia*, 141: 254-268.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: An analysis of global change.* Academic Press Inc. San Diego, Calif. 142-194 y 588 p.
- Schlesinger, W.H. y E.T. Peterjohn. 1991. Processes controlling ammonia volatilization from Chihuahuan desert soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 23: 637-642.
- Schlesinger, W.H. y J.A. Andrews. 2000. Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48: 7-20.
- Schlesinger, W.H., J.A. Raikes, A.E. Hartley y A.F. Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology*, 77: 364-74.
- Schlesinger, W.H. y A.M. Pilmanis. 1998. Plant–soil interactions in deserts. *Biogeochemistry*, 42: 169-187.
- Shultz, T. and Collar C. Dairying and air emissions. Univ. of California Cooperative Extension. Dairy manure management series, 1993.
- Singh, J.S. y S.R. Gupta. 1977. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *Botanical Review*, 43: 449-528.
- Spaeth, K. E., T. L. Thurow, W. H. Blackburn y F. B. Pierson. 1996. Ecological dynamics and management effects on rangelands hydrologic processes. pp. 25-51. *In: Spaeth, K. E., F. B. Pierson, M. A. Weltz y R.G. Hendricks. Society for Range Management. Denver, CO, USA.*
- Spurr, S. H. y B. V. Barnes. 1982. *Ecología forestal.* AGT Editor. México, D. F.
- Startsev, A. D. y D. H. McNabb. 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 80: 617-624.
- Stuart, M. y M. Costa, P. 1998. *Climate Change Mitigation by Forestry: a Review of International Initiatives. Policy that Works for Forests and*

- People.** Series N° 8. International Institute for Environment and Development, London. England.
- TODD, S.W. 2006. Gradients in vegetation cover, structure and species richness of NamaKaroo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology* 43: 293-304.
- Tonway, DJ & NL Hindley. 2004. Landscape Function Analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes with special reference to Minesite and Rangelands. CSIRO Australia, 80 pp.
- Trumbore S E, E A Davidson, P Barbosa de Camargo, D. D. Nepstad, L. A. Martinelli (1995) Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles* 9:515–528.
- Trumbore, S.E. y E.R.M. Druffel. 1995. Carbon Isotopes for Characterizing Sources and Turnover of Non-living Organic Matter. In the Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle. R.G. Zepp y Ch. Sonntang. Editores. Wiley, Chichester. 7-22.
- UGARTE, J.: Factores no nutricionales que afectan la producción de leche, pp. 110-115, XXX Aniversario del ICA, Seminario Científico Internacional, Octubre 25-27, 1995.
- Valentin, C. 1985. Organisations pelliculaires superficielles de quelques sols de régions subdésertiques, collection "ET ". ORSTOM. Paris, Francia.
- Viramontes, P. D. 1997. Utilisation de l'eau en milieu rural du Centre Nord aride du Mexique. Université de Bordeaux. Bordeaux, France.
- Viramontes, P. D., E. Anaya, C. García, J. Poulenard, H. Barral, L. Macías, M. G. Rodríguez. 2004. Demasiado ganado y demasiados leñadores: una economía minera. pp. 183-194. *In*: L. Descroix, J. L. González Barrios y J. Estrada Avalos. (eds.). La Sierra Madre Occidental, una fuente de agua amenazada. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias Institut de Recherchepour le Développement. Gómez Palacios, Durango, México.
- Viramontes, P. D. 2000. Comportement hydrodynamique du milieudans le haut bassin du Nazas (Sierra Madre Occidental, Mexique) causes et conséquences de son évolution. Université Joseph Fourier-Grenoble. Grenoble, Francia.
- VOISIN, A.: Productividad de la hierba, p. 499, Ed. Tecnos, S.A., España, 1963.
- Warren, S. D. 2001. Synopsis: Influence of biological soil crusts on aridland hydrology and soil stability. pp. 349–360. *In*: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and management. Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.
- Warren, S. D. and D. J. Eldridge. 2001. Biological soil crusts and livestock in arid ecosystems: Are they compatible? pp. 401-415. *In*: J. Belnap and O. L. Lange (eds.). Biological soil crusts: structure, function, and management. Springer. Ecol. Stud. 150. Berlin, Germany.

- Whitford, W. G. 2002. Ecology of desert systems. Ed Academic Press. 258-266 y 288 p.
- Wilcox, B. P., D. D. Breshears, and H. J. Turin. 2003. Hydraulic conductivity in a piñon-juniper woodland: Influence of vegetation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1243-1249.
- Yates, C. J., D. A. Norton y R. J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south Western Australia: implications for restoration. *Austr. Ecol.* 25: 36-47.
- Yeager, C. M., J. L. Kornosky, D. C. Housman, E. E. Grote, J. Belnap, and C. R. Kuske. 2004. Diazotrophic community structure and function in two successional stages of biological soil crusts from the Colorado Plateau and Chihuahua Desert. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 973-983.
- Zang, T. L. y J. C. Zhang. 1999. Function of forest litter in soil and water conservation. *J. Nanjing For. Univ.* 23: 81-84.