



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO CUARTO
Facultad de Agronomía y Veterinaria

Tesis de Maestría en Ciencias Agropecuarias, mención Manejo de
tierras:

***“IMPACTO DEL PASTOREO OVINO SOBRE LOS RECURSOS SUELO Y
VEGETACION, EN AMBIENTES REPRESENTATIVOS DEL SUROESTE DEL
CHUBUT, (DISTRITO OCCIDENTAL)”***

OCTUBRE DE 2010

Maestrando:

Ing. Agr. Diego Javier Celdrán.

Director:

Ing. Agr. (M.Sc.) José Manuel Cisneros.

Co-director:

Ing. Agr. (M.Sc.) Gustavo Gabriel Buono.

Jurados:

Ing. Agr. (M.Sc.) Néstor Osvaldo Elissalde.

Ing. Agr. (M.Sc.) Juan Maria Escobar.

Ing. Agr. (M.Sc.) Jorge Luís Luque.

DEDICATORIA

A Maria Paz y Paola por ser la razón, la motivación
e inspiración en todo lo que hago.

A Sylvia y Héctor, mis padres,
que me lo dieron todo y no se si lo saben...

AGRADECIMIENTOS

A “Pepe” Cisneros porque sin conocerme me acepto como tesista y tuvo gran predisposición a ayudarme, siempre tuvo palabras de aliento y además le agradezco su optimismo con respecto a este trabajo, su estímulo fue muy importante.

El trabajo de campo no hubiera sido posible sin la inestimable colaboración de Gustavo Buono, además supo aportar ideas, sugerencias y observaciones que permitieron darle forma a este trabajo (esos menesteres son fáciles para alguien con sus condiciones profesionales). Aunque lo más destacable y por lo que quiero agradecerle sinceramente es por estar siempre pendiente de mis necesidades en INTA y del bienestar de mi familia, gracias Gus.

Néstor Elissalde; Juan Escobar y Jorge Luque, los jurados; por haber dedicado su tiempo a la revisión de este trabajo y por sus aportes que fueron enriquecedores para mí.

El realizar una Maestría tan lejos del lugar en donde uno reside requiere si o si de la colaboración de quienes la dictan, y en este punto quiero destacar la siempre colaboración y gestión de Elena Bonadeo.

Agradecimiento especial para Nicolás; Rubén; Adriana (me aguantó millones de consultas informáticas) y Virginia que me facilitaron la adaptación a INTA y a la Patagonia, siempre colaborando y dejándome formar parte de su ámbito.

A INTA mi agradecimiento y reconocimiento por permitirme formarme, capacitarme y ser parte de una institución tan prestigiosa.

A la Universidad pública libre y gratuita en donde hice mi carrera de grado y transite este postgrado un fuerte gracias.

Injustamente quedaran muchas personas fuera de esta acotada lista, por que han sido muchos los que colaboraron de alguna u otra forma para que esto sea posible. Mis disculpas para ellos y espero que sepan que por pequeño de su aporte se los agradezco de corazón.

Por ultimo agradezco a Dios y a la vida por que en ningún momento perdí mi rumbo, no me deje “comer” por la tesis y las presiones coyunturales que muchas veces se generan en torno a un trabajo de esta índole. Siempre en mis prioridades figuro mi familia, única fuente de felicidad para mí...

Diego

INDICE GENERAL

Capitulo N°	Tema	Pág. N°
	INDICE DE TABLAS	VIII-X
	INDICE DE FIGURAS	XI-XIII
1	INTRODUCCIÓN Y ANÁLISIS DE ANTECEDENTES	
	I.1.Introducción	1-3
	I.2. Antecedentes	4
	I.2.1. Sobre la zona de estudio (producción ganadera, vegetación y suelo)	4-5
	I.2.2. Características de los ambientes áridos	5-7
	I.2.3. El pastoreo como causa de degradación de los pastizales áridos del mundo	7-9
	I.2.4. El sobrepastoreo como problemática ambiental para la zona de estudio	10-11
	I.2.5. Factores de manejo del pastoreo ovino que influyen en la degradación de los pastizales patagónicos	11
	I.2.5.A. Sobreestimación de la capacidad de carga	12
	I.2.5.B. Inadecuada distribución de los animales en los potreros	12-13
	I.2.5.C. Patrón estacional de manejo	13-14
	I.2.6. Degradación del recurso suelo por sobrepastoreo	14-15
	I.2.7. Degradación del recurso vegetación por sobrepastoreo	16
	I.2.8. El pastoreo animal como causante de heterogeneidad en ambientes áridos	16-18

Capitulo Nº	Tema	Pág. Nº
	I.2.9. Indicadores e índices de calidad de sitios	18-20
	I.2.10. Metodologías de monitoreo de la desertificación en Patagonia (MARAS)	20-22
1	HIPOTESIS Y OBJETIVOS	
	Objetivo general	22
	Objetivos específicos	22
	Hipótesis	23
2	MATERIALES Y MÉTODOS	
	II.1. Área de estudio	24-26
	II.2. Tratamientos	26-27
	II.3. Sitio y momento de muestreo	27-28
	II.4. Determinaciones	28-40
	II.5. Análisis estadístico	40
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
	III.1.Efecto de la carga animal sobre las propiedades del pastizal.	41
	III.1.1. Efecto sobre las propiedades físicas del suelo	41-49
	III.1.2. Efecto sobre las propiedades químicas del suelo	49-51
	III.1.3 Fracciones texturales y su relación con la materia orgánica y la erosión eólica	51-54
	III.1.4. Efecto de la carga animal sobre la vegetación	54-58

Capitulo N°	Tema	Pág. N°
3	III.1.5. Efecto de la carga animal sobre los índices de función del paisaje	59-61
	III.1.6. Efecto de la carga animal sobre los índices de organización del paisaje	62-64
	III.2. Efecto de la distancia a la aguada sobre las propiedades del pastizal	65
	III.2.1. Efecto de la distancia a la aguada sobre las propiedades físico-químicas del suelo	65-68
	III.2.2. Efecto de la distancia a la aguada sobre la vegetación	68-70
	III.2.3. Índices de función y organización del paisaje y su relación con la distancia a la aguada	70-72
	III.3 Elaboración de Índices de calidad de sitio para los 3 tratamientos de carga	72-73
4	CONCLUSIONES	74-75
5	BIBLIOGRAFÍA	76-105

INDICE DE TABLAS:

Tabla	Leyenda	Pagina
2-1	Indicadores superficiales para análisis de función del paisaje.	34-37
2-2	Combinaciones de indicadores para formar los 3 índices de función del paisaje.	38
3-1	Valores promedio (desvío estándar) de la velocidad de infiltración para el sitio estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,001$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=12$ para la clausura.	41
3-2	Comparación de valores medios (desvío estándar) de velocidad de infiltración entre acumulaciones e interparches adyacentes en un cuadro sobrepastoreado. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$, $n=3$)	42
3-3	Valores promedio (desvío estándar) de la densidad aparente para el sitio estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=10$ para la clausura.	42
3-4	Valores promedio (desvío estándar) para el porcentaje de gravas a los 10 cm del sitio en estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p \leq 0,05$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=10$ para la clausura.	42
3-5	Fracciones texturales (en % de partículas) en los primeros 10 cm. de suelo, para los diferentes tratamientos. Entre paréntesis desvío estándar, letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos, $n=30$ para sitios pastoreados y $n= 12$ clausura.	43

Tabla	Leyenda	Pagina
3-6	Comparación de valores medios (desvío estándar) de porcentaje del tamaño de partículas (0-10 cm.) entre acumulaciones e interparches adyacentes en un cuadro sobrepastoreado. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$, $n=3$)	44
3-7	Valores medios (desvío estándar) de MO y N del sitio en estudio bajo distintas cargas animales. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,001$) en la columna, $n=30$ para tratamientos pastoreo y $n= 12$ clausura.	49
3-8	Valores medios (desvío estándar) de pH y conductividad eléctrica del sitio en estudio bajo distintas cargas animales. Letras distintas indican diferencia significativa ($p \leq 0,05$) en la columna, $n=30$ para tratamientos de pastoreo y $n= 12$ clausura.	50
3-9	Correlaciones entre fracciones texturales y materia orgánica (** significativo $p < 0.001$)	52
3-10	Datos estación meteorológica automática ubicada en el campo experimental de Río Mayo (CERM)	53
3-11	Valores promedio (desvío estándar) de los principales atributos de la vegetación (expresados en %) en los diferentes tratamientos y momentos de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos en cada momento de muestreo, $n=5$ para sitios pastoreados y $n=2$ para clausura.	55

Tabla	Leyenda	Pagina
3-12	ANVA Índices de Función del Paisaje para los 3 tratamientos ensayados. Entre paréntesis desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$), $n=5$ para tratamientos pastoreados y $n=2$ para clausura.	59
3-13	ANVA de los índices de organización del paisaje en relación a los 3 tratamientos de carga animal ensayados. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Solo se marcaron con letras los índices significativos $n=5$ tratamiento animales $n=2$ clausura. COBP (cobertura basal de los parches); LMI (longitud media de los interparches); LMP (longitud media de los parches); AMP (ancho medio de los parches); ISD (índice de suelo desnudo); N° p/10 mts (numero de parches cada 10 metros).	62
3-14	Valores de R^2 para las correlaciones entre los parámetros de suelo y la distancia a la aguada, para 2 cargas animales. Significancia * $p \leq 0,05$: ** $p \leq 0.001$.	65
3-15	Regresiones de los atributos del pastizal por distancia a la aguada. Primavera 2008. Significancia * $p \leq 0,05$: ** $p \leq 0.001$.	68
3-16	Regresiones de los atributos del pastizal por distancia a la aguada. Otoño 2009 Significancia * $p \leq 0,05$: ** $p \leq 0.001$.	69
3-17	Regresión según distancia a la aguada para los índices de organización y función del paisaje. Significancia * $p \leq 0,05$: ** $p \leq 0.001$.	71
3-18	Índices de calidad de sitio para los 3 tratamientos ensayados. Otoño 2009	72

INDICE DE FIGURAS:

Figura	Leyenda	Pagina
2-1	Ubicación geográfica del sitio del ensayo en la Argentina y en la provincia del Chubut. En la parte inferior derecha del recuadro se muestra la imagen satelital del campo Experimental Río Mayo.	24
2-2	Fotografías de la vegetación típica del sitio del ensayo y su arreglo espacial en parches de vegetación e interparches de suelo desnudo, Campo Experimental Río Mayo (CERM).	25-26
2-3	Figura N° 2-3 Esquema que muestra el cuadro perteneciente al Campo Experimental Río Mayo (CERM), utilizado en el ensayo. Los puntos representan las transectas evaluadas.	27
2-4	Acumulaciones, producto de la acción eólica cercanas a las matas de pastos.	29
2-5	Material grueso en la superficie del suelo; infitrometro de anillo simple.	31
2-7	línea de intercepción de Canfield (transectas)	32
3-1	Fracciones texturales, en porcentaje, de los primeros 10 cm. Arcilla (0-2 μm); Limo (2-50 μm); Arena A (50-500 μm); Arena B (0.5-1 mm); Arena C (1-2 mm).	44

Figura	Leyenda	Pagina
3-2	Efecto de la carga animal sobre el porcentaje de suelo desnudo ($R^2= 0.361$ $p= 0.0387$). Medidos sobre línea de intercepción (Canfield), primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.	55
3-3	Efecto de la carga animal sobre, porcentaje de suelo desnudo ($R^2= 0.368$ $p= 0.0362$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield), otoño 2009. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en otoño de 2009 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.30 UGO y a la carga alta un valor de 0.45 UGO.	56
3-4	Efecto de la carga animal sobre, porcentaje de criptógamas ($R^2= 0.780$ $p= 0.0001$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield), primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.	56
3-5	Efecto de la carga animal sobre, porcentaje de <i>Poa ligularis</i> ($R^2=0.435$ $p= 0.0195$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield) Primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.	56

Figura	Leyenda	Pagina
3-6	Efecto de la carga animal sobre, porcentaje de <i>Poa ligularis</i> ($R^2= 0.455$ $p= 0.0161$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield) Otoño 2009. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en otoño de 2009 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.30 UGO y a la carga alta un valor de 0.45 UGO.	57
3-7	Efectos de la carga animal sobre los índices de función del paisaje. (A) Estabilidad ($R^2= 0.164$ $p= 0.191$); (B) Infiltración ($R^2= 0.349$ $p= 0.0429$); (C) Reciclaje ($R^2= 0.327$ $p=0.0519$).	60
3-8	Rulo de retroalimentación negativa entre el pastoreo y los parches de vegetación	64
3-9	Rulo de retroalimentación positiva entre el pastoreo ajustado y los parches de vegetación.	64
3-10	Efecto de la distancia a la aguada para la velocidad de infiltración para 2 cargas animales alta (A) $R^2= 0.26^*$ y ajustada (B) $R^2=0.42^{**}$. Significancia $*p<=0,05$: $** p<=0.001$.	66
3-11	Efecto de la distancia a la aguada sobre las fracciones finas arcilla (A) $R^2=0.30^*$; limo (B) $R^2=0.36^{**}$. Significancia $*p<=0,05$: $** p<=0.001$.	67

RESUMEN:

A comienzos del siglo XX toda la patagonia estaba dedicada a la explotación ovina. Por lo tanto los pastizales de la región tienen poco más de 100 años de historia de pastoreo ovino. La excesiva presión de pastoreo está citada como una de las principales causas de la desertificación en la región. El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto del pastoreo sobre la estructura y funcionalidad del pastizal. El ensayo se llevo a cabo en el SO de Chubut. Los tratamientos fueron 3 cargas animales: alta, ajustada y sin animales, teniendo en cuenta distancias crecientes a la aguada. Como resultado se determinó, sobre los principales componentes del pastizal, una disminución del número de los parches de vegetación, el aumento de la proporción de suelo desnudo, la disminución de la cobertura de *Poa ligularis* y la disminución en la presencia de criptógamas por efecto de altas cargas de pastoreo. Los indicadores de calidad de suelo tradicionales (densidad aparente y tasa de infiltración) no se adaptan del todo a estos ambientes xéricos por la falta de estructura y el alto contenido de gravas del suelo. Los índices de calidad de sitio, creados a partir de valores normalizados, tuvieron un mejor comportamiento a la hora de separar el efecto de las distintas cargas animales, que los de la metodología de Análisis de Función del Paisaje. Se destaca que los arbustos y las gramíneas no consumidas por los animales y el contenido de gravas, al impedir un aumento de la proporción de suelo desnudo por pastoreo, otorgan al ecosistema cierta estabilidad lo cual impediría o retardaría su evolución hacia estados de desertificación extremos.

Palabras claves: Desertificación; degradación; pastoreo

I. INTRODUCCION Y ANALISIS DE ANTECEDENTES

I.1. Introducción

La patagonia posee una extensión de aproximadamente 770.000 Km² y la mayor superficie corresponde a tierras áridas y semiáridas donde las precipitaciones son escasas y de carácter estocástico. Está ubicada al sur del río Colorado, desde los 39° S hasta los 55° S, e incluye la cordillera de los Andes y las mesetas, planicies y serranías comprendidas entre los Andes y el océano Atlántico.

Es en su mayor parte un semi-desierto frío y ventoso. En la porción extrandina la lluvia no supera por lo general los 300 mm anuales. (Paruelo et al., 1998). Dentro de la patagonia extrandina una de las áreas importantes para la producción ovina es el distrito occidental de la Provincia Fitogeográfica Patagónica (Soriano 1956) clasificación realizada en base a una caracterización fisonómica-florística. Se ubica al oeste del meridiano 70° y ocupa un área continua entre el lago Buenos Aires en Santa Cruz (46°30') y las serranías ubicadas entre Loncopue y Chos-Malal, en Neuquén (38°). Con un promedio de precipitaciones menores a los 200mm es considerada una zona árida.

En los ecosistemas áridos, la vegetación se distribuye escasamente en el espacio, dando como resultado un arreglo heterogéneo horizontal formando un patrón de parches de vegetación que alterna con zonas de suelo desnudo (Noy-Meir, 1973). En Patagonia el pastoreo con ovejas desde hace algo más de 100 años, afecta la composición de especies y la distribución espacial de los parches vegetados (Ares et al., 2003).

La principal actividad productiva es la ganadería ovina extensiva, donde los pastizales naturales son empleados como fuente de forraje para el ganado doméstico. En muchos casos los campos muy sobrecargados de animales, junto a las características climáticas propias de la región, condujeron a un proceso de desertificación que abarca alrededor de un 80% de su superficie (PRODESER 1995).

Desertificación es la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmeda secas resultante de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas (UNEP 1994). Las Naciones Unidas estiman que la desertificación afecta ya a 35 millones de km² (superficie igual a la de toda América), siendo Asia y África los continentes más afectados. Unos 850 millones de personas sufren las consecuencias del deterioro con distinto grado de intensidad.

La erosión del suelo es quizás una de las mayores evidencias de la desertificación, se ha estimado que el suelo perdido en los últimos 50 años alcanza los 26 millones de toneladas. De mantenerse el ritmo de avance actual en 200 años no habrá tierra en el mundo que no esté en proceso de desertificación. La desertificación de las tierras áridas afecta adversamente la relación de sustentabilidad entre los ecosistemas y las formas de vida de estimadamente 250 millones de personas en todo el mundo, constituyéndose en el principal desafío medioambiental del siglo XXI (Reynolds et al., 2007).

El avance de la desertificación se presenta como uno de los mayores problemas que afectan a la región Patagónica extrandina (Soriano y Movia, 1986; del Valle et al., 1997). Existe un claro consenso a la hora de señalar al pastoreo ovino como un factor determinante en la degradación de los pastizales patagónicos. Varios autores (Soriano, 1983; León y Aguiar, 1985; Ares et al., 1991; Golluscio et al., 1998) hacen referencia a la excesiva presión de los animales en pastoreo, como una de las principales causas de la desertificación de esta zona.

A comienzos del siglo XX toda la región estaba dedicada a la explotación ovina. Por lo tanto los pastizales patagónicos tienen poco más de 100 años de historia de pastoreo ovino. La carga media animal históricamente era decidida por el procedimiento de prueba y error (Soriano y Paruelo 1990). Las poblaciones ovinas superaron en más del 50% a la capacidad de los campos, provocando cambios en el ambiente que no se percibieron en su total magnitud hasta que en muchos casos se produjo el colapso del sistema (Borrelli 2002).

Por esta razón es fundamental comprender como reacciona el recurso suelo y vegetación en estos ambientes áridos al pastoreo ovino, para evitar llevar al sistema a un estado de degradación que haga inviable la producción ganadera extensiva. Las experiencias realizadas en la Patagonia indican que es posible conservar y recuperar muchos ambientes semiáridos si se controla la cantidad y distribución de ovinos en pastoreo (Borrelli 2002). Mantener los recursos suelo y vegetación, por medio de cargas animales adecuadas, en estas zonas áridas en donde la dinámica ambiental es sumamente lenta, se presenta como un gran desafío tanto para técnicos como tomadores de decisiones.

El presente trabajo pretende llenar parte del vacío de información respecto a la respuesta de los pastizales del distrito occidental al pastoreo continuo de ovinos, lo cual contribuirá al desarrollo de estrategias de manejo sustentable. En este sentido se estudiaron dos componentes claves del pastizal como son el suelo y la vegetación y su respuesta al pastoreo, teniendo en cuenta distintas cargas animal y el efecto de la cercanía a los puntos donde los animales acuden a beber.

I.2. Antecedentes

I.2.1. Sobre la zona de estudio (producción ganadera, vegetación y suelo)

La producción ovina extensiva constituye la principal actividad agropecuaria de la Patagonia, tanto por el número de explotaciones dedicadas a este rubro, como por el valor de su producción. Esta actividad ocupa una superficie de 40 millones de hectáreas.

Según cifras del Censo Nacional Agropecuario del año 2002, existían 6.491.000 cabezas ovinas, correspondiendo al 47,8% del stock nacional. En la región coexisten distintos sistemas de producción con productores de distinta escala productiva y problemática que van desde minifundios con menos de 400 animales (NO del Chubut), hasta empresas de más de 20.000 animales (Sur de Santa Cruz y Norte de Tierra del Fuego).

En la mayoría de los establecimientos la lana es el principal producto. La producción anual de lana asciende a 26.700 toneladas (59% de la producción nacional), de ese total el 63% corresponde a lanas finas y el 37% restante a lanas cruza finas. Esta producción representa un valor (a precios pagados al productor) de aproximadamente U\$S 57.000.000. El 87% de la producción de lana de la región se exporta, 41% como lana sucia y el resto como lana lavada o peinada. El valor total de las exportaciones de lana de la región es de aproximadamente U\$S 80.000.000 anuales.

Los suelos de la región derivan de materiales originarios variados, aunque los depósitos basálticos, los glaciarios y los sedimentos marinos son los más comunes (Salazar Lea Plaza 1990). Se desarrollan sobre mantos de sedimentos no consolidados (suelos), producto de procesos geomorfológicos fluviales, eólicos o glaciófluviales. La mayor parte son aridisoles, suelos de escaso desarrollo característicos de los climas áridos, y es común la presencia de antiguos suelos arcillosos, desarrollados en otros regímenes climáticos y cubiertos de un manto arenoso de origen eólico (paleargids). El relieve dominante es el de mesetas escalonadas.

La vegetación del distrito occidental, es una estepa, dominada por pastos y arbustos. La cobertura vegetal es de un 50%, y se diferencian claramente parches de suelo descubierto, pastos y arbustos. Las especies dominantes en este distrito son los coirones amargos (*Stipa speciosa*, *S. humilis*), el coirón poa (*Poa ligularis*), y los arbustos neneo (*Mulinum spinosum*), mamuel choique (*Adesmia volkmanni*) y mata mora (*Senecio filaginoides*) (Soriano 1956).

Para el distrito occidental, Soriano et al. (1994) describen una estructura del pastizal, con dos tipos de parche de vegetación: arbustos rodeados de pastos (parches densos y compactos), y un segundo tipo de parche formado por pastos dispersos (largos, poco densos).

Los arbustos están siempre presentes en la fisonomía del pastizal, del distrito Occidental. La vegetación arbustiva contribuye a frenar el desgaste del relieve en estos ambientes. Por un lado el follaje reduce la velocidad, y por consiguiente la energía de las gotas que impactan el suelo. Por otro lado el tronco y las raíces disminuyen la capacidad de los distintos agentes climáticos para transportar materiales (Espinoza et al., 1988). La hojarasca (fuente de materia orgánica) depositada debajo de ellos permite que la precipitación sea absorbida por las capas superiores del suelo y quede disponible.

Cuando se pierde la cobertura arbustiva, disminuye la infiltración de agua y aumenta la escorrentía. En los parches de vegetación, el suelo frecuentemente contiene mayor cantidad de nutrientes, materia orgánica, semillas y disponibilidad de agua (Rostagno et al., 1991; Mazzarino et al., 1998). León y Aguiar (1985) reportan que las poblaciones de arbustos y pastos no palatables resistentes a la sequía, impiden la desertificación completa de estos ambientes.

1.2.2. Características de los ambientes áridos

Wezel et al. (2000) indican que en ecosistemas áridos, el contenido de materia orgánica es el factor más importante de almacenaje de nutrientes,

sobretudo en suelos arenosos pobre en nutrientes, siendo la escasez de materia orgánica uno de los factores limitantes de la productividad primaria en este tipo de ambientes. La productividad de los ecosistemas áridos es sensible a pequeños cambios en la disponibilidad de agua y esta sensibilidad se acrecienta si ocurren pérdidas de nutrientes por erosión (Westoby et al., 1989).

En ecosistemas áridos, en donde la variabilidad climática entre años es muy marcada, se establece la siguiente relación: en años húmedos los nutrientes se presentan como el principal factor limitante, mientras que en años secos el agua se transforma en el factor que más limita la productividad (Le Hourerou et al., 1998). Briske et al. (2003) mencionan una evidente interacción entre la variación climática y las propiedades del suelo, y es esta interacción la que determina como responden estos ambientes áridos al pastoreo. Tanto las sequías, como la erosión del suelo y las pérdidas de nutrientes representan un importante mecanismo que influencia la estabilidad de los pastizales, en las regiones áridas (Reynolds et al., 2003).

Factores abióticos como topografía, precipitaciones, acción del viento, etc., crean heterogeneidad espacial del suelo en estos ambientes áridos (Burke, 1989). El movimiento de las partículas por acción del viento, es otra importante fuente de heterogeneidad en estos ambientes. Cuando los nutrientes se desplazan, son retenidos por las copias de los arbustos, y se produce un enriquecimiento de nutrientes alrededor del arbusto formando "islas de fertilidad" (Schlesinger y Raikes, 1996).

La presencia y distribución de las costras biológicas o "criptógamas" es otra causante de heterogeneidad en ambientes áridos. Comprenden principalmente líquenes, musgos, hongos y cianobacterias, y son un componente común de las zonas áridas y semiáridas (Harper y Marble 1988, West 1990, Eldridge y Greene 1994). Las costras biológicas o criptógamas cumplen un rol significativo en la estabilidad del suelo, fijación de nitrógeno y fertilidad del suelo, como así también en la infiltración (Isichei 1990; West 1990). Previenen las pérdidas de suelo por erosión eólica e hídrica (Belnap y Gillette 1997).

Muchos ambientes áridos poseen considerables cantidades de material grueso en los primeros centímetros del suelo, que le imponen una dinámica particular a su hidrología y por ende a su productividad primaria. Poesen y Lavee (1994) señalan que los fragmentos de rocas parecen crear un ambiente más favorable para el crecimiento de la vegetación en condiciones climáticas secas. Noy–Meir (1973) sugiere que en ambientes limitados por agua los suelos de textura gruesa tienen mayor productividad primaria que los de textura más fina, esto estaría dado por un mejor aprovechamiento de los eventos de precipitación en los suelos compuestos por fracciones gruesas.

Ravina y Magier (1984) manifiestan que los fragmentos gruesos situados en los primeros 20 cm del suelo, mejoran las propiedades físicas, como la conductividad hidráulica y la porosidad. Otros autores (como Grant y Struchetmeyer 1959; Seginer *et al.*, 1962; Simanton *et al.*, 1984) en sus investigaciones aportan evidencia que los fragmentos gruesos favorecerían la entrada de agua al suelo.

I.2.3. El pastoreo como causa de degradación de los pastizales áridos del mundo

En ambientes áridos, como Australia, Landsberg *et al.* (2003) mencionan lo predecible de la intensidad de pastoreo, tomando como referencia distancias a los puntos en donde los animales acuden a beber. Yates *et al.* (2000) mencionan para el suroeste de Australia, que la estructura y la composición de la vegetación cambia por efecto del pastoreo.

Brits *et al.* (2002) refiere a la existencia de un gradiente de presión de pastoreo, que disminuye a distancias crecientes de los puntos de bebidas o aguadas. Yates *et al.* (2000) mencionan que la presión creciente en el pastoreo está asociada a una menor cobertura de especies perennes, una reducción en la cobertura de mantillo, incrementos en la erosión y cambios en la concentración de nutrientes además de una reducción en la infiltración y una degradación de la estructura superficial del suelo.

La cobertura de criptógamas o costras biológicas, también se ve afectada por el pastoreo. La cobertura de criptógamas, se incrementa con el aumento de la distancia a la aguada, los mayores cambios ocurren dentro de los 200 metros a la aguada (Wendy et al., 2008). En ambientes áridos, con estación fría y precipitaciones invernales, como es Great Basin (Nevada EUA), varios autores (Jeffries y Klopatek, 1987; Kleiner and Harper, 1977; Marble y Harper, 1989) han documentado el efecto negativo del pastoreo sobre las costras biológicas.

En los pastizales el pastoreo altera la infiltración, por remover la vegetación y por efecto del pisoteo. Al remover la vegetación, hay un menor aporte de mantillo que protegía a la superficie del suelo del impacto de la gota de lluvia, el impacto directo de las precipitaciones hace que se vea afectada las propiedades superficiales del suelo, como así también la agregación y densidad aparente, afectando la tasa de entrada de agua al suelo (Blackburn et al., 1982).

A la hora de estudiar la influencia del sobrepastoreo en el fenómeno de desertificación existen argumentos teóricos que manifiestan una potencial irreversibilidad de la desertificación. Estas explicaciones teóricas mencionan como causante de ese fenómeno irreversible cambios significativos en la velocidad de entrada del agua al suelo (Van de Koppel *et al.*, 2002). Para pastizales de Norteamérica Gifford y Hawkins (1978, citado por Webb y Stielstra 1979), mencionan reducciones de un 25% en la tasa de infiltración en sitios con pastoreo moderado y hasta un 50% de reducción en sitios con pastoreo intenso.

El aumento del suelo desnudo y por ende la superficie expuesta a erosión, es una de las primeras observaciones que surgen en ensayos de pastoreo en ambientes áridos alrededor del mundo. Ejemplo de esto son los trabajos de Su Yong-Zhong et al. (2004), Huang et al. (2007) y Rui-Lian Zhou et al. (2008) en los pastizales áridos de China, Tamartash et al. (2007) en pastizales en Irán y Austrheim et al. (2008) en pastizales Europeos.

El aumento de la superficie expuesta a erosión, (tanto hídrica como eólica), provoca cambios en los porcentajes de partículas superficiales. Rui-Lian Zhou et al., (2008) evaluando en el este de la provincia de Naiman (China) sitios con distintos grados de desertificación por sobrepastoreo, encontró en los pastizales con mayor grado de desertificación un incremento significativo de las arenas y una disminución significativa de las fracciones más finas (limo-arcillas).

Li et al. (2000) informan que en las estepas arenosas de Horquin, China, el sobrepastoreo produce fuertes efectos en la dinámica del ecosistema, producto de la reducción de la cobertura vegetal y un aceleramiento de la erosión eólica. El tamaño de las partículas del suelo (textura) afecta el movimiento y retención del agua, solutos, calor y aire. En sitios que sufren procesos de desertificación, la pérdida de carbono orgánico y nutrientes, la disminución de la capacidad de retención de agua, la pérdida de estructura y propiedades biológicas, se ve acompañada por la remoción selectiva de partículas finas del suelo por erosión eólica (Zalibekov et al., 2002).

Du Toit et al. (2009) mencionan cambios en la distribución de las fracciones finas en pastizales Sudafricanos, en periodos cortos de pastoreo con altas cargas animales. Uno de los indicadores tempranos de procesos de desertificación en pastizales es el cambio textural del suelo (Laurenroth y Milchunas 1991).

Neff et al. (2005) en Utah, USA, encontraron que en la superficie del suelo de los sitios, con pastoreo continuo existe una tendencia a enriquecerse con arenas. Los primeros 10 cm. de sitios históricamente pastoreados tienen entre 8-20% más de arena, que los no pastoreados.

El efecto del pastoreo en las zonas áridas, sobre la productividad y el ciclo de nutrientes es significativamente más variable que en ambientes húmedos (Briske et al., 2003).

I.2.4. El sobrepastoreo como problemática ambiental para la zona de estudio

La erosión de los suelos, acelerada a partir de la introducción del pastoreo ovino a finales del siglo XIX, ha sido reconocida como el principal proceso de degradación de los pastizales naturales en la Patagonia (Soriano, 1983; Ares et al., 1991; León y Aguiar, 1985; Golluscio et al. 1998). El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria en el año 1992 advertía que el principal problema que afectaba a los pastizales en patagonia era la desertificación, provocada principalmente por sobrepastoreo.

Una de las principales consecuencias del deterioro irreversible del pastizal y la posterior desertificación, es el abandono de los establecimientos agropecuarios. Barbería (1994), para la provincia de Santa Cruz, señala que de un total de 1261 establecimientos, 300 fueron abandonados, y un número aún mayor no cubría los costos operativos.

En líneas generales, la desertificación se concibe como un proceso global de deterioro ambiental de las tierras secas que, además de afectar al medio biofísico, ocasiona un impacto importante en la vida humana, al tiempo que los grupos sociales son vistos como agentes que contribuyen a aumentar este proceso. Por lo anterior, la desertificación se entiende como un problema complejo, de naturaleza sistémica, que afecta la estructura y el funcionamiento de las tierras secas y que abarca múltiples relaciones entre factores biofísicos, socioeconómicos, políticos e institucionales (Abraham et al., 2006).

De los 270 millones de hectáreas que componen el territorio nacional, 60 millones están afectados por distintos procesos y grados de desertificación. En este territorio, la desertificación avanza a razón de 650.000 ha por año, evidenciada a través de distintos procesos y grados de erosión. La magnitud de las pérdidas económicas y sociales se evidencia si consideramos que las tierras secas de Argentina producen el 50% de la producción agrícola y el 47% de la ganadera. Allí viven alrededor de 9 millones de personas (el 30% del total nacional) que ven disminuir su calidad de vida y sus posibilidades de progreso día tras día (Abraham et al., 2002).

Como se mencionó anteriormente la cría ovina es la principal producción agropecuaria en Patagonia. En muchos casos los campos muy sobrecargados de animales, junto a las características climáticas propias de la región, condujeron a un proceso de desertificación que abarca alrededor de un 80% de su superficie. El avance de la desertificación es uno de los mayores problemas que afectan a la región Patagónica extrandina semiárida (Soriano y Movia, 1986; del Valle et al., 1997).

Los animales seleccionan y consumen algunas plantas enteras o partes de ellas (defoliación selectiva), remueven el suelo con sus pezuñas y redistribuyen nutrientes y semillas con sus deyecciones. Se pueden reconocer estos efectos a nivel de plantas individuales, parches de vegetación y en una escala mayor a nivel de sitio o unidades de paisaje (Borrelli y Oliva 2001).

Como menciona el párrafo anterior la degradación de los pastizales patagónicos puede ser percibida a distintas escalas. Una mata deformada por excesivo pastoreo nos brinda una percepción a escala de individuo, a escala de parche la disminución del tamaño de los manchones de vegetación, un médano sería un claro ejemplo de una jerarquía mayor de percepción de la degradación ambiental.

I.2.5. Factores de manejo del pastoreo ovino que influyen en la degradación de los pastizales patagónicos

Golluscio et al. (1998) Sugieren 3 factores de manejo del pastoreo que influyen en la degradación de los pastizales patagónicos: el primer factor es la sobreestimación de la capacidad de carga de los pastizales (II.5.1.); el segundo factor que menciona es la inadecuada distribución de los animales en los potreros (II.5.2.); el tercer factor es el patrón estacional de manejo, las comunidades vegetales son pastoreadas todo el año (II.5.3.).

I.2.5.A. Sobreestimación de la capacidad de carga

La sobreestimación de la capacidad productiva de estos ecosistemas áridos y semi-áridos en la Patagonia ha originado el sobrepastoreo y, consecuentemente, el deterioro de los pastizales naturales (Bertolami et al., 2001).

La receptividad ganadera (o capacidad de carga) es la cantidad máxima de animales que un lote puede sostener sin afectar de manera significativa los recursos forrajeros, manteniendo a su vez un nivel de producción adecuado a los objetivos empresarios y a las opciones de manejo disponibles. No existen técnicas universalmente aceptadas, para establecer la receptividad de los pastizales (Scarnecchia 1990).

Históricamente para determinar la carga animal en cada lote, la práctica más común era asignar un cierto número de ovejas al potrero y pastorearlo continuamente todo el año. El número de animales que recibía cada cuadro se iba ajustando a las tasas de nacimientos de corderos, producción de lana y/o condición corporal de la oveja en la esquila. Los registros disponibles de las densidades medias al nivel de estancia, sugiere que los colonizadores, sobrestimaron la capacidad de carga de los pastizales patagónicos (Golluscio et al., 1998)

Los métodos utilizados habitualmente en patagonia para estimar receptividad de los pastizales son indirectos, como por ejemplo el valor pastoral (Elissalde et al., 1991), que es el método utilizado por INTA Trelew, para la evaluación de pastizales de la estepa en Chubut.

I.2.5.B. Inadecuada distribución de los animales en los potreros

En general el tamaño promedio de los lotes para los campos Patagónicos es de 2000 a 5000 ha (Aguar et al., 1988). La densidad de animales y la presión de pastoreo son usualmente altas cerca de las aguadas y decrece con la distancia a las mismas (Valentine 1947).

La presión que ejercen los animales sobre los recursos, no se presenta uniformemente a lo largo del lote, esta ampliamente aceptado que la presión es mayor cerca de los puntos en donde los animales se reúnen a beber. Lange (1969) emplea el término "píosisfera" para describir esta relación entre las aguadas y los animales en pastoreo. Por lo tanto se entiende como píosisfera al sitio que rodea los puntos de bebidas en donde la presión por pastoreo sobre el suelo y la vegetación, es muy intensa y esta presión disminuye con distancias crecientes a los puntos de bebida.

Beeskow (1995) en Punta Ninfas (monte patagónico) encontró en las áreas cercanas a las aguadas (alta presión de pastoreo), que las especies preferidas por las ovejas, como *Poa ligularis*, solo aparecía bajo la cubierta de arbustos protectores. El tamaño excesivo de los potreros, hace que la presión de pastoreo no sea uniforme en todo el lote, existiendo áreas muy pastoreadas (cerca de las aguadas) y otras áreas sub-explotadas.

Por lo tanto existe un gradiente de pastoreo con su correlato en la degradación de los recursos en torno a los puntos en donde los animales acuden a beber, y la degradación disminuye a medida que aumenta la distancia a la aguada.

I.2.5.C. Patrón estacional de manejo

En general los animales permanecen en el mismo lote todo el año. El pastoreo selectivo de los animales confinados a un sitio por el alambrado, los obliga a pastorear siempre las mismas especies (las preferidas) hasta provocar la muerte de individuos. Una planta que muere puede ser sustituida por el establecimiento de otra planta de una especie de menor valor forrajero o por ninguna planta. En este caso el suelo queda descubierto y aumenta la probabilidad de erosión (Paruelo y Aguiar 2003).

El suelo desnudo promueve la formación de una costra en el suelo debido al impacto directo de las gotas de lluvia y esta costra física reduce aún más la infiltración del agua (Shachak et al., 1998). La continua presión sobre

las especies forrajeras más palatables, lleva en casos extremos de sobrepastoreo a su desaparición, siendo muy difícil si no imposible, restablecer su cobertura en el tiempo.

1.2.6. Degradación del recurso suelo por sobrepastoreo

El aumento del suelo desnudo y por ende la superficie expuesta a erosión, es una de las primeras observaciones que surgen en ensayos de pastoreo en ambientes Patagónicos, ejemplo de esto son los trabajos de Soriano y Brun (1973); García Martínez (2005); Bisigato et al. (2005); Chartier y Rostagno (2006) y Valenta (2008).

El sobrepastoreo acentúa los procesos erosivos. Por erosión se pierden nutrientes y materia orgánica. La importancia de la materia orgánica, como indicador de la sostenibilidad de los sistemas ha sido destacada por Sparling (1991), Swift y Woomeer (1993) e Imeson (1995) entre otros.

La materia orgánica contribuye a la fertilidad del suelo al actuar como fuente de nutrientes para las plantas (Broadbent, 1986). Por lo tanto, mayores niveles de materia orgánica están generalmente asociados con la mejora de la integridad física, mayor productividad del suelo y el aumento de la calidad del medio ambiente (Herrick y Wander, 1998). La materia orgánica mejora la estructuración de los suelos y aumenta la capacidad de retener agua.

La acción continua del pastoreo, disminuye significativamente la cobertura vegetal, dejando grandes superficies de suelo desnudo, propensas a erosionarse, en forma hídrica o eólica. La erosión eólica por ejemplo: provoca un efecto "in situ". La productividad del suelo se verá afectada por pérdidas de la fertilidad física, reducción de la profundidad efectiva, cambios en la granulometría, menor estructuración y cambios en la fertilidad química, disminución en el contenido de la materia orgánica o pérdida de nutrientes (Lyeles y Tatarko, 1986; Buschiazio y Taylor, 1993). La pérdida de nutrientes puede agravar el proceso de desertificación en Patagonia (Bertiller et al., 2002).

Castro (1980), menciona a la erosión eólica incipiente en la Patagonia y dice que es aquella que evidencia el desplazamiento de los materiales componentes del suelo. Este tipo de proceso puede llevar o no a la formación de médanos y dunas, y es de difícil reconocimiento.

La erosión eólica incipiente condiciona la estabilidad del ecosistema de diversas formas, cómo ser: pérdida de la capa productiva del suelo por voladura, asfixia de la vegetación natural por acumulación de materiales en el follaje, debilitamiento y muerte de nuevos individuos por el impacto de las partículas sobre tejidos tiernos de las plantas, pérdida de la disponibilidad de humedad edáfica por el continuo movimiento de la capa superficial Castro (1980).

Los procesos erosivos, en los ambientes áridos se caracterizan por ser recurrentes, intermitentes, lentos, progresivos e irreversibles (López- Bermúdez 1996). Según Chepil (1953) la fracción del suelo fácilmente erodable esta constituida por los materiales menores a 0.84 mm. Cuando los suelos son disturbados, la erosión remueve selectivamente las partículas finas (Pye 1987).

Los animales en pastoreo en estos ambientes, al buscar su alimento transitan entre los espacios libres (suelo desnudo), removiendo los materiales sueltos y aumentando el volumen de tierra que desplaza el viento. Así se inician focos erosivos que gradualmente se van incrementando y deterioran la cantidad y calidad del forraje disponible (Castro 1983). El potencial de la erosión y su contribución a la pérdida de nutrientes, hace que en las prácticas de manejo de pastizales en ambientes áridos, la erosión deba ser tenida en cuenta a la hora de tomar decisiones (Neff *et al.*, 2005).

Vale la pena destacar que la erosión hídrica siempre esta presente en estos ambientes patagónicos. Por la magnitud que presenta la erosión eólica (medanos, lenguas, etc.) hace que se la presente como la principal fuerza erosiva, pero siempre actúan en conjunto con la erosión hídrica.

I.2.7. Degradación del recurso vegetación por sobrepastoreo

Perelman et al. (1997) señalan como efecto del sobrepastoreo la reducción de pastos perennes preferidos (*Poa ligularis*; *Bromus spp*; *Hordeum spp*; *Poa lanuginosa*) por los animales y el aumento de pastos poco deseados (*Stipa humilis*) por los animales para estepas arbustivas en Patagonia.

Siffredi et al. (1992) en un ensayo de cargas de 10 años de duración, los animales pastoreaban desde Mayo a Diciembre, en la zona de Río Mayo (distrito occidental) reporta que la cobertura de *Poa ligularis* disminuyó significativamente en el tratamiento que recibió exceso de carga. En el distrito occidental la disminución de *Poa ligularis* por pastoreo ha sido reportado por otros autores (Soriano et al., 1980; Perelman et al., 1997; Bottaro, 2007 y Valenta 2008).

Paruelo et al. (1993) mencionan para la estepa patagónica una disminución permanente de la calidad forrajera del sistema por efecto del pastoreo. Si se tiene en cuenta que el pastizal natural es el recurso por excelencia, si no el único, que hace factible la producción de la ganadería ovina en Patagonia, la pérdida de calidad forrajera no es un dato menor. La vegetación en estos ambientes cobra relevancia, no solamente por su aporte forrajero, si no también por su contribución a frenar los procesos erosivos del suelo.

I.2.8. El pastoreo animal como causante de heterogeneidad en ambientes áridos

Después de un largo tiempo de pastoreo, el pastizal tiende a un incremento espacial y temporal de la heterogeneidad en los recursos agua y otros flujos. Este desarrollo en la heterogeneidad del suelo es el principal cambio de los ecosistemas que sufren desertificación (Schlesinger et al., 1990).

Bisigato et al. (2008) reportan para Patagonia que la conservación del recurso suelo en este tipo de ambientes no presenta una relación lineal con el pastoreo. Como ejemplo de heterogeneidad, sobre las propiedades del suelo

creado por pastoreo, Hiernaux et al. (1999) informan que no existe un efecto lineal de la carga animal con la tasa de infiltración, esto lo atribuye a que los suelos bajo pastoreo no cambian sus propiedades en forma homogénea ni lineal.

La propia distribución de la vegetación de estos ambientes, en parches de vegetación y parches de suelo desnudo (interparches) genera ambientes sumamente heterogéneos. Los parches de vegetación tienen mayor tasa de infiltración, proveen una mejor estructuración al suelo, mayor contenido de nutrientes y actividad biológica que los parches de suelo desnudo circundantes (Puigdefabregas et al., 1999). Por lo tanto el arreglo espacial de la vegetación en ambientes áridos, es junto con el pastoreo una fuente importante de heterogeneidad.

El pastoreo por animales domésticos puede alterar la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Milchunas y Lauenroth, 1993). En pastizales áridos, el pastoreo continuo puede disminuir significativamente la cobertura de la vegetación, acelerar la erosión del suelo y eventualmente causar una transición hacia estados alternativos degradados (Chartier y Rostagno 2006).

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 interparches actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para los parches vegetados (Aguiar y Sala, 1999). Los animales en pastoreo alteran la relación fuente-destino (Stavi et al., 2008). La captura de flujos en un paisaje depende de la estructura y propiedades de la superficie del suelo (compactación, rocas, costras) y de los atributos de los parches de vegetación como el tamaño, ancho de los mismos (Whitford 2002).

Los animales en pastoreo producen cambios en el paisaje, generando sitios con pérdidas de recursos y sitios con ganancias de recursos. Un paisaje sería funcional cuando las pérdidas totales fueran bajas, independientemente

de las redistribuciones internas (Ludwig y Tongway, 1997; Ludwig et al., 2002). Para mantener la funcionalidad de estos ecosistemas es primordial mantener parches de vegetación perenne (pastos y arbustos), que puedan ser utilizados como destino (semillas, sedimentos y agua). El sobrepastoreo modifica la estructura de los parches de vegetación favoreciendo la degradación de los pastizales. El monitoreo de la estructura de parches puede proporcionar alertas tempranas que permitan tomar decisiones de manejo para frenar y revertir el problema de la degradación (Gaitan 2009).

I.2.9. Indicadores e índices de calidad de sitios

Las actividades económicas suelen generar crisis ambientales por sobreexplotación y/o agotamiento del potencial productivo de los ecosistemas. El impacto del hombre sobre el medio ambiente, y más específicamente las consecuencias de su accionar sobre los suelos, ha sido intensamente investigadas en áreas agrícolas. Sin embargo, y si bien es universalmente aceptado que el pastoreo excesivo es causa de degradación, se carece de información que permita cuantificar el efecto que las actividades antrópicas tienen sobre las propiedades y características de aquellos suelos destinados al pastoreo en pastizales naturales (Villamil et al., 1997)

Las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad de este recurso porque no se pueden mejorar fácilmente (Singer y Ewing, 2000). La calidad y la salud del suelo son conceptos equivalentes, no siempre considerados sinónimos (Doran y Parkin, 1994). La calidad debe interpretarse como la utilidad del suelo para un propósito específico en una escala amplia de tiempo (Carter et al., 1997).

La salud y calidad de los suelos revisten capital importancia en la actualidad. Para el Comité para la Salud del Suelo de la Soil Science Society of America (Karlen et al., 1997) la salud o calidad del suelo se entiende como la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat.

Similares definiciones proveen Larson y Pierce (1991); Doran y Parkin (1994); Buol (1995)

Las funciones del suelo pueden ser agrupadas de la siguiente forma: por productividad y biodiversidad; regulación de flujos de agua; ciclos de nutrientes; soporte estructural y resistencia a degradación (Arshad y Coen, 1992; Visser y Parkinson, 1992; Karlen et al., 1997; Singer y Ewing, 2000). Cada función integra y es resultado de la interacción de las diversas propiedades del suelo; es decir los indicadores de calidad del suelo son propiedades físicas, químicas y biológicas que pueden ser medidas cualitativa o cuantitativamente y que proveen información acerca de que tan adecuadamente un suelo funciona (Gregorich et al., 1994; SQI, 1996).

De modo que los mejores indicadores serán aquellas propiedades que influyan significativamente sobre la capacidad del suelo para proveer cada función (Carter et al., 1997). Los indicadores que se empleen deben reflejar las principales restricciones del suelo, en congruencia con la función o las funciones principales que se evalúan y considerando aquellas propiedades edáficas sensibles a los cambios de uso del suelo (Bautista et al., 2004). Whitford (2002) plantea los requisitos que una metodología basada en indicadores debería cumplir para este tipo de ambientes áridos, en primer lugar debería reflejar el estado de procesos ecosistémicos críticos; se podría utilizar en ecosistemas diferentes; su aplicación en condiciones de campo debe ser rápida sencilla y barata.

Una forma sencilla de elaborar un set de indicadores es normalizar valores de variables medidas a una escala 0-1 (Barba-Romero y Pomerol, 1997) que representan, respectivamente, la peor y mejor condición desde el punto de vista de la calidad, independientemente de los valores absolutos medidos para cada indicador. Según Gomez-Limon y Riesgo (2008) la normalización es una necesidad previa a cualquier agregación de indicadores, dado que éstos están cuantificados normalmente en diferentes unidades. Estos autores también emplearon la normalización por cambio de escala, al objeto de que el valor de todos los indicadores, una vez normalizados, varíe en un rango

adimensional [0,1], donde el 0 se corresponde con el peor valor posible del indicador y el 1 con el mejor.

Zinck et al. (2005) trabajó con un índice agregado, que obtuvo promediando valores normalizados de indicadores previamente seleccionados. Menciona que un índice de esta naturaleza es capaz de aproximar con un solo dato cuantitativo el nivel de sustentabilidad de un sector productivo en un momento determinado y monitorear su evolución en el tiempo, con reservas que involucra la simplificación. Esta metodología ha sido empleada en las distintas etapas de formulación de índices por distintos autores, como ser: Sacchi y De Pauli (2002); Zinck et al. (2005) Alcaide-Orpi et al. (2006); Cantu et al. (2007).

A pesar de conocerse el estado actual de desertificación en Patagonia (INTA-GTZ 1995), no se cuenta con un sistema de monitoreo y un conjunto de indicadores que permitan detectar la tendencia de este proceso. Actualmente se está instalando un sistema de monitoreo ambiental (MARAS) en el marco del proyecto PNUD GEF Manejo sustentable de zonas áridas y semiáridas de la Patagonia. Este trabajo pretende realizar aportes al desarrollo de esos indicadores para el distrito occidental donde no está totalmente clara la relación del pastoreo con la degradación del suelo y ambiente.

I.2.10. Metodologías de monitoreo de la desertificación en Patagonia (MARAS)

Para la Patagonia la metodología de monitoreo actualmente aplicada es el manual de monitores MARAS (Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS INTA 2010) desarrollado por INTA. MARAS es el acrónimo de Monitoreo Ambiental para Regiones Áridas y Semiáridas y fue desarrollada por especialistas de pastizales naturales de la Patagonia en base a la experiencia australiana del programa WARMS (Watson 1998) y de los trabajos de ecólogos de pastizales (Tongway 1994) y del programa de Jornada Experimental Station del USDA (Herrick et al., 2005).

La metodología “análisis de función de paisaje” desarrollada en Australia por Tongway *et al.* (2004), es otra herramienta disponible para monitorear degradación en ambientes áridos y ha sido utilizada para caracterizar sitios en pastizales del sureste de España (Maestre *et al.*, 2006), en las estepas semiáridas mediterráneas (Maestre y Puche 2009) y para evaluar sitios con distinta historia de uso al norte de Teherán, Irán (Rezaei *et al.*, 2006).

El método Análisis de Función del Paisaje utiliza 11 indicadores edáficos superficiales para evaluar el estado de un ecosistema determinando funcionalidad y reflejando el estado de procesos ecosistémicos críticos. Puede utilizarse en ecosistemas diferentes y su aplicación en condiciones de campo es rápida, sencilla y económica.

El método produce tres índices (estabilidad o resistencia a la erosión, infiltración o capacidad para almacenar agua y reciclaje de nutrientes) que resumen diferentes aspectos de la funcionalidad del ecosistema. Estos índices no permiten clasificar de manera automática un determinado ecosistema en base a su estado de degradación, su utilización tiene sentido para comparar lugares con distinto grado de funcionalidad o para evaluar la respuesta temporal a una perturbación (Tongway *et al.*, 2004).

Una comparación realizada en las tierras áridas al oeste de Australia entre los índices de función del paisaje y mediciones empíricas mostraron correlaciones significativas entre ellos (Holm *et al.*, 2002). También encontraron buenas correlaciones entre índices de reciclaje y respiración edáfica, índices de infiltración y propiedades hidráulicas medidas con permeámetro de disco (Tonway y Hindley 2004) validando el método.

Queda claro que la inadecuada asignación del número de animales en los potreros es la principal causa de degradación del pastizal natural en el distrito occidental. Comprender y detectar cambios en el sistema antes de llegar a estados de degradación irreversibles debería ser el fin buscado por las investigaciones sobre pastoreo en pastizales de Patagonia. Este trabajo pretende aportar en este sentido, evaluando metodologías ampliamente utilizadas, que puedan ser aplicadas a los ambientes propios del distrito

occidental permitiendo inferir el efecto del pastoreo sobre el recurso suelo y vegetación.

OBJETIVOS:

El objetivo general del trabajo es estudiar el efecto del pastoreo en el tiempo sobre la estructura y funcionalidad del pastizal.

Los objetivos específicos son:

- Evaluar el efecto de distinta carga animal sobre la estructura de parches vegetados y su importancia en la redistribución de recursos.
- Evaluar el efecto de la intensidad del pastoreo sobre las propiedades del suelo y la vegetación.
- Elaborar un índice de calidad ambiental que oriente sobre el estado de degradación/recuperación de los pastizales del Distrito Occidental.

HIPOTESIS:

El exceso de carga, provoca una disminución en el número de los parches vegetados, por lo tanto un aumento de la superficie de suelo desnudo sujeta a erosión, que conduce a una desestabilización de la superficie del suelo lo que provocaría cambios en las propiedades físicas y químicas impactando sobre las propiedades del pastizal, disminuyendo su capacidad productiva.

Este efecto sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y la disminución de la cobertura vegetal, es una función de la intensidad de pastoreo.

Considerando la hipótesis general precedente, pondremos a prueba las siguientes hipótesis específicas:

- En los sitios pastoreados con mayor intensidad (carga alta), los parches vegetados se presentan en menor número y por lo tanto los interparches de suelo desnudo son más abundantes, y presentan un mayor grado de deterioro, esto entendido como menores cantidades de materia orgánica (MO); nitrógeno (N), pérdidas de atributos físicos (velocidad de infiltración), cambios texturales, densidad aparente (DAP), mayor contenido de gravas.

- Los atributos que determinan la calidad de un sitio se ven afectadas por elevadas cargas animales, por lo tanto mejoran con la disminución de la carga animal. Esto se vería reflejado en una relación positiva de los valores de índices de calidad de sitio con respecto a la carga animal, a menor carga animal valores más altos de calidad de sitio.

II. MATERIALES Y METODOS:

II.1. Área de estudio:

El área de estudio se encuentra incluida en el distrito occidental de la Provincia Fitogeográfica Patagónica (Soriano 1956), en el sur-oeste del Chubut. El lugar donde se llevó a cabo el ensayo es el Campo Experimental INTA Río Mayo (CERM, Lat: 45°25'S, Long. 70°20'W, Altura: 500 msm). La vegetación es una estepa dominada por pastos y arbustos, típica del distrito occidental. La cobertura vegetal es de un 50%, y se diferencian claramente parches de suelo descubierto, pastos y arbustos. Las especies dominantes en este distrito son los coirones amargos (*Stipa speciosa*, *S. humilis*), el coirón poa (*Poa ligularis*), y los arbustos neneo (*Mulinum spinosum*), mamuel choique (*Adesmia volkmanni*) y mata mora (*Senecio filaginoides*) (Soriano 1956).

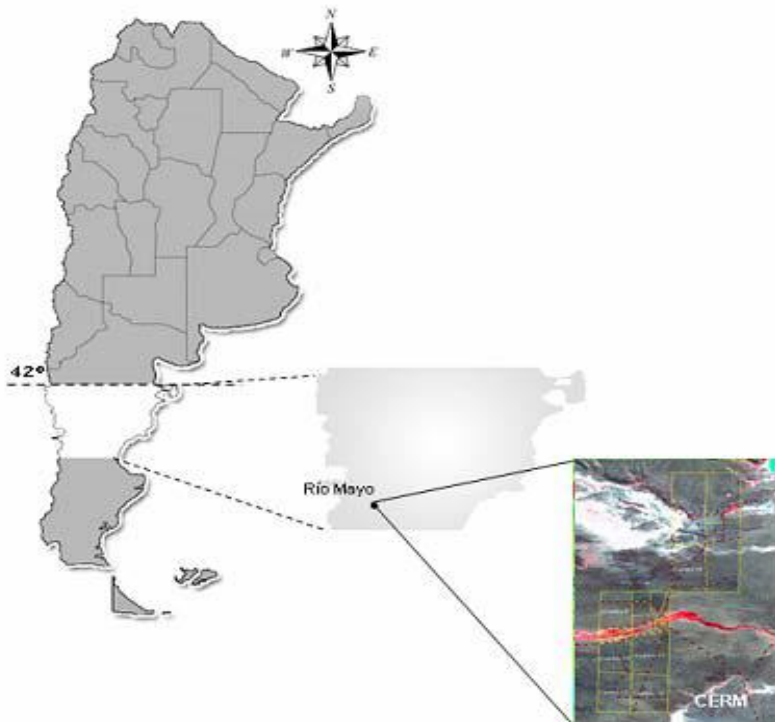


Figura N° 2-1. Ubicación geográfica del sitio del ensayo en la Argentina y en la provincia del Chubut. En la parte inferior derecha del recuadro se muestra la imagen satelital del campo Experimental Río Mayo.

El clima es templado frío y el 70% de las precipitaciones se registra en otoño-invierno siendo el promedio anual de 152 mm (Jobbagy y Sala, 2000). Según Paruelo y Sala (1995) del agua precipitada un 56% se evapora, un 34% es transpirada y existe un 10% de agua que percola en suelo. Las lluvias menores de 10 mm significan el 85% de los eventos de lluvia y a su vez representan el 58% de la precipitación anual. La mayor parte de los eventos menores de 10 mm (78%) ocurren en otoño y en invierno (Golluscio et al., 1998).

El sitio del ensayo se encuentra sobre una planicie de agradación antigua, con suelos de profundidad moderada (60-90 cm.), textura areno-franco y pedregosidad frecuente (15-40% en volumen), con presencia de calcáreo a partir de los 60 cm (Marcolin y Lipinski 1980). Se utilizó una superficie total de 260 ha correspondientes a un cuadro que en el año 1979 fue dividido en potreros de diferente superficie cada uno (100 y 154 has), con una aguada en común. La aguada está compuesta por un molino y tanque australiano cercados (no accesibles a los ovinos) que abastecen a los bebederos (accesibles a los ovinos) ubicados cada uno en un potrero distinto.

Desde el año 1979 hasta el año 1989 se condujo un ensayo de cargas, con valores de carga similares a los del presente ensayo pero con pastoreo estacional de verano. Luego tuvieron un uso esporádico hasta el año 2004 cuando se reinicia el uso frecuente de los potreros. Durante el invierno del 2008 una fuerte nevada (60 cm de nieve cubriendo el pastizal durante 15 días) obligó a redistribuir cargas para permitir la recuperación de los animales, quedando sin hacienda hasta septiembre 2008.





Figuras N°: 2-2. Fotografías de la vegetación típica del sitio del ensayo y su arreglo espacial en parches de vegetación e interparches de suelo desnudo, Campo Experimental Río Mayo (CERM).

II.2. Tratamientos:

Se trabajó con 3 niveles de carga animal: sin carga animal (clausura), carga ajustada (30% de intensidad de uso, potrero de 154 ha) y carga alta (50% de intensidad de uso, potrero de 100 ha).

La carga animal anual de los cuadros se estimó en octubre de 2008 mediante el siguiente procedimiento: Mediante el método del Valor Pastoral (Elissalde et al., 1991; Nakamatsu et al., 1998), desarrollado en la EEA Chubut, se estimó la disponibilidad forrajera en materia seca, expresada en kg/ha.año. A esta disponibilidad se le sumó el consumido por el ganado, estimado a partir de la carga que sostuvo previamente cada potrero. Al valor obtenido se le aplicó un factor de uso del 30% y 50% (para carga ajustada y alta respectivamente) para calcular el forraje utilizable. Para estimar la receptividad en UGO/ha (UGO=Unidad Ganadera Ovina) se realizó el cociente entre la disponibilidad por hectárea y el requerimiento de un UGO (330 kg MS/año). Luego se multiplicó por la superficie del cuadro y se obtuvieron los UGO totales y su equivalente en número de animales (45 capones). Se considera 1 UGO a un capón Merino de 40 Kg. de peso vivo, que consume 0,920 Kg. de materia seca (MS) por día (330 kg MS/año). Este procedimiento se repitió en enero y

abril de 2009 para chequear la evolución de la disponibilidad de forraje y su equivalencia en el exceso de carga animal.

Para el tratamiento sin carga animal se utilizó un área, ubicada en el mismo sitio, clausurada al pastoreo en el año 1983 y sin ingreso de hacienda desde esa fecha.

Cuadro N° 10 CERM

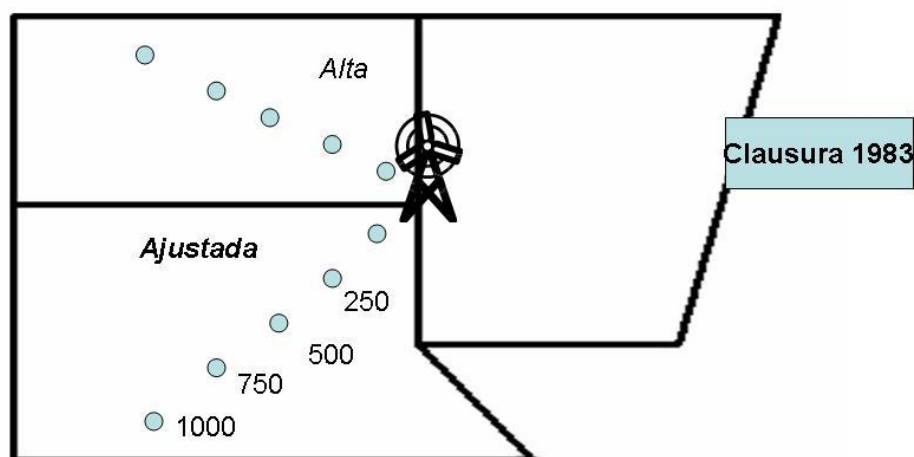


Figura N° 2-3 Esquema que muestra el cuadro perteneciente al Campo Experimental Río Mayo (CERM), utilizado en el ensayo. Los puntos representan las transectas evaluadas.

II.3. Sitio y momento de muestreo:

El ensayo comenzó en la primavera de 2008. Las evaluaciones se llevaron a cabo en esa primavera (octubre) y en el otoño del año 2009 (abril). En cada uno de los potreros se marcaron con estacas 5 líneas fijas ubicadas a distancias crecientes de la aguada (50, 250, 500, 750 y 1000 m) y tangentes a círculos concéntricos con centro en la misma. En la clausura se marcaron 2 transectas.

Cada distancia a la aguada se considero como una estación de muestreo. La distancia entre líneas (250 m) permitió abarcar la heterogeneidad presente en este tipo de ambientes.

Los potreros no difieren desde el punto de vista fisonómico, ni ambiental, ni de su posición topográfica en el paisaje, por ello la principal diferencia entre los sitios estudiados fue consecuencia de la historia de pastoreo a lo largo del tiempo como se menciona en párrafos anteriores.

Además, un lote con claros signos de degradación, cercano al sitio de ensayo, fue utilizado como referencia para analizar la implicancia de las acumulaciones en la heterogeneidad del suelo creada por efecto del pastoreo. Por acumulaciones se entiende, la formación de montículos cercanos a un arbusto o mata de pasto, los cuales ejercen un efecto protector contra el viento, y hacen que el material que es arrastrado por el viento se deposite en los sectores protegidos.

II.4. Determinaciones:

En cada una de las estaciones de muestreo (distancia a la aguada) se instaló una transecta de 30 m. sobre la que se realizó la evaluación de la vegetación y de la estructura de los parches de suelo desnudo y vegetación. Además se eligieron al azar parches de suelo desnudo (interparche) característicos, en los cuales se tomaron muestras de suelo (primeros 10 cm.) y se determinaron analíticamente los siguientes parámetros: MO; N; pH; CE; infiltración; DAP; porcentaje de material grueso (gravas) y textura. En cada estación de muestreo se tomaron 3 muestras (n=3).

Las propiedades físico-químicas del suelo, por considerarse que no varían sustancialmente en 6 meses, las 2 épocas de muestreo fueron tomadas como un único set de datos para su análisis, lo que reflejaría la historia de uso de este lote por los animales.



Figura N° 2-4. Acumulaciones, producto de la acción eólica cercanas a las matas de pastos.

A continuación se describe la metodología utilizada para cada determinación:

- Materia orgánica (MO):

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas a través de una malla de 0,5 mm. Posteriormente se determinó el contenido de carbono orgánico por el método basado en el procedimiento de Walkey y Blak (Richter, 1981). El fundamento del método consiste en la determinación del carbono orgánico que se oxida con dicromato de potasio en presencia de ácido sulfúrico; luego se valora el exceso de oxidante con sulfato ferroso amónico (sal de Mohr) y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido. Una vez obtenido el porcentaje de carbono orgánico utilizamos la siguiente fórmula, para determinar materia orgánica:

$$\text{Materia orgánica \%} = \text{Carbono orgánico \%} \times 1,72$$

- Nitrógeno total (N):

Para esta determinación se utilizó el método micro Kjeldahl. En el método Kjeldahl el N de la muestra es convertido a amonio (NH_4^+) por digestión que se realiza por calentamiento de la muestra con H_2SO_4 y otras sustancias que promueven la oxidación de la materia orgánica; el NH_4^+ se determina a partir de la cantidad de NH_3 liberado por destilación del digesto con álcali.

- pH:

El pH se midió con un pHmetro digital marca registrada Orion modelo 720, la relación utilizada fue 1:2; 5.

- Conductividad eléctrica (CE):

Se siguió la técnica utilizada por el USDA (1999), en una mezcla suelo agua con una relación 1:1 en base a volúmenes. Se empleó un conductímetro portátil marca registrada ELE modelo 4070.

- Textura:

Se midió cuantitativamente por el analizador láser, marca FRITSCH modelo Analysette 22 "ECONOMY" (marca registrada origen Alemania), con el que cuenta la Universidad Nacional de Río Cuarto, que tiene un rango aproximado de 0-650 micrones.

- Densidad aparente:

Se utilizó el método del cilindro (Blake, 1986), consistente en el empleo de un cilindro de acero, que se entierra en forma perpendicular a la superficie del suelo y permite extraer una muestra de suelo de volumen conocido que se seca en estufa a 105 ° C. La fórmula para el cálculo es la siguiente:

$$\text{DAP (Mg.m}^{-3}\text{)} = \frac{\text{Peso de muestra seca}}{\text{Volumen del cilindro}}$$

- Porcentaje de material grueso:

Se calculó tanto en volumen como en peso. A partir de la muestra obtenida con el cilindro para los primeros 10 cm de suelo, y con la ayuda de un tamiz de 2 mm se separó la fracción gruesa de la muestra. Conociendo el volumen del cilindro se estimó el volumen ocupado por el material grueso para los primeros centímetros del suelo. Con el dato del peso de la muestra se calculó el porcentaje en peso del material grueso.

- Infiltración:

Se empleó un método rápido, del anillo simple, propuesto por el departamento de agricultura de Estado Unidos (USDA 1999), cuya principal utilidad, radica en comparar sitios sometidos a distintos regímenes de manejo (Andrews Susan, USDA, comunicación personal). Este método ha sido empleado tanto en zonas húmedas bajo cultivos, como la provincia de Buenos Aires (Álvarez et al., 2006), como en zonas áridas de la Patagonia (Rostagno et

al., 2000). Utiliza un cilindro simple de 15 cm de diámetro. Se coloca sobre la superficie del suelo y se adiciona una primera lámina de agua de una pulgada de espesor, con el objetivo de saturar la primera capa de suelo. Posteriormente, se agrega una segunda lámina y se registra el tiempo transcurrido hasta que la misma penetra completamente en el suelo.



Figuras N° 2-5. Material grueso en la superficie del suelo. Infiltrómetro de anillo simple instalado previo a la lectura.

- Contenido de humedad:

Se utilizó el método gravimétrico expresando el contenido de agua por 100 gramos de suelo. Se pesó la muestra de suelo con la humedad original y luego de seco en estufa a 105°C hasta peso constante.

- Información meteorológica:

Cercano al sitio del ensayo, menos de 1000 m, se encuentra instalada una estación meteorológica automática marca registrada Pegasus. Los datos fueron registrados en una Consola Pegasus EP1000 que se adquirieron por medio de Adquisidor Pegasus EP2000.

- Vegetación:

El método utilizado para el muestreo de la vegetación es el de intercepción en línea propuesto por Canfield (1941). Así, en cada estación correspondiente a una distancia a la aguada, se anotó la cobertura de las especies interceptadas por dichas líneas. De acuerdo con este método la cobertura de una especie i viene dada por la siguiente expresión:

$$\text{Cobertura } i \text{ (\%)} = 100 E_i/L$$

Donde E_i es la longitud total interceptada de individuos de la especie i , y L es la longitud total de la línea de muestreo (30 m).

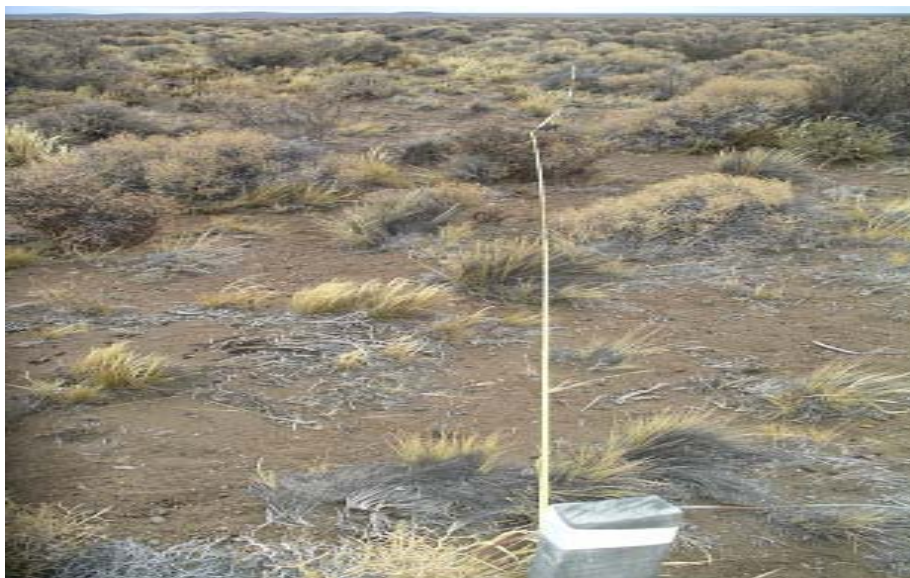


Figura Nº 2-7 línea de intercepción de Canfield (transectas)

- Estructura de los parches de suelo desnudo y vegetación:

Se recogió información sobre la estructura de parches de los lotes en ensayo siguiendo la metodología del manual MARAS (INTA 2010. Proyecto GEF PNUD ARG 07/G35; Oliva et al., 2006). Esto es, el tamaño y posición de

los obstáculos que contribuyen a interrumpir, desviar o absorber la escorrentía superficial y los materiales transportados. Estas áreas vegetadas, como arbustos, pastos perennes o vegetación muerta en pie, actúan como sumideros de recursos y son denominados “parches”.

Entre los parches se definen zonas fuente, de pérdida o tránsito rápido de recursos, denominados “interparches”. Éstos son generalmente de suelo desnudo, pero pueden mostrar superficies con distintas proporciones de grava, pavimento de erosión, rocas o mantillo disperso. Sobre la misma transecta en donde se evaluó vegetación, se midió la longitud, ancho y altura de los parches vegetados interceptados por la transecta y la longitud de los espacios entre parches vegetados de suelo desnudo (interparches). Los datos así recolectados sirvieron de base para calcular diversos índices de organización del paisaje:

%COB: cobertura basal de vegetación perenne (sumatoria de las longitudes de los parches vegetados dividido la longitud total de la transecta).

LMI: longitud media de los interparches.

LMP: longitud media de los parches.

AMP: ancho medio de los parches.

LMI/LMP: relación entre la longitud de los interparches y la longitud de los parches vegetados.

AMP: altura media de los parches vegetados.

NP10: número de parches cada 10 m.

ISD: índice de suelo desnudo: $LMI \times [(100 - \%COB)/100]$

Luego se eligieron los primeros 3 interparches de suelo desnudo, mayores de 40 cm., para caracterizarlos con 11 indicadores superficiales (Tabla 2) empleados por Tongway (2004) en la metodología "análisis de función de paisaje" desarrollada en Australia y adaptada para Patagonia por el INTA. Con ellos se calcularon los índices de estabilidad o resistencia a la erosión, infiltración o capacidad para almacenar agua y reciclaje de nutrientes en todos los sitios de muestreo.

Tabla Nº 2-1 Indicadores superficiales para análisis de función del paisaje.

Indicador	Descripción y modo de evaluación	Clases
Cobertura del suelo	<p>Evalúa en qué grado la superficie del interparque resiste el impacto de las gotas de lluvia. Tiene en cuenta la proyección vertical de la cobertura vegetal perenne que se encuentra a una altura no mayor a 50 cm, incluye también a las rocas por su rol en la protección de la superficie del suelo.</p> <p>Se excluye:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.- La cobertura de especies anuales. 2.- La cobertura de perennes a una altura mayor a 50 cm, debido a que las gotas que caen desde alturas superiores poseen alta erodabilidad. 3.- El mantillo (que se tiene en cuenta en otro indicador individual). 	<p>Cobertura:</p> <p>1=<1%, 2=1-15%, 3=15-30%, 4=30-50%, 5=>50%</p>

Tabla Nº 2-1 (Continuación) Indicadores superficiales para análisis de función del paisaje.

Indicador	Descripción y modo de evaluación	Clases
Cobertura basal de los parches	Evalúa la contribución de los parches para retardar los escurrimientos superficiales. Se utiliza el dato de cobertura basal (COB) obtenido de la "lectura" de la transecta de Estructura espacial de la vegetación.	Cobertura: 1=<5%, 2=5–10%, 3=10–20%, 4=20–30%, 5=30–40%, 6=40–50%, 7=>50%.
Cobertura de mantillo	Evalúa la disponibilidad de restos vegetales para su descomposición y reciclaje de nutrientes. Incluye las heces. Se evalúan 3 propiedades del mantillo en el siguiente orden: 1) Cobertura 2) Origen -Local (L): el mantillo se acumula y descompone donde cae. -Transportado (T): el mantillo ha sido transportado por el agua o viento. 3) Grado de incorporación -Baja (B): el mantillo se encuentra esparcido sobre la superficie con pocos signos de incorporación y descomposición. -Moderada (M): el mantillo se encuentra en íntimo contacto con el suelo, algunos fragmentos pueden estar parcialmente enterrados. -Alta (A): la mayor parte del mantillo se encuentra incorporada al suelo.	Cobertura: 1=<1%, 2=1-10%, 3=10-25%, 4=25–50%, 5=>50% Origen: Local (L), Transportado (T). Incorporación: Baja (B), Moderada (M), Alta (A).
Cobertura de criptógamas	Incluye hongos, algas, líquenes, los cuales estabilizan y ayudan a proteger la superficie del suelo y contribuyen al reciclaje de nutrientes.	Cobertura: 0=No hay, 1=<1%, 2=1–5%, 3=5-10%, 4=>10%

Tabla Nº 2-1 (Continuación) Indicadores superficiales para análisis de función del paisaje.

Indicador	Descripción y modo de evaluación	Clases
Presencia y rotura de costras	Evalúa en que grado las costras del suelo están rotas dejando material de suelo suelto disponible para ser erosionado	0=No hay o cubren <25%, 1=presentes, muy rotas, 2=presentes, moderadamente rotas, 3=presentes, levemente rotas, 4=presentes e intactas.
Pérdida de suelo por erosión	Se refiere a los signos visibles de pérdida de suelo por erosión eólica, hídrica o combinada a pequeña escala. -Surcos y canalículos: son canales formados por el escurrimiento lineal de agua. Los surcos tienen menos de 30 cm de profundidad y las cárcavas más de 30 cm. Su presencia indica que el agua escurre rápidamente fuera del paisaje, transportando partículas de suelo, materia orgánica, nutrientes, mantillo. -Pavimentos: capa residual de piedras pequeñas, producida por la pérdida de las partículas más finas del suelo, debido a la acción del viento y/o agua. -Pedestales: se forman como resultado de la pérdida de suelo dejando columnas de suelo remanentes asociadas a la vegetación.	1=surcos >10 cm ancho y/o pavimentos >50% y/o pedestales >10 cm alto, 2=surcos 2-10 cm ancho y/o pavimentos 10-50% y/o pedestales de 5-10 cm alto, 3=canalículos <2cm ancho y/o pavimentos <10% y/o pedestales <5 cm de alto, 4=no se observan surcos, canalículos, pavimentos ni pedestales.
Materiales depositados	Evalúa en que grado los materiales transportados son depositados en los interparches. Estos materiales no están consolidados por lo tanto pueden ser fácilmente retransportados.	Cobertura: 1=>50%, 2=20-50%, 3=5-20%, 4=0-5%

Tabla Nº 2-1 (Continuación) Indicadores superficiales para análisis de función del paisaje.

Indicador	Descripción y modo de evaluación	Clases
Microtopografía	Evalúa la rugosidad de la superficie dada su capacidad de capturar y retener recursos móviles tales como agua, propagulos y mantillo.	1=<3mm, 2=3-8 mm, 3=8-25 mm, 4=25-100 mm, 5=>100 mm
Resistencia de la superficie	Evalúa cuán fácilmente el suelo puede ser disturbado mecánicamente produciendo sedimentos sueltos disponibles para ser erosionados. Esta evaluación debe realizarse sobre suelo seco. Un suelo muy duro posee alta resistencia mecánica pero muy baja capacidad de infiltración, esto es tenido en cuenta en la ponderación de los índices.	1=suelto no coherente, 2=costra débil que se rompe fácilmente con un dedo, 3=costra moderadamente dura, 4=costra muy dura, se necesita un implemento de metal para romperla.
Slake test	Evalúa la estabilidad de la superficie frente a un humedecimiento rápido. Se toma un agregado de la zona central del interparche, se sumerge en agua y se observa su evolución.	0=no se forman agregados, 1=fragmentos colapsan <5 segundos, 2=5-20 segundos, 3=20-60 segundos, 4=>60 segundos.
Textura	Se clasifica la textura de la superficie del suelo, para ello se toma una pequeña muestra de suelo del sector central del interparche y se determina la textura al tacto, para lo cual se debe humedecer la muestra.	1=Arcillosa, 2=Franco arcillosa, 3=Franco limosa a franco arenosa, 4=Franco arenosa a arenosa.

Tabla Nº 2-2. Combinaciones de indicadores para formar los 3 índices de función del paisaje.

Índice de Estabilidad	Índice de Infiltración	Índice de Reciclaje de Nutrientes
Cobertura del suelo (1-5)	Cobertura basal de los parches (1-7)	Cobertura basal de los parches (1-7)
Cobertura de mantillo (1-5)	Cobertura, origen y descomposición del mantillo * (0-20)	Cobertura, origen y descomposición del mantillo * (0-20)
Cobertura de criptógamas (0-4)	Microtopografía (1-5)	Cobertura de criptógamas (0-4)
Presencia y rotura de costras (0-4)	Resistencia de la superficie ** (1-10)	Microtopografía (1-5)
Pérdida de suelo por erosión (1-4)	Slake test (0-4)	
Materiales depositados (1-4)	Textura (1-4)	
Resistencia de la superficie (1-4)		
Slake test (0-4)		
Valor máximo: 34	Valor máximo: 50	Valor máximo: 36

* La contribución del mantillo a este índice se calcula multiplicando el valor de clase de cobertura por los siguientes factores:

- a) Para mantillo transportado (T) o con incorporación baja (B) al suelo: Factor 1,0
- b) Mantillo de origen local (L): Factor 1,5
- c) Mantillo con incorporación moderada (M): Factor 1,7
- d) Mantillo con incorporación alta (A): Factor 2,0

** La capacidad de infiltración es reducida en superficies compactas. Por lo tanto para el cálculo del índice de infiltración los valores de clase de este indicador son reasignados de la siguiente manera:

Clase 4=1; Clase 3=3,3; Clase 2=6,6; Clase 1=10

- Índice de calidad de sitio a partir de valores normalizados:

Los indicadores fueron normalizados utilizando una escala 0-1 (Barba-Romero y Pomeroy, 1997) que representan, respectivamente, la peor y mejor condición desde el punto de vista de la calidad, independientemente de los valores absolutos medidos para cada indicador. Existen dos situaciones posibles:

Para el caso de indicadores cuyo comportamiento corresponde a la tendencia más es mejor:

Valor Normalizado= (valor relativo de la variable-valor mínimo)/ (valor máximo-valor mínimo).

Para el caso de los indicadores cuyo comportamiento corresponde a la tendencia más es peor:

Valor Normalizado= (valor máximo-valor relativo de la variable)/ (valor máximo-valor mínimo).

Esta forma de generar indicadores ha sido utilizada por distintos autores (Sacchi y De Pauli 2002; Orpi et al., 2006; Cantu et al., 2007). Las variables que se tuvo en cuenta para armar el índice de calidad de sitio fueron las siguientes:

Variabes físicas del suelo: textura; DAP; contenido de humedad; porcentaje de gravas; porcentaje de suelo desnudo. Las características físicas del suelo son una parte necesaria en la evaluación de la calidad de este recurso porque no se pueden mejorar fácilmente (Singer y Ewing, 2000).

Variabes químicas: porcentaje de materia orgánica y nitrógeno, variables propuestas por Larson y Pierce (1991) y Doran y Parkin, (1994) entre otros indicadores para monitorear los cambios que ocurren en el suelo.

Se agregó la variable cobertura de *Poa ligularis*, por ser la especie clave del pastizal, y la cobertura de mantillo, por su importancia en el ciclo de nutrientes. La descomposición de los restos vegetales es un proceso clave en

los ecosistemas debido a que influye sobre la construcción de la materia orgánica del suelo y la liberación de nutrientes para las plantas (Prescott 2005).

II.5. Análisis estadístico:

Los datos de las propiedades físico-químicas del suelo se compararon mediante análisis de varianza (ANVA) y test de Tukey, con un nivel de significancia del 0.05. Los datos de cobertura obtenidos en las líneas de intercepción fueron analizados mediante ANVA para determinar si existían diferencias entre tratamientos, utilizamos Test de LSD Fisher (nivel de significancia de 0.05). Cuando los datos analizados no cumplieron con los supuestos de la normalidad fueron transformados en logaritmo de base diez o se recurrió a un análisis de varianza no paramétrico (prueba de Kruskal Wallis).

Para evaluar el efecto de las distancias crecientes a la aguada en los distintos parámetros medidos a campo y el efecto de la carga animal, utilizamos análisis de regresión lineal simple. Para todos los análisis empleamos el software estadístico INFOSTAT versión profesional del año 2008 (Infostat 2008).

III. RESULTADOS y DISCUSIÓN:

Los resultados obtenidos se presentan analizados y discutidos en primer lugar en función de la carga animal, en segundo lugar en función a la distancia a la aguada y en tercer lugar en función de los índices de calidad obtenidos en cada situación para cada uno de los tratamientos de cargas ensayados.

III.1. Efecto de la carga animal sobre las propiedades del pastizal.

Se presentan los resultados y se discuten en función del efecto de las cargas evaluadas sobre las propiedades físicas del suelo, químicas del suelo, sus correlaciones, propiedades de la vegetación y de los índices del paisaje.

III.1.1. Efecto sobre las propiedades físicas del suelo:

La velocidad de infiltración mostró valores superiores y diferentes en el tratamiento sin animales con respecto a los tratamientos con pastoreo, que no presentaron diferencias entre ellos (tabla N° 3-1).

Tabla N° 3-1 Valores promedio (desvío estándar) de la velocidad de infiltración para el sitio estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,001$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=12$ para la clausura.

tratamiento	Velocidad de Infiltración (cm./h)
Carga alta	61.4 \mathbf{a} (23.3)
Carga ajustada	50.9 \mathbf{a} (24.1)
Clausura 1983	87.2 \mathbf{b} (33.7)

Por otra parte también se observó que la tasa de infiltración era menor, en acumulaciones cercanas a las matas de pastos, con respecto a los interparches vecinos (tabla N° 3-2).

Tabla N° 3-2 Comparación de valores medios (desvío estándar) de velocidad de infiltración entre acumulaciones e interparches adyacentes en un cuadro sobrepastoreado. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$, $n=3$)

Sitio	Infiltración (cm/h)
Acumulaciones	14.1 a (0.9)
Parche de suelo desnudo	73.8 b (9.8)

El tratamiento de carga alta presento los valores más altos de densidad aparente y a su vez distintos con respecto a los tratamientos de carga ajustada y sin animales (tabla N° 3-3).

Tabla N° 3-3 Valores promedio (desvío estándar) de la densidad aparente para el sitio estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=10$ para la clausura.

tratamiento	Densidad aparente (g/cm ³)
Carga alta	1.68 b (0.08)
Carga ajustada	1.60 a (0.11)
Clausura 1983	1.61 a (0.08)

El porcentaje de gravas no presentó diferencias entre ninguno de los 3 tratamientos ensayados (tabla N°3-4). Sin embargo, los valores más elevados fueron obtenidos para el tratamiento de carga animal alta y el menor en el sitio sin animales, por lo que existiría tendencia a la concentración de los materiales gruesos en los primeros centímetros del suelo en los sitios con mayor carga animal.

Tabla N°3-4 Valores promedio (desvío estándar) para el porcentaje de gravas a los 10 cm del sitio en estudio en función de la carga animal. Letras distintas indican diferencia significativa ($p \leq 0,05$), $n=30$ para sitios pastoreados y $n=10$ para la clausura.

Tratamiento	Porcentaje en peso gravas en los primeros 10 cm.
Carga alta	32.4 (9.5) a
Carga ajustada	28.6 (10.1) a
Clausura 1983	26.3 (8.7) a

La fracción arcilla mostró diferencias y valores más altos en el tratamiento sin animales con respecto al tratamiento de carga ajustada. Por su parte el porcentaje de limo y la fracción más fina de las arenas fue superior y distinto con respecto a los tratamientos de carga animal. Las fracciones gruesas presentaron valores inferiores y distintos entre el tratamiento sin animales y los tratamientos de carga animal (tabla N° 3-5).

Micrositios típicos de estos ambientes como son las acumulaciones a sotavento de las matas, presentaron diferencias entre las fracciones arenas con respecto a los interparches de suelo desnudo aledaños, siendo las fracciones más finas superiores en las acumulaciones (tabla N°3-6).

Tabla N° 3-5 Fracciones texturales (en % de partículas) en los primeros 10 cm. de suelo, para los diferentes tratamientos. Entre paréntesis desvió estándar, letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos, $n=30$ para sitios pastoreados y $n= 12$ clausura.

tratamientos	Arcilla (0-2 μm)	Limo (2-50 μm)	Arena (50-500 μm)	Arena (0.5-1 mm)	Arena (1-2 mm)
Carga alta	1.5 ab (0.5)	2.4 a (0.9)	71 a (4.5)	14.6 a (2.9)	10.6 a (3.0)
Carga ajustada	1.3 a (0.5)	2.3 a (0.9)	71.5 a (7.0)	15 a (4.5)	9.8 a (4.3)
Clausura 1983	1.7 b (0.3)	3.2 b (0.6)	79.2 b (3.8)	9.7 b (2.2)	6.2 b (2.4)

El suelo en donde se llevo a cabo el ensayo fue netamente arenoso siendo en todos los casos la fracción más abundante las arenas de 50 a 500 micrones. Las fracciones arcilla y limo son las menos abundantes con valores máximos de 1.80 y 3.36%, respectivamente, en el sitio clausurado al pastoreo.

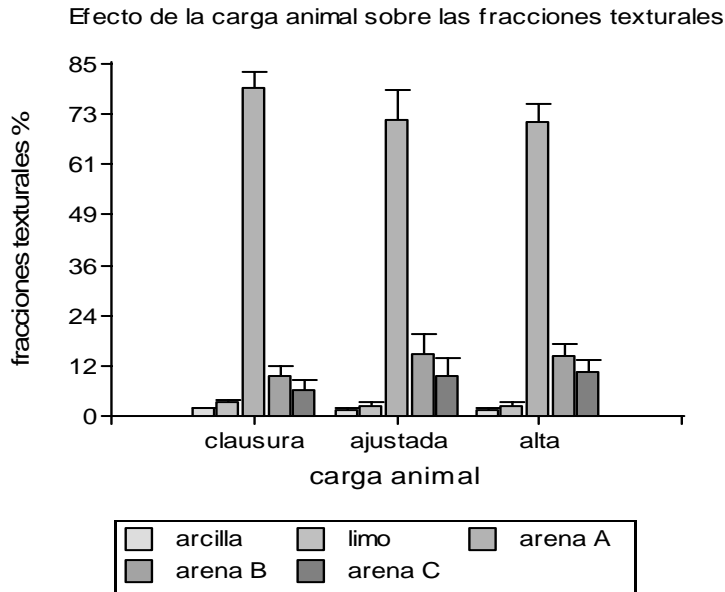


Figura N° 3-1 fracciones texturales, en porcentaje, de los primeros 10 cm. Arcilla (0-2 μm); Limo (2-50 μm); Arena A (50-500 μm); Arena B (0.5-1 mm); Arena C (1-2 mm).

Aunque no se evidenciaron diferencias de las fracciones arenas entre las distintas cargas animales, es importante remarcar el mayor contenido de arenas gruesas en la carga alta (tabla N° 3-5).

Tabla N° 3-6 Comparación de valores medios (desvío estándar) de porcentaje del tamaño de partículas (0-10 cm.) entre acumulaciones e interparches adyacentes en un cuadro sobrepastoreado. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,01$, $n=3$)

Sitio	Arcilla (0-2 μm)	Limo (2-50 μm)	Arena (50-500 μm)	Arena (0.5-1 mm)	Arena (1-2 mm)
Acumulaciones	1.77 a (0.43)	3.00 a (0.79)	78.9 a (0.96)	11.23 a (2.62)	5.09 a (2.41)
Parche de suelo desnudo	1.50 a (0.32)	2.64 a (0.51)	61.85 b (3.38)	21.65 b (0.9)	12.45 b (1.80)

Los sitios bajo pastoreo con distinta carga animal no mostraron diferencias entre ellos en cuanto a sus tasas medias de infiltración (tabla N° 3-

1). Estos resultados son distintos a los encontrados en pastizales de Norteamérica, en donde se observan reducciones de un 25% en la tasa de infiltración en sitios con pastoreo moderado y hasta un 50% de reducción en sitios con pastoreo intenso (Gifford y Hawkins 1978, citado por Webb y Stielstra 1979).

El sitio no pastoreado desde hace 25 años mostró valores de infiltración superiores a los obtenidos en los sitios pastoreados (tabla N° 3-1). Este resultado concuerda con los obtenidos en Arizona, EEUU, en suelos bien drenados, areno-limoso con gravas, por Castellano y Valone (2007). Ellos encontraron que la tasa de infiltración en un sitio clausurado al pastoreo desde 1958 era un 98% superior que la zona aledaña con pastoreo, para un sitio clausurado desde 1977 un 51% mayor y un sitio sin animales desde 1993 solamente un 11% superior que los lugares contiguos que si tenían animales.

Castellano y Valone (2007) manifiestan que la exclusión de los animales de los pastizales, por periodos prolongados de tiempo, produce un incremento en la tasa de infiltración. Resultados similares fueron encontrados por Cisneros et al. (1999) para suelos en proceso de desertificación por salinidad.

Estos resultados no validan la hipótesis en la que supone que en los sitios con cargas altas habría una disminución de la velocidad de infiltración. Quizás las diferencias entre tratamientos de carga animal no son muy evidentes, porque los efectos del pastoreo sobre las propiedades hidrológicas de los suelos son de más lenta manifestación comparados con otros disturbios de alta intensidad como por ejemplo el desmonte (Kowaliow y Rostagno 2008).

Probablemente estos resultados obtenidos se deban a la heterogeneidad propia del pastizal. Hiernaux *et al.*, (1999) en este sentido informa que no existe un efecto lineal de la carga animal con la tasa de infiltración, esto lo atribuye a que los suelos bajo pastoreo no cambian sus propiedades en forma homogénea ni lineal.

Un efecto mucho más marcado se registró entre las acumulaciones y los interparches de suelo desnudo. Rostagno (2000) en el NE de Chubut halló un comportamiento distinto en las tasas de infiltración entre micrositos (montículo,

suelo erosionado y no erosionado), siendo la infiltración más rápida en los montículos, posiblemente estas diferencias sean originadas por distinta composición textural de los suelos, siendo más abundantes las arcillas en el NE de Chubut. Los caminos utilizados por los animales para trasladarse por el pastizal presentaron bajas tasas de infiltración (observación personal), por lo que éste sería otro componente de heterogeneidad de las propiedades de los suelos.

Ravi et al. (2007) en el desierto arbustivo de Chihuahuan, encontraron diferentes tasas de deposición y remoción de suelo por acción del viento y esto trajo como resultado diferentes tasas de infiltración. Condiciones similares generan los continuos vientos en Patagonia, generando tasas de infiltración muy variables. Es importante remarcar que en todas las mediciones la tasa de infiltración es moderadamente alta, por lo que no se evidencian fenómenos importantes de erosión hídrica.

La elevada tasa de infiltración es atribuible a la alta proporción de componentes sólidos (gravas) del suelo que tiene el pastizal, ya que en el sitio de ensayo la fracción gravas del suelo medida en los primeros 10cm, es abundante (tabla N° 3-4). Los fragmentos gruesos favorecerían la entrada de agua al suelo (Grant y Struchtmeyer 1959; Seginer et al., 1962; Simanton et al., 1984) porque mejoran las propiedades físicas, como la conductividad hidráulica y la porosidad (Ravina y Magier 1984)

Noy–Meir (1973) sugiere que en ambientes limitados por agua los suelos de textura gruesa tienen mayor productividad primaria que los de textura más fina, dado por un mejor aprovechamiento de los eventos de precipitación. El suelo del pastizal arenoso y con gravas, ayuda a mantener la tasa de infiltración en valores altos evitándose la escorrentía y la consiguiente degradación por erosión hídrica. Poesen y Lavee (1994) señalan que los fragmentos de rocas parecen crear un ambiente más favorable para el crecimiento de la vegetación en condiciones climáticas secas.

El aumento de la densidad aparente, en el tratamiento de carga alta concuerda con lo informado por Valentin (1985) que en sitios de pastoreo en

Senegal encuentra incrementos en la densidad aparente del suelo, con el aumento de la carga animal. El tratamiento sin animales y el tratamiento de carga ajustada presentaron valores inferiores de densidad aparente, con respecto al tratamiento de carga alta. Su Yong-Zhong *et al.*, (2004) aportan en este sentido datos, que refieren a una disminución en la densidad aparente en sitios sin pastoreo, en pastizales arenosos de China, atribuyendo esta disminución a un aumento de la materia orgánica y a la abundancia de raíces superficiales.

Los aumentos de densidad aparente en el tratamiento de carga alta, son distintos a los obtenidos por Hiernaux *et al.*, (1999) que muestreando suelos con 90-95% de arena y pobres en materia orgánica (0.15-0.20 carbono orgánico) no halló efectos de los animales en pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. Otros resultados similares en condiciones de climas áridos fueron aportados por Webb y Stielstra (1979) quienes, en el desierto de Mojave, no encontraron diferencias en la densidad aparente en sitios pastoreados con ovejas.

Existiría un efecto negativo sobre la densidad aparente del suelo ante cargas animales elevadas, que corroboraría la hipótesis del deterioro de las propiedades físicas. En el distrito occidental el aumento de la densidad aparente no es solamente producto del pisoteo animal si no que es en gran parte consecuencia de la concentración del material grueso en los primeros centímetros del suelo.

Webb y Stielstra (1979) en el desierto de Mojave, encontraron valores muy altos de densidad aparente, y esto lo atribuyen al contenido de grava en el suelo. Sería lógico pensar que estos valores altos de densidad aparente son consecuencia del aumento de la fracción gruesa. Al correlacionar porcentajes de gravas en peso de las muestras con la densidad aparente, se obtuvieron correlaciones positivas y muy significativas (valores no presentados).

La fracción arena de 0.5-1 mm evidenció diferencias entre el sitio clausurado y los tratamientos de pastoreo, siendo en este último superior. La fracción arena de 1-2 mm fue distinta siendo superior en la carga alta con

respecto a la clausura. Datos similares fueron obtenidos por Neff *et al.* (2005) en Utah, USA, quienes encontraron que existe una tendencia a enriquecerse con arenas en la superficie del suelo de los sitios con pastoreo continuo.

Los cambios en las propiedades de los suelos, se caracterizan por una disminución del material fino, y el consiguiente incremento de partículas gruesas y por una pérdida significativa de nutrientes. Existe una relación lineal entre la proporción de las partículas del suelo y los grados de desertificación, además esta distribución de partículas puede ser utilizada como un parámetro de degradación y ser empleado como indicador de desertificación. (Su Yong-Zhong *et al.*, 2004).

Rui-Lian Zhou *et al.* (2008), estudiando en el este de la provincia de Naiman (China) sitios con distintos grados de desertificación por sobrepastoreo, encontraron en los pastizales con mayor grado de desertificación un incremento significativo de las arenas y una disminución significativa de las fracciones más finas (limos-arcillas). Su investigación muestra que la desertificación se manifiesta en una mayor concentración de las partículas gruesas del suelo.

Uno de los indicadores tempranos de procesos de desertificación en pastizales es el cambio textural del suelo (Laurenroth y Milchunas 1991). Huang *et al.*, (2007) en el Norte de China, estudiando el sobrepastoreo como el principal causante de la desertificación, encontró en los sitios control (sin animales) que la distribución del tamaño de las partículas del suelo se mantenía relativamente constante en un periodo prolongado de tiempo (17 años), solo las arenas finas mostraban un muy ligero incremento en el tiempo, mientras que las arenas gruesas decrecían gradualmente. Por el contrario en los sitios que se mantenían pastoreados el tamaño de las partículas cambiaba significativamente con el tiempo.

Se considera que a diferencia de ambientes más húmedos en donde los suelos son más estructurados, con contenidos elevados de arcilla, en donde el efecto del pisoteo produce compactación que hace elevar los valores de DAP, en el sitio del ensayo el aumento de densidad aparente podría ser adjudicado

al aumento de la superficie de suelo desnudo (por remoción de la vegetación), que favorece la pérdida del material superficial por erosión y el consiguiente aumento en el valor de DAP (por concentración de fracciones gruesas) y no solamente al efecto mecánico del pisoteo.

III.1.2. Efecto sobre las propiedades químicas del suelo:

El contenido de materia orgánica fue bajo y no mostró diferencias entre tratamientos. Por el contrario el nitrógeno presentó diferencias entre los tratamientos de carga y el tratamiento sin animales, siendo mayor la cantidad de nitrógeno en este último (tabla N°3-7).

Tabla N° 3-7 Valores medios (desvío estándar) de MO y N del sitio en estudio bajo distintas cargas animales. Letras distintas indican diferencia significativa ($p < 0,001$) en la columna, $n=30$ para tratamientos pastoreo y $n= 12$ clausura.

tratamiento	Materia orgánica y Nitrógeno (primeros 10 cm. de suelo)	
	MO	N
Carga alta	0.50 (0.14) a	0.03 a (0.03)
Carga ajustada	0.50 (0.22) a	0.05 a (0.02)
Clausura 1983	0.57 (0.21) a	0.07 b (0.04)

No existieron diferencias entre tratamientos para conductividad eléctrica y pH (tabla 3-10), lo que es bastante lógico si se tiene en cuenta que en el sitio del ensayo no existe un aporte de napa que pueda modificar estos valores. Resultados similares fueron reportados para un gradiente de pastoreo en el norte de China, en donde ninguna de las distintas intensidades de pastoreo afectó al pH, ni a la conductividad eléctrica (Xie y Witting 2004; Chunli Li et al., 2008). En cambio, Shifang Pei *et al.*, (2008) encontraron valores de pH más alto en sitios con pastoreo continuo, con respecto a sitios excluidos por 6 años del pastoreo de grandes herbívoros.

Tabla Nº 3-8 Valores medios (desvío estándar) de pH y conductividad eléctrica del sitio en estudio bajo distintas cargas animales. Letras distintas indican diferencia significativa ($p \leq 0,05$) en la columna, $n=30$ para tratamientos de pastoreo y $n= 12$ clausura.

tratamiento	pH y conductividad eléctrica (primeros 10 cm de suelo)	
	pH	CE
Carga alta	7.1 (0.19) a	0.09 (0.04) a
Carga ajustada	7.1 (0.24) a	0.08 (0.02) a
Clausura 1983	7.0 (0.13) a	0.08 (0.02) a

La materia orgánica del suelo proviene principalmente de la descomposición del mantillo aéreo y de las raíces, así como de las heces de los animales. En ambientes áridos la biomasa de las raíces es superior a la biomasa aérea (Jackson *et al.*, 1997). Teniendo en cuenta que el recambio de raíces es alto, se puede considerar a la biomasa radicular como el componente principal de la materia orgánica del suelo (Gordon y Robert 2000).

En Patagonia no se encontraron diferencias en la cantidad de biomasa radicular entre sitios con pastoreo y no pastoreados (Soriano *et al.*, 1987; Larreguy *et al.*, 2008). Por lo tanto probablemente ésta sea la causa de la no respuesta de la materia orgánica a las cargas animales ensayadas. Resultados similares fueron reportados por García Martínez (2005), en el mismo campo experimental del ensayo.

El comportamiento del nitrógeno en los tratamientos de carga ajustada y alta fue similar al de la materia orgánica no mostrando diferencias. Resultados similares obtuvieron Barger *et al.*, (2004) en pastizales de Mongolia, ensayando con 5 cargas animales distintas. Ellos no encontraron diferencias en el contenido de nitrógeno en los primeros centímetros del suelo y sugieren que el efecto del pastoreo en la dinámica del nitrógeno no puede ser apreciado en cortos periodos de tiempo. Milchunas y Lauenroth (1993) mencionan que el pastoreo reduce la productividad, pero no afecta al contenido total de nitrógeno, probablemente porque éste sea distinto a la cantidad de nitrógeno disponible.

La diferencia entre el tratamiento sin animales con respecto a los de carga animal estaría en sintonía con lo reportado por García Martínez (2005) quien obtuvo mayores contenidos de nitrógeno en los sitios sin pastoreo en el distrito occidental.

El efecto del pastoreo sobre la productividad y el ciclado de nutrientes en zonas áridas es significativamente más variable que en ambientes húmedos (Briske *et al.*, 2003). La biomasa radical, el contenido de materia orgánica y la tasa de mineralización disminuyen al aumentar la distancia desde la mata de pasto al centro espacio entre plantas (Kelly *et al.*, 1996; Soriano *et al.*, 1987).

Por lo tanto no sería lo mismo muestrear un parche de suelo desnudo pequeño que uno de mayor longitud. Al aumentar el tamaño del espacio entre plantas disminuiría, en promedio, el aporte de biomasa radical y de esta forma el contenido de materia orgánica y nitrógeno en el espacio de suelo descubierto a medida que aumenta el pastoreo (García Martínez 2005). Por esta razón se muestrearon solamente parches de suelo desnudo característicos del área.

La falta de diferencias para nitrógeno entre los tratamientos de carga no corrobora, al igual que la materia orgánica, la hipótesis sobre la disminución de los nutrientes en los interparches de suelo desnudo en el tratamiento de carga alta. Posiblemente el mayor contenido de nitrógeno en el sitio sin pastoreo se deba a un aporte de mantillo de mayor cantidad y mejor calidad (Willms *et al.*, 2002) debido a una mayor productividad primaria y la presencia y abundancia de las especies más palatables (Semmartin *et al.*, 2004)

III.1.3 Fracciones texturales y su relación con la materia orgánica y la erosión eólica:

Se obtuvieron correlaciones positivas entre las fracciones arcilla, limo y arenas de 50-500 micrones y la materia orgánica y correlaciones negativas entre las arenas de 0.5-1 y 1-2 mm y el contenido de materia orgánica del suelo (tabla N° 3-9).

Tabla N° 3-9 Correlaciones entre fracciones texturales y materia orgánica (** significativo $p < 0.001$)

Fracciones texturales	Correlación materia orgánica
Arcilla	0.50**
Limo	0.60**
Arena 0.5-0.05 mm	0.65**
Arena 0.5-1 mm	-0.60**
Arena 1-2 mm	-0.62**

La pérdida de material fino en los suelos tiene marcadas consecuencias en la capacidad de almacenar agua, consistencia y disponibilidad de nitrógeno y carbono orgánico (Hennessy *et al.*, 1986). Su Yong-Zhong (2004) encontró en la estepa de Mongolia, que la remoción de partículas finas por erosión resulta en pérdidas de carbono orgánico y nitrógeno.

Los resultados muestran valores bajos de materia orgánica, por lo tanto sería importante evitar mayores pérdidas por erosión. Chen *et al.*, (2008) en el norte de China, hacen mención a la correlación significativa y negativa entre los nutrientes y las arenas gruesas versus una correlación significativa y positiva entre los nutrientes y las arenas finas, limo y arcilla. Sugieren que los cambios de nutrientes en el suelo y su disponibilidad están controlados por la textura, por lo tanto la distribución de las partículas del suelo es uno de los factores más importantes para revertir procesos de desertificación. Su *et al.*, (2005) llegaron a resultados similares, en donde encontraron correlaciones positivas entre los materiales finos (arcillas, limos y arenas finas) y carbono orgánico del suelo y nitrógeno.

En este trabajo la erosión eólica no fue medida ni cuantificada pero, por las características ambientales del área de estudio, como son los fuertes vientos dominantes (ver tabla N° 3-10), el tamaño de las partículas del suelo y su escasa organización (carente de estructura), debe ser considerado como un factor clave en el proceso de degradación del ambiente por sobrepastoreo. Por su constancia e intensidad, el viento constituye el principal factor erosivo del paisaje (Burgos 1985).

Tabla N° 3-10 datos estación meteorológica automática ubicada en el campo experimental de Río Mayo (CERM)

CERM	Octubre 2008	Noviembre 2008	Diciembre 2008	Enero 2009	Febrero 2009	Marzo 2009	Abril 2009
Velocidad promedio viento (Km./h)	13.9	15.5	12.7	13.9	15.0	13.4	13.3
Velocidad máxima absoluta viento (Km./h)	63.1	80.2	69.3	66.5	65.9	63.1	66.5
Días en el mes en los que el promedio de velocidad supera umbrales erosivos(16 Km./h)	9	16	11	9	12	9	12
Precipitaciones medias(mm)	10.3	8	17.5	4.5	15.3	0.3	3.0

En un estado avanzado de degradación de los pastizales, disminuye la cobertura vegetal y se pierden del sistema componentes del suelo probablemente por erosión eólica (Bisigato *et al.*, 2008). Según Chepil (1953) la fracción del suelo fácilmente erodable esta constituida por los materiales menores a 0.84 mm. Cuando los suelos son disturbados, la erosión remueve selectivamente las partículas finas (Pye 1987).

Castro *et al.* (1980), trabajando en el Campo Experimental Río Mayo, midieron y cuantificaron la erosión eólica por medio de colectores de partículas y comprobaron que la fracción que más se mueve es la de las arenas finas. En un año de medición comprobaron que, con una velocidad promedio de 15 Km/h, se mueven aproximadamente 7 Kg. de partículas de suelo por metro lineal. Velocidades umbrales similares fueron reportadas para suelos arenosos (16 km/h, Pasàk, citado por Dvorak y Novak, 1994), para un sitio sin vegetación en Texas, EUA (14,4 Km/h, Stout *et al.*, 2001) y para sitios con cobertura vegetal en New México (25 km/h, Jeffrey *et al.*, 2002).

En el sitio del ensayo, en los meses de verano donde el suelo generalmente permanece seco, se registraron velocidades máximas de viento superiores a los 65 Km./h. y más de 9 días por mes en los cuales las velocidades promedio superan el umbral erosivo (tabla N° 3-10). Esto señala la potencial magnitud que tiene el fenómeno eólico en el área.

Feng- Rui Li *et al.* (2003) mencionan una asociación muy cercana entre los niveles de desertificación y la intensidad de la erosión eólica, que se pondría en evidencia por la tasa de remoción de la fracción arena. Ésta crece linealmente con los niveles de desertificación y podría ser utilizada como un indicador del grado de desertificación.

El movimiento de partículas por acción del viento es otra fuente de heterogeneidad en estos ambientes. A lo largo de los lotes pastoreados se evidenciaron signos claros de erosión eólica incipiente, como son acumulaciones de material a sotavento de matas y arbustos. Al comparar la composición textural de estas acumulaciones y los interparches de suelo desnudo aledaños se observaron diferencias para las 3 fracciones de arenas analizadas (tabla N° 3-6).

Por todo lo antes expuesto se podría decir que la hipótesis sobre pérdidas de atributos físicos, como es el cambio textural de los primeros centímetros del suelo, sería validada. El pastizal bajo pastoreo no controlado, tiene una tendencia a perder material fino, y la consiguiente concentración de fracciones gruesas en los primeros centímetros de suelo.

Si el pastizal natural del distrito occidental sigue perdiendo material fino, y por lo tanto materia orgánica, a causa de los procesos erosivos, producto de una carga animal inadecuada, corre peligro su estabilidad como sistema productivo. En este sentido Bertiller *et al.* (2002) mencionan que la pérdida de nutrientes puede agravar el proceso de desertificación en Patagonia

III.1.4. Efecto de la carga animal sobre la vegetación.

En la primavera de 2008, el porcentaje de suelo desnudo fue menor y el de criptógamas fue mayor en la clausura respecto a los tratamientos con carga animal. Por su parte el porcentaje de mantillo y de arbustos no presentó diferencias entre tratamientos. El porcentaje de cobertura de *Poa ligularis* fue distinto sólo entre el sitio clausurado y el sitio con mayor carga animal, siendo menor el porcentaje de cobertura en este último.

En otoño de 2009, el porcentaje de suelo desnudo fue distinto y menor sólo entre el tratamiento sin animales con respecto al tratamiento de carga alta. Por su parte el porcentaje de mantillo y de arbustos no presentaron diferencias entre tratamientos. El porcentaje de criptógamas fue menor en la carga alta. El porcentaje de cobertura de *Poa ligularis* fue menor en la carga alta respecto a los otros tratamientos (tabla N° 3-11).

Tabla N° 3-11 Valores promedio (desvío estándar) de los principales atributos de la vegetación (expresados en %) en los diferentes tratamientos y momentos de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre tratamientos en cada momento de muestreo, $n=5$ para sitios pastoreados y $n=2$ para clausura.

Momento	Tratamiento	Suelo desnudo	Mantillo	Criptógamas	<i>Poa ligularis</i>	Arbustos
Primavera 2008	Carga alta	38.71 a (2.17)	26.65 a (6.18)	0.38 a (0.34)	4.96 a (1.8)	14.67 a (2.97)
	Carga ajustada	37.96 a (6.34)	24.26 a (3.23)	1.32 a (1.35)	6.53ab (2.63)	12.97 a (2.63)
	Clausura	27.85 b (7.95)	17.75 a (2.62)	5.98 b (0.78)	10.18b (3.37)	14.67 a (6.86)
Otoño 2009	Carga alta	46.72 a (6.33)	17.03 a (7.76)	0.03a (0.07)	2.92 a (0.72)	14.49 a (3.41)
	Carga ajustada	43.60 ab (7.61)	17.95 a (3.46)	0.60ab (0.36)	5.55 b (2.34)	12.98 a (1.85)
	Clausura	33.71 b (3.46)	17.60 a (2.03)	0.23b (0.33)	6.90 b (0.05)	9.93 a (0.84)

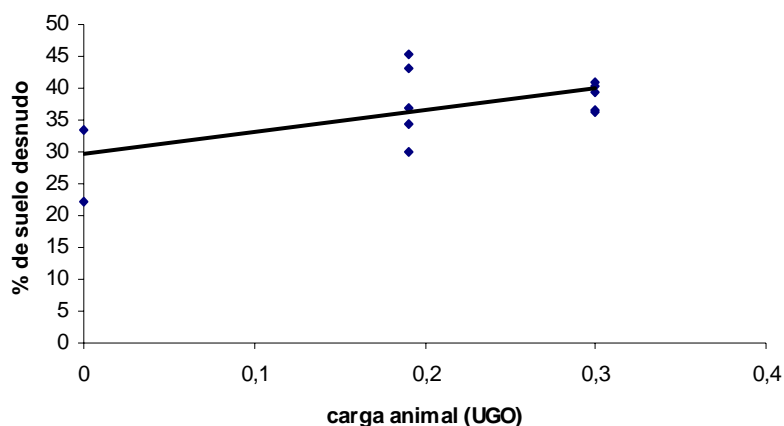


Figura N° 3-2 Efecto de la carga animal sobre el porcentaje de suelo desnudo ($R^2 = 0.361$ $p = 0.0387$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield), primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.

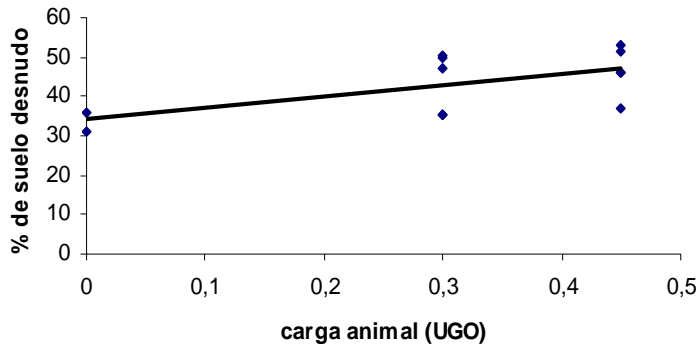


Figura N° 3-3 Efecto de la carga animal sobre porcentaje de suelo desnudo ($R^2= 0.368$ $p= 0.0362$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield), otoño 2009. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en otoño de 2009 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.30 UGO y a la carga alta un valor de 0.45 UGO.

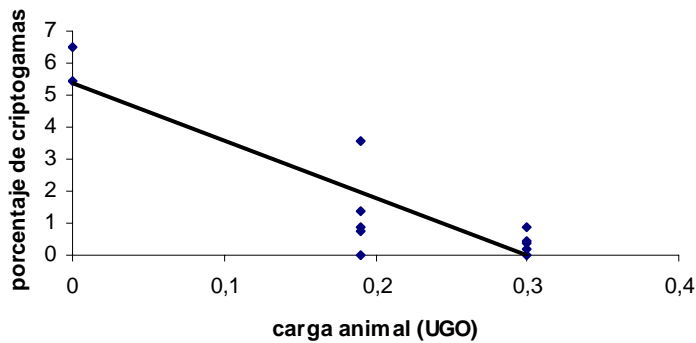
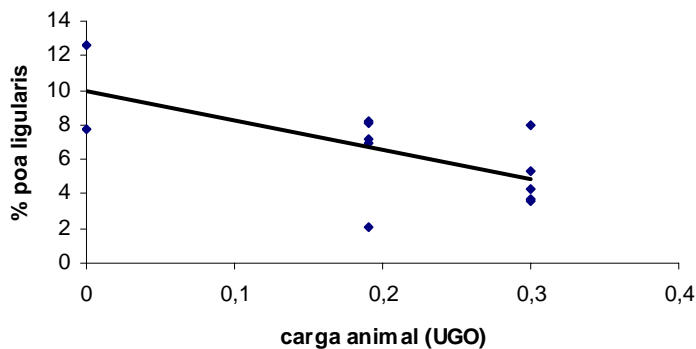
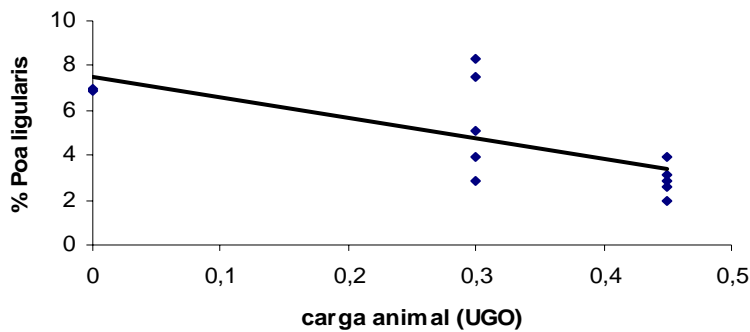


Figura N° 3-4 efecto de la carga animal sobre, porcentaje de criptógamas ($R^2= 0.780$ $p= 0.0001$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield), primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.



Figuras N° 3-5 efecto de la carga animal sobre, porcentaje de *Poa ligularis* ($R^2=0.435$ $p= 0.0195$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield) Primavera 2008. La carga animal es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en primavera de 2008 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.19 UGO y a la carga alta un valor de 0.30 UGO.



Figuras N° 3-6 Efecto de la carga animal sobre, porcentaje de *Poa ligularis* ($R^2= 0.455$ $p= 0.0161$) medidos sobre línea de intercepción (Canfield) Otoño 2009. La carga animal estimada según Valor Pastoral, es expresada en UGO (unidad ganadera ovina) en otoño de 2009 la carga ajustada le correspondió un valor de 0.30 UGO y a la carga alta un valor de 0.45 UGO.

El aumento registrado del suelo desnudo, y por ende la superficie expuesta a erosión, es una de las primeras observaciones que surgen en ensayos de pastoreo en pastizales áridos de Patagonia (Soriano y Brun, 1973; García Martínez, 2005; Bisigato *et al.*, 2005; Chartier y Rostagno 2006; Valenta 2008) y del mundo (Su Yong-Zhong *et al.*, 2004; Huang *et al.*, 2007; Rui-Lian Zhou *et al.*, 2008; Tamartash *et al.*, 2007; Austrheim *et al.*, 2008).

La mayor cobertura de criptógamas en la clausura se corresponde con lo reportado en el desierto frío de Utha por Anderson *et al.* (1982). Ellos informan que la cobertura de criptógamas se vio reducida considerablemente por el pastoreo de animales domésticos. La cobertura de criptógamas se incrementó de un 4% a un 15% durante los primeros 14-18 años de exclusión del pastoreo, luego se incrementó solamente un 1% durante los siguientes 20 años.

El efecto negativo de la carga animal sobre la cobertura de criptógamas, registrado principalmente en el otoño, estaría relacionado con su susceptibilidad al disturbio por pastoreo y pisoteo, especialmente cuando el suelo está seco (Marble y Harper, 1989). En otros ambientes áridos, con estación fría y precipitaciones invernales, como es Great Basin (Nevada EUA), varios autores (Jeffries y Klopatek, 1987; Kleiner y Harper, 1977; Marble y Harper, 1989), han documentado el efecto negativo del pastoreo sobre las costras biológicas. En el distrito occidental se observa un efecto negativo del

pastoreo hacia fines de verano, en donde se combinarían los efectos de los animales y las condiciones climáticas adversas.

La disminución observada de la cobertura de *Poa ligularis*, especie clave del pastizal del distrito occidental (Ferreira *et al.*, 1987; Mercau y Golluscio, 1994; Golluscio *et al.*, 1999, Valenta 2008), por efecto del pastoreo, principalmente en el otoño, también fue reportada por diferentes autores (Siffredi *et al.*, 1992; Soriano *et al.*, 1980; Perelman *et al.*, 1997; Bottaro, 2007; Valenta, 2008). El efecto del pastoreo sobre las especies preferidas, mencionado también para otros ambientes, como por ejemplo Australia (Yates *et al.*, 2000) produce una disminución permanente de la calidad forrajera del sistema (Paruelo *et al.*, 1993).

En los ambientes áridos con fuertes vientos y presencia importante de arbustos, los nutrientes que se desplazan son retenidos por las copias de los arbustos, y se produce un enriquecimiento de nutrientes alrededor del arbusto formando “islas de fertilidad” (Schlesinger and Raikes, 1996). El desarrollo de estas islas de fertilidad, en pastizales áridos puede conducir a una invasión de arbustos (Schlesinger *et al.*, 1990).

A pesar del movimiento de nutrientes que existe por erosión eólica, no parece existir un fenómeno de arbustización en el sitio del estudio, como los mencionados para el suroeste de EUA (Schlesinger *et al.*, 1990) o para la región subandina en la estepa de *Festuca pallescens* (León y Aguiar 1985). Los arbustos son especies dominantes en el distrito occidental (Soriano *et al.*, 1956), por esta razón el fenómeno de arbustización no se evidencia.

El análisis de la distribución de las especies palatables en áreas de pastoreo es un adecuado indicador de degradación y permite interpretar las consecuencias del pastoreo sobre las plantas y el suelo (Dumont *et al.*, 2002). Al quedar demostrado que el pastoreo afecta a las especies palatables del distrito occidental, principalmente *Poa ligularis*, monitorear su cobertura en el tiempo se presenta como una herramienta útil a la hora de tomar decisiones de manejo de los pastizales.

III.1.5. Efecto de la carga animal sobre los índices de función del paisaje:

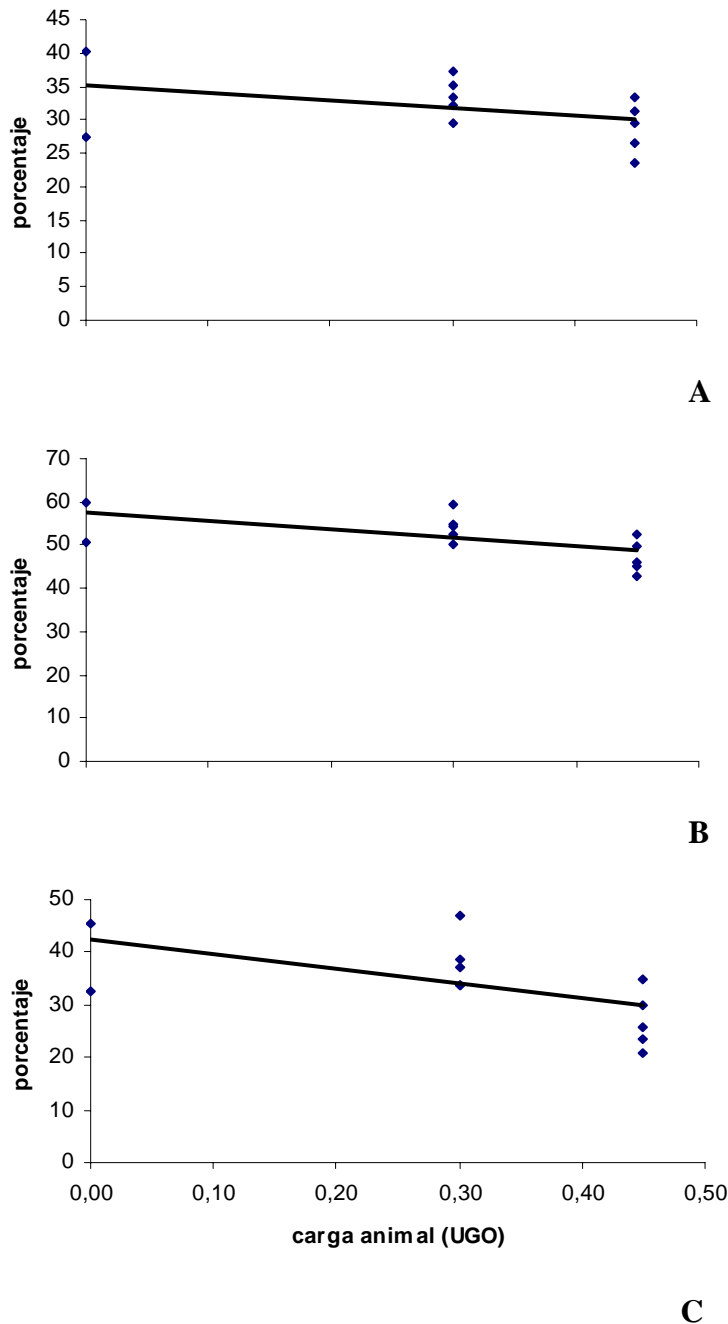
No se registraron diferencias entre tratamientos para el índice de estabilidad. Por su parte para el tratamiento de carga alta los índices de infiltración y reciclaje de nutrientes fueron menores que para el resto de los tratamientos (tabla N° 3-12).

De los índices de función del paisaje, los índices de reciclaje y de infiltración se muestran como los más afectados por la carga animal, con menores valores en el tratamiento de carga alta respecto a los otros tratamientos. Por el contrario el índice de estabilidad no se vio afectado por la carga animal (figuras N° 3-12).

Tabla N° 3-12 ANVA Índices de Función del Paisaje para los 3 tratamientos ensayados. Entre paréntesis desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$), $n=5$ para tratamientos pastoreados y $n=2$ para clausura.

Tratamiento	Estabilidad	Infiltración	Reciclaje
Carga Alta	28.77 (3.90) a	47.20 (3.79) a	27.04 (5.53) a
Carga Ajustada	33.49 (2.96) a	54.19 (3.31) b	38.04 (5.44) b
Clausura 1983	33.76 (9.03) a	55.39 (6.6) b	38.96 (9.17) b

La falta de sensibilidad del índice de estabilidad ante la carga animal, puede tener su origen en los indicadores utilizados para su formulación (ver materiales y métodos tabla N° 2-2). El material grueso en superficie (mayor a 2 cm.) es uno de los indicadores que aportan al valor final del índice de estabilidad. La presencia habitual de gravas y clastos superficiales en el sitio de estudio estaría aportando estabilidad a la superficie del suelo frente a fenómenos erosivos.



Figuras N° 3-7 efecto de la carga animal sobre los índices de función del paisaje. (A) Estabilidad ($R^2= 0.164$ $p= 0.191$); (B) Infiltración ($R^2= 0.349$ $p= 0.0429$); (C) Reciclaje ($R^2= 0.327$ $p=0.0519$).

La cubierta superficial de fragmentos gruesos reduce la erosión del suelo al proteger las superficies situadas inmediatamente bajo los fragmentos contra la deflación (Fernández-Sanjurjo 1999). En ambientes áridos la degradación de la cobertura vegetal durante cambios climáticos es menor en suelos con rocas que en suelos libre de rocas (Poesen *et al.*, 1994).

Esta relación entre material grueso y estabilidad fue descrita por Gaitan *et al.* (2008) para la zona de Pilcaniyeu, Río Negro (Distrito Occidental) en donde encontró mayores valores del índice de estabilidad en sitios pastoreados y lo atribuye a la presencia de fragmentos gruesos en superficie.

Además de los fragmentos gruesos, el índice de estabilidad está formado por otros indicadores, que para nuestro sitio de estudio no muestran sensibilidad alguna al deterioro por pastoreo como por ejemplo el slake test, que mide la estabilidad de agregados en agua. En otros ambientes áridos donde se forman agregados es un indicador muy utilizado por ser sensible a estadíos tempranos de deterioro (De Soyza *et al.*, 1997). En el sitio de estudio no se pudo cuantificar este indicador en ningún tratamiento, porque el suelo no presento agregados superficiales.

Otro indicador poco representado en el sitio de estudio es la presencia y rotura de costras, ya que en general no se forman costras en el sitio estudiado. Resistencia de la superficie es otro indicador utilizado para formar el índice de estabilidad. En todos los tratamientos el material superficial fue suelto no coherente, por lo tanto este indicador tampoco mostró diferencias entre tratamientos.

Por todo lo expuesto, el índice de estabilidad propuesto por la metodología análisis de función de paisaje, en coincidencia con lo mencionado por Gaitan *et al.* (2008), no sería un buen indicador para el pastizal del distrito occidental.

III.1.6. Efecto de la carga animal sobre los índices de organización del paisaje:

De todos los índices de organización de paisaje, sólo el número de parches cada 10 metros fue diferente entre los tratamientos de carga y el tratamiento sin animales (clausura), siendo superior en este último (tabla N°3-13).

Tabla N° 3-13 ANVA de los índices de organización del paisaje en relación a los 3 tratamientos de carga animal ensayados. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Solo se marcaron con letras los índices significativos $n = 5$ tratamiento animales $n = 2$ clausura.

tratamiento	COBP	LMI	LMP	AMP	Altura media	ISD	LMI/LMP	N° p/10 mts
Carga alta	28.57a (6.15)	128.04a (42.38)	49.14a (5.44)	70.33a (7.89)	23.36a (5.32)	93.41a (40.10)	2.61a (0.79)	5.86 a (1.33)
Carga ajustada	35.43a (11.65)	96.16a (36.36)	51.68a (10.20)	63.35a (11.70)	20.27a (3.12)	65.08a (35.22)	1.97a (0.92)	6.80 a (1.43)
clausura	44.17a (2.92)	56.60a (10.93)	45.30a (4.63)	74.60a (17.65)	15.98a (2.63)	31.76a (7.76)	1.24a (0.11)	9.83 b (1.65)

COBP (cobertura basal de los parches); LMI (longitud media de los interparches); LMP (longitud media de los parches); AMP (ancho medio de los parches); ISD (índice de suelo desnudo); N° p/10 mts (numero de parches cada 10 metros).

La carga animal mostró en forma de tendencia gran parte de la variabilidad de los índices de organización del paisaje, excepto la longitud y el ancho medio de los parches (Tabla N° 3-17). Los índices Cobertura basal de los parches, Ancho medio de los parches y Número de parches cada 10 metros presentaron una relación negativa con el aumento de la carga animal (tabla N° 3-13).

La disminución en el número de parches, aumento del tamaño de los interparches y disminución de la cobertura basal en el sitio que recibió la carga más alta, estaría corroborando la hipótesis que con el aumento de la carga animal disminuye el número de parches y aumenta el espacio ocupado por los interparches de suelo desnudo. Resultados similares hallaron Ludwig y Tongway (1995) y Gaitan *et al.* (2008)

Contrario a lo reportado por Gaitan *et al.* (2008) no se observaron diferencias significativas entre tratamientos para el tamaño de los parches. En el distrito occidental no se produce una disminución significativa del tamaño de

los parches por efecto del pastoreo, ya que disminuyen las especies palatables, pero aumenta el número de las no palatables y arbustos manteniendo el tamaño de los parches en rangos similares a los que presentaban antes del disturbio (Aguiar y Sala 1998).

En la evaluación se consideraron 3 tipos de parche: leñosos, gramíneos y de vegetación muerta en pie. En la carga alta se observó una disminución de los parches gramíneos y un aumento de los parches arbustivos que compensaron por su mayor tamaño, el menor número de parches del tratamiento con carga alta.

La degradación antropica de los parches vegetados, hace que la distancia entre parches aumente. Estos cambios alteran la sustentabilidad, ya que la capacidad de los parches vegetados de retener recursos se ve disminuida (Puigdefabregas *et al.*, 1999), como consecuencia una gran proporción de los recursos (flujos) se pierden del sistema.

Feng-Rui Li *et al.*, (2003) investigando la remoción y deposición de arenas por erosión eólica, en un gradiente de desertificación en China, concluyó que el transporte y la deposición de arenas es un fenómeno netamente superficial. Por lo tanto la importancia de los parches vegetados en este tipo de ambientes sujetas a erosión eólica es de capital importancia.

Para comprender mejor el efecto de la disminución del número de parches vegetados se empleó el modelo de rulos de retroalimentación utilizado por Cisneros *et al.* (1999) en suelos bajo pastoreo en condiciones ambientales extremas del centro de Argentina. La figura N° 3-13 esquematiza la retroalimentación negativa entre el pastoreo excesivo y el tamaño de los parches vegetados. La consecuencia principal del pastoreo es la de generar interparches de suelo desnudo (micrositios) con condiciones físicas adversas para la implantación de nuevos individuos. Esto impediría la formación de nuevos parches de vegetación perenne.

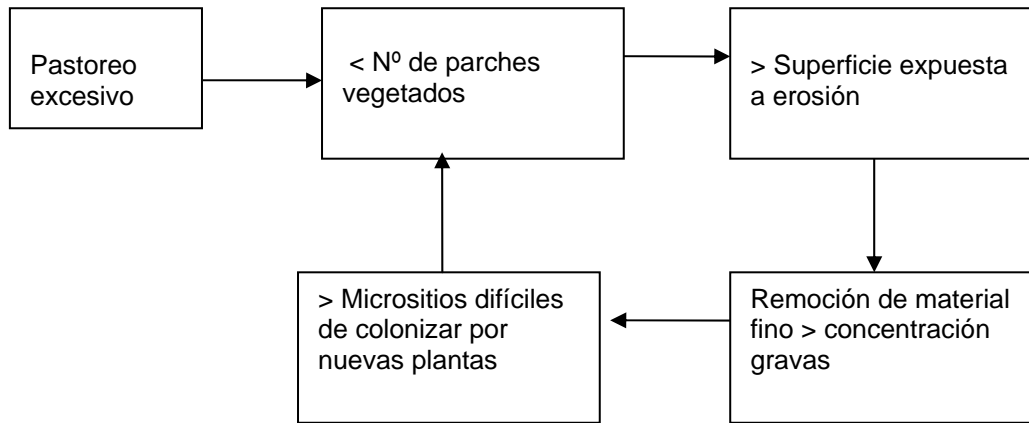


Figura N° 3-8 Rulo de retroalimentación negativa entre el pastoreo y los parches de vegetación

Posiblemente exista un rulo de retroalimentación positivo entre los parches vegetados perennes y el pastoreo ajustado (o de carga óptima según disponibilidad). Esta situación sólo sería posible en sitios que no se encuentren en un estado de degradación alto. Cuando un sitio se presenta muy degradado alcanza niveles de estabilidad muy altos que dificultan o tornan imposible la colonización de nuevos individuos del pastizal.

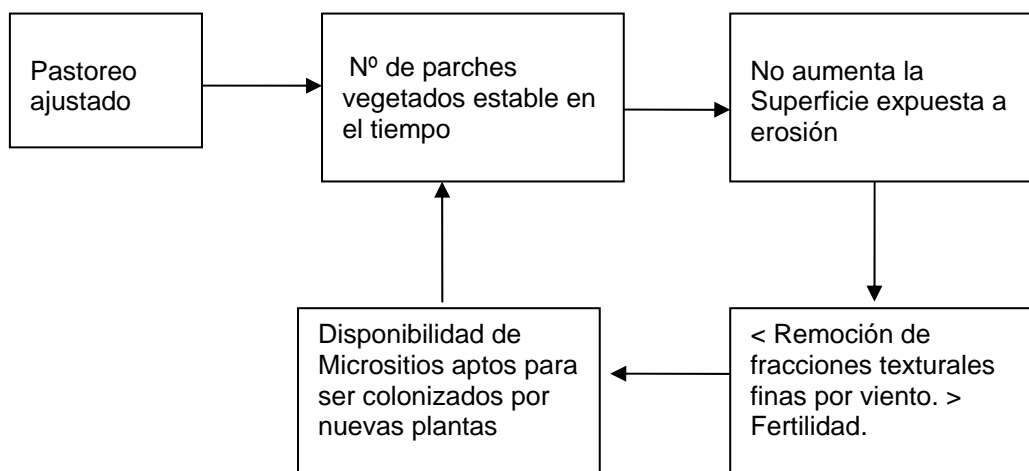


Figura N° 3-9 Rulo de retroalimentación positiva entre el pastoreo ajustado y los parches de vegetación.

III.2. Efecto de la distancia a la aguada sobre las propiedades del pastizal.

Se presentan los resultados y se discuten en función del efecto de la distancia a la aguada sobre las propiedades físico-químicas del suelo, propiedades de la vegetación y de los índices del paisaje.

III.2.1. Efecto de la distancia a la aguada sobre las propiedades físico-químicas del suelo:

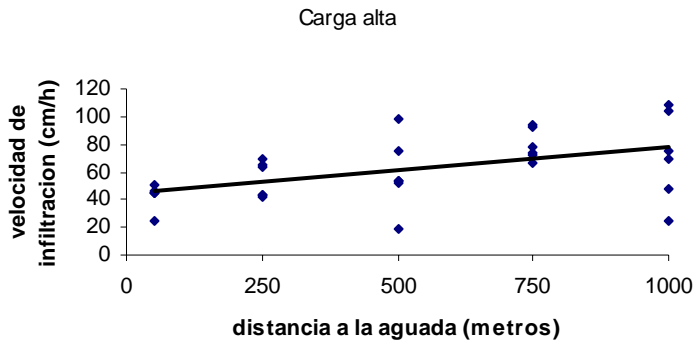
De todos los parámetros evaluados sólo la velocidad de infiltración mostró una relación con la distancia a la aguada en el tratamiento de carga ajustada. En el tratamiento de carga alta además los parámetros arcilla y limo fueron en parte explicados por la distancia a la aguada (tabla N° 3-14).

Tabla N° 3-14 valores de R^2 para las correlaciones entre los parámetros de suelo y la distancia a la aguada, para 2 cargas animales. Significancia * $p < 0,05$; ** $p < 0,001$.

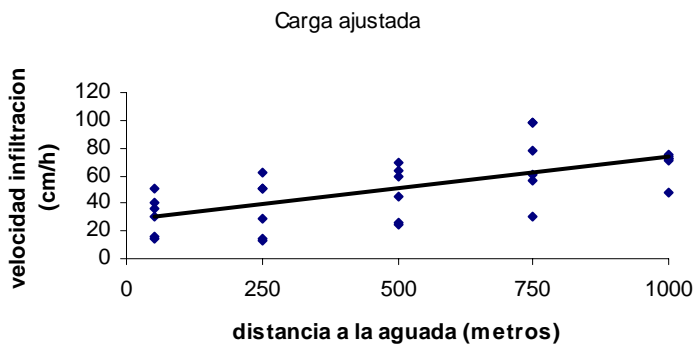
Variables muestreadas	R^2 Carga ajustada	R^2 Carga alta
Velocidad de infiltración	0.42**	0.26*
Densidad aparente	0.04	0.05
Arcilla	0.13	0.30*
limo	0.08	0.36**
Materia orgánica	0.07	0.00

Los datos muestran tanto para la carga alta como la ajustada un efecto lineal y positivo sobre la tasa de infiltración con distancias crecientes a la aguada ya que se obtienen mayores velocidades de infiltración más lejos de los puntos de bebida (figura N° 3-10).

Según Valentine (1947) las presiones de pastoreo son usualmente altas cerca de las aguadas y decrece con la distancia a las mismas, por esta razón para las 2 cargas se obtuvieron velocidades de infiltración menores en cercanía de los puntos de bebida, en donde el excesivo pisoteo de los animales disturba la superficie del suelo.



A



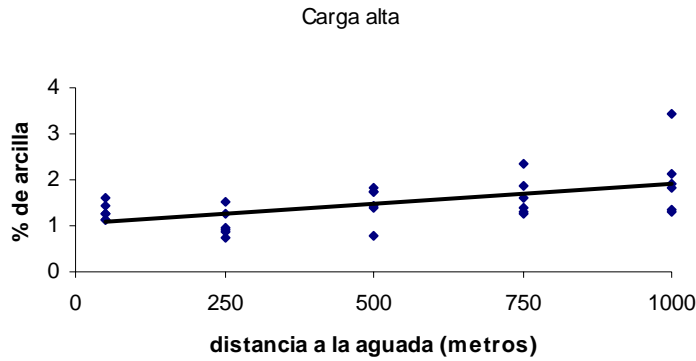
B

Figura N°3-10 efecto de la distancia a la aguada para la velocidad de infiltración para 2 cargas animales alta (A) $R^2= 0.26^*$ y ajustada (B) $R^2=0.42^{**}$. Significancia $*p<=0,05$: $**p<=0.001$.

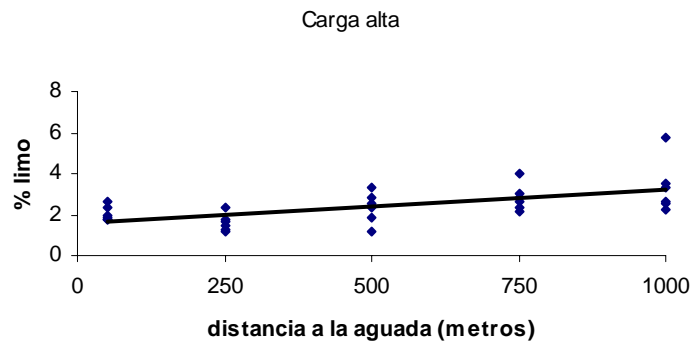
La densidad aparente no se relacionó con la distancia a la aguada en ninguna de las 2 cargas animales ensayadas (tabla N° 3-14). Valentin *et al.*, (1985) encontraron en ambientes semiáridos de pastoreo en Senegal, mayores densidades aparentes en cercanía de las aguadas, pero en este sitio el autor reporta mayores contenidos de partículas finas, lo que implica mayor estructuración de los suelos que ante un mayor pisoteo incrementa la densidad aparente.

Las fracciones finas del suelo (limo y arcilla) manifestaron una relación lineal y positiva, aumentando con la lejanía a la aguada en el tratamiento de carga alta únicamente (figura 3-18). El limo es generalmente la fracción que primero es removida por acción del viento, la arcilla por su parte se encuentra formando agregados que dificulta su remoción (Chepil 1953). La respuesta de

la arcilla fue similar a la del limo, esto es razonable en estos ambientes en donde los suelos carecen de estructura que proteja a la arcilla, además de presentar valores muy bajos.



A



B

Figura N° 3-11 efecto de la distancia a la aguada sobre las fracciones finas arcilla (A) $R^2=0.30^*$; limo (B) $R^2=0.36^{**}$. Significancia $*p\leq 0,05$; $**p\leq 0.001$.

En una primera etapa de la degradación en estos ambientes áridos, el pastoreo causa movilización de materiales finos y su posterior acumulación en los parches vegetados (Bisigato *et al.*, 2008). Los datos revelan que existiría una remoción de material fino cerca de los puntos en donde los animales se reúnen a beber, siendo esta remoción más evidente en el sitio con carga alta, probablemente los sitios muestreados cercanos a la aguada en la carga alta presenten un grado de deterioro superior a los de la carga ajustada.

Los resultados no evidencian relación entre la materia orgánica y las distintas distancias a la aguada analizadas para las 2 cargas animales (tabla N°3-18). Resultados similares fueron aportados por Smet y Ward (2006) para pastizales semiáridos de Sudáfrica, bajo pastoreo continuo, quienes no hallaron efectos significativos de la distancia a los puntos de bebida sobre el contenido de materia orgánica.

III.2.2. Efecto de la distancia a la aguada sobre la vegetación

En la primavera de 2008 la cobertura de criptógamas y mantillo se mostró influenciada por la distancia a la aguada, aumentando sus porcentajes de cobertura a distancias crecientes a la misma, para el tratamiento de carga ajustada. En el tratamiento de carga alta se detectó efectos de la distancia a la aguada para el porcentaje de mantillo.

Tabla N° 3-15 regresiones de los atributos del pastizal por distancia a la aguada. Primavera 2008. Significancia * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0.001$.

Atributos del pastizal	R ² carga ajustada	R ² carga alta
Suelo desnudo	0.52	0.33
<i>Poa ligularis</i>	0.44	0.25
Mantillo	0.95**	0.64*
criptógamas	0.83*	0.23
arbustos	0.18	0.27

En el otoño de 2009, y para el tratamiento de carga ajustada se pudo determinar un efecto de la distancia a la aguada en el porcentaje de suelo desnudo y en el porcentaje de criptógamas, medidos en la línea de intercepción. El porcentaje de suelo desnudo disminuyó con distancias crecientes a la aguada, mientras que el porcentaje de criptógamas mostró un comportamiento inverso aumentando a medida que se alejaba de la aguada.

En el tratamiento de carga alta ningún parámetro medido mostró efectos de la distancia a la aguada al nivel de significancia evaluado (tabla N° 3-16). *Poa ligularis* mostró una tendencia a disminuir a medida que las mediciones eran próximas a las aguadas ($p = 0.10$).

Tabla N° 3-16 regresiones de los atributos del pastizal por distancia a la aguada. Otoño 2009
Significancia * $p < 0,05$: ** $p < 0,001$.

Atributos del pastizal	R ² carga ajustada	R ² carga alta
Suelo desnudo	0.77*	0.00
Poa ligularis	0.10	0.66
Mantillo	0.34	0.08
criptógamas	0.91**	0.15
arbustos	0.30	0.30

En otoño el porcentaje de suelo desnudo mostró una tendencia a disminuir a distancias crecientes a la aguada, siendo más clara esta tendencia en el tratamiento de carga ajustada (tabla N° 3-15 y 3-16). Similares resultados fueron obtenidos por Wendy *et al.*, (2008), trabajando con distancias crecientes a la aguada en Australia, quienes hallaron un aumento de la cobertura basal (menos suelo desnudo) a medida que se alejaba del punto de bebida.

Los resultados de otoño mostraron un claro efecto de la influencia de la distancia a la aguada en el porcentaje de suelo desnudo para la carga ajustada mientras que en la carga alta no mostró efecto ninguno, los porcentajes de suelo desnudo en la carga alta se presentaron uniformes para todas las distancias. Este último resultado posiblemente sea a causa del incremento de la carga animal, que hizo que los animales pastorearan el lote en forma homogénea. Valenta (2008) informa aumentos de suelo desnudo durante los meses de verano. También se corrobora ese efecto con los indicadores de función del paisaje que más adelante se desarrolla.

En la primavera para la carga ajustada la cobertura de mantillo se mostró afectada por la distancia a la aguada, obteniendo valores de cobertura que aumentaban con la distancia. La carga alta evidenció efectos de la distancia, en forma de tendencia solamente. En el otoño la carga ajustada mostró un efecto de la distancia, pero no fue significativo, mientras que la carga alta no presentó ningún efecto (tabla N° 3-15 y 3-16).

La falta de relación entre la distancia a las aguadas y el mantillo en la segunda toma de datos, puede ser explicada porque se midió luego de la época seca y de fuertes vientos. El porcentaje de mantillo de las transectas está directamente relacionado con la cobertura de vegetación. Brooks *et al.*

(2006) en el desierto de Mojave EUA informa disminución de cobertura vegetal, y por lo tanto de mantillo cerca de los puntos de bebida.

Los resultados de la relación entre la cobertura de criptógamas y las distancias crecientes a la aguada mostraron valores altos y significativos para la carga ajustada. Cabe destacar que en las transectas de carga alta solo se muestrearon criptógamas en una sola oportunidad y en muy bajo porcentaje. Se encontró que entre los 50 y los 250 metros a la aguada las criptógamas no se presentaban en gran proporción, esto se adjudica al intenso pisoteo que las afecta (Marble and Harper 1989). Por lo tanto la cobertura de criptógamas se incrementa con el aumento de la distancia a la aguada y, según Wendy *et al.* (2008) los mayores cambios ocurren dentro de los 200 metros a la aguada en pastizales Australianos.

Los resultados no muestran un efecto claro de la aguada sobre la especie clave elegida *Poa ligularis* (tabla N° 3-15 y 3-16), aunque se observa una tendencia a aumentar la cobertura a medida que nos alejamos de las aguadas, por lo que se podría inferir una intensidad de pastoreo elevada cercano a la aguada. Numerosos autores informan disminución en la cobertura vegetal en cercanía de las aguadas (Brooks *et al.*, 2006; Wendy *et al.*, 2008). Para el caso de *Poa ligularis*, especie clave como se menciono, cobra especial relevancia.

Por su parte los arbustos no presentaron ningún patrón de distribución relacionado con la distancia a la aguada, si bien se presentan valores altos de cobertura próximos a la aguada. Probablemente esto sea causa de una reducción de la cobertura de pastos, que son más consumidos por lo ovinos que los arbustos.

III.2.3. Índices de función y organización del paisaje y su relación con la distancia a la aguada:

De los índices de función del paisaje, los índices de reciclaje e infiltración mostraron efectos de la distancia a la aguada, pero sólo para el tratamiento de carga alta (tabla N° 3-17). De los índices de organización, la cobertura basal de

parches (COBP) y la relación longitud interparche-parche (LMI/LMP) se vieron influenciados por la distancia a la aguada sólo en el tratamiento de carga ajustada. La COBP aumentó con la distancia, mientras que LMI/LMP disminuyó. Para el tratamiento de carga alta ningún índice de organización encontró explicación en la distancia a la aguada (tabla N°3-17).

Tabla N° 3-17 Regresión según distancia a la aguada para los índices de organización y función del paisaje. Significancia * $p \leq 0,07$; ** $p \leq 0,05$.

índices	R ² carga ajustada	R ² carga alta
COBP	0.74**	0.51
LMI	0.71*	0.42
LMP	0.43	0.09
AMP	0.47	0.15
Altura media	0.01	0.75
ISD	0.74*	0.45
LMI/LMP	0.84**	0.55
N°P/10 mts	0.52	0.24
ESTABILIDAD	0.20	0.21
INFILTRACION	0.01	0.89**
RECICLAJE	0.01	0.85**

Los resultados muestran que los índices de reciclaje e infiltración serían más fáciles de aplicar e interpretar ante situaciones claras de degradación. En cambio los índices de organización parecen ser más sensibles en la carga ajustada.

En el potrero de la carga ajustada, el índice de cobertura basal de los parches aparece como muy afectado por la distancia a la aguada. Comportamiento similar tuvo el índice que relaciona longitud de los interparches con la longitud de los parches. Resultados similares fueron reportados por Nash *et al.* (1999) que observaron menor cantidad de suelo desnudo (aumento de la cobertura de especies perennes) a medida que se alejaban de la aguada.

Ninguno de los índices de organización se muestra afectado en el tratamiento de carga alta, por lo que se podría inferir que superado un umbral de degradación por pastoreo estos índices pierden sensibilidad, por lo que los índices de organización de paisaje podrían ser aplicados para monitorear

estados tempranos de degradación. Serán necesarios nuevos ensayos y adaptaciones de la metodología para el ambiente Patagónico.

III.3 Elaboración de Índices de calidad de sitio para los 3 tratamientos de carga

El valor del índice de calidad obtenido para el sitio sin pastoreo de grandes herbívoros por 25 años, mostró valores superiores a los tratamientos con animales en pastoreo. Fue un 92.26% superior al tratamiento que recibió la carga más alta, y un 45.44% superior al tratamiento de carga ajustada. A su vez el tratamiento de carga ajustada resultó un 75.82% superior al tratamiento de carga alta (tabla N° 3-18).

Tabla N° 3-18 índices de calidad de sitio para los 3 tratamientos ensayados. Otoño 2009

Atributo	Valor Absoluto Carga			Valor normalizado Carga		
	alta	ajustada	clausura	alta	ajustada	clausura
DAP	1,710	1,560	1,580	0,000	1,000	0,867
humedad %	1,250	1,270	1,320	0,000	0,286	1,000
% grava	34,720	27,240	22,950	0,000	0,636	1,000
arcilla	1,550	1,400	1,640	0,625	0,000	1,000
limo	2,740	2,510	3,360	0,271	0,000	1,000
arena A	70,940	74,830	79,770	0,000	0,441	1,000
arena B	14,270	13,560	9,560	0,000	0,151	1,000
arena C	10,490	7,720	5,670	0,000	0,575	1,000
MO	0,490	0,600	0,520	0,000	1,000	0,273
N	0,030	0,030	0,080	0,000	0,000	1,000
suelo desnudo	46,720	43,600	33,710	0,000	0,240	1,000
<i>Poa ligularis</i>	4,960	6,530	6,90	0,000	0,777	1,000
mantillo/broza	17,030	17,950	17,430	0,000	1,000	0,435
Valor del INDICE				0.896	6.316	11.575

Los resultados muestran diferencias claras en el valor del índice de calidad de sitio para los tratamientos evaluados, diferenciando los tratamientos ampliamente. Resultados similares fueron reportados por Zinck et al. (2005) que, trabajando con índices de este tipo, encontraron que con un solo dato cuantitativo brindado por el índice podía separar distintos estados de sustentabilidad en un sistema productivo en México.

Por ello se corrobora la hipótesis sobre los atributos de la calidad de un sitio y el efecto de la carga, obteniéndose valores elevados de calidad de sitio para el tratamiento de carga ajustada.

Elaborar índices a partir de valores normalizados de los datos (indicadores) tomados a campo es una forma práctica de resumir información. Aunque presenta limitaciones como toda simplificación, se pudo comprobar utilizando como referencia al sitio sin animales por más de 25 años que la metodología es útil y muestra claramente las diferencias entre los tratamientos.

Numerosos autores (Sacchi y De Pauli 2002; Zinck et al., 2005; Orpi et al., 2006; Cantu et al., 2007) han encontrado en esta metodología o combinada con otras alternativas, herramientas útiles para generar índices que permitan comprender procesos ambientales. Como en el caso de los índices de función de paisaje, serán necesarios nuevos ensayos en el tiempo para consolidar este tipo de metodologías de indicadores e índices. Se deberían ensayar nuevos indicadores, además de asignarle un peso diferencial a cada indicador para conocer en detalle la relevancia de cada uno.

IV. CONCLUSIONES:

Los resultados de este trabajo muestran que cargas animales inadecuadas o excesivas provocan cambios en la vegetación y en el suelo del pastizal natural del distrito occidental.

La disminución del número de parches de vegetación y por lo tanto el aumento de la superficie de suelo desnudo se presenta como el principal signo de degradación en estos ambientes. Cercano a los puntos donde los animales acuden a beber estos signos de degradación se hacen notorios independientemente de la carga animal.

La pérdida de cobertura vegetal (por su rol en la protección del suelo) desencadena que los fuertes vientos dominantes remuevan material superficial. Éste puede ser retenido por un parche cercano de vegetación o perderse del sistema. Con el material superficial se pierden fracciones finas y materia orgánica, componente escaso y fundamental en estos ambientes. La remoción de suelo conduce a la concentración de fracciones gruesas, como gravas y arenas (mayores a 1 mm) y a la generación de micrositios (acumulaciones) con propiedades distintas a las de su entorno. Estos cambios determinan un aumento de la heterogeneidad de las propiedades edáficas.

Los interparches de suelo desnudo, aún lo de las cargas más altas, no tendrían limitaciones para la entrada de agua, por lo que la dificultad de establecimiento de nuevos individuos vegetales estaría más relacionada a la falta de protección frente al viento y a condiciones físicas superficiales que generan ambientes no óptimos. Esto además indicaría una baja susceptibilidad de los ambientes a la erosión hídrica.

El aumento de densidad aparente, indicador importante de las propiedades físicas del suelo, en estos ambientes áridos en donde los materiales gruesos (gravas, clastos) y la falta de estructura son muy frecuentes, no es ocasionada únicamente por pisoteo como en ambientes mesicos, si no que es producto, además, de la concentración de fracciones gruesas.

Poa ligularis, especie clave para el manejo de estos pastizales, se muestra sensible al aumento de carga, y la disminución de su cobertura la transforma en un indicador visible del efecto del pastoreo en estos ambientes. Otro componente biológico del pastizal como son las criptógamas se muestran sensibles al exceso de carga disminuyendo considerablemente su población, por lo que la presencia o ausencia de las mismas brinda información del estado del pastizal.

La creación de índices de calidad de sitios a partir de valores normalizados de indicadores medidos a campo resultarían ser una herramienta multicriterio sencilla que permitiría diferenciar claramente los sitios con distintos niveles de carga. Además permitió resumir en un solo índice información de distintas variables (con distintas unidades) facilitando la interpretación del efecto de los animales sobre el pastizal.

El desarrollo de este índice cobraría mayor importancia si tenemos en cuenta que los indicadores clásicos, por separado no parecerían adecuadamente adaptados a estos ambientes altamente heterogéneos en la micro y mesoescala y de una dinámica lenta y particular.

Como síntesis metodológica para evaluar el efecto de la carga animal sobre los pastizales del Distrito Occidental se deberían utilizar esencialmente los siguientes indicadores:

- a. número de los parches de vegetación,
- b. proporción de suelo desnudo,
- c. porcentaje de cobertura de *Poa ligularis*
- d. presencia de criptógamas.

Los arbustos, gramíneas no consumidas por los animales y el contenido de gravas, al impedir un aumento de la proporción de suelo desnudo por pastoreo, otorgan al ecosistema cierta estabilidad lo cual impediría o retardaría su evolución hacia estados de desertificación extremos.

V. BIBLIOGRAFIA CITADA:

Abraham, E. 2002. El agua en Iberoamérica; De la escasez a la desertificación. CYTED XVII, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo. Aprovechamiento y gestión de recursos hídricos. Ed. A. Fernández Cirelli y E. Abraham, Publ. CYTED XVII y CETA, 27-44.

Abraham, E.; Montaña, E. y L. Torres. 2006. Desertificación e indicadores: posibilidades de medición integrada de fenómenos complejos. Scripta Nova Vol. X, núm. 214, 1 de junio de 2006

Adler, P. B.; Raff, D. A. y W. K. Lauenroth. 2001. The effects of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128: 465-479.

Aguiar, M. y Sala, O. E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14:273-277.

Aguiar, M. y Sala, O. E. 1998. Interactions among grasses, shrubs, and herbivores in Patagonian grass-shrubs steppes. *Ecologia Austral* 8:201-210.

Aguiar, M. R.; Deregibus, V. A.; Fernandez R. J.; Golluscio R. A.; Paruelo J. M.; Sala O. E. y A. Soriano. 1988. Diagnóstico de los recursos forrajeros en Patagonia. XIII congreso Argentino de Producción animal. Mar del Plata (Argentina).

Alcaide Orpí J. F., B. Gutiérrez Pérez y G Valdés Hernández. 2006. Sistemas de indicadores medio ambientales para el análisis de la calidad ambiental en consejos populares del municipio de Bauta. Universidad Ciencia y Tecnología 10(41): 263-268.

Álvarez, C. R.; Taboada, M. A.; Bustignorri C.; y Gutiérrez Boem, F. H. 2006. Descompactación de suelos en siembra directa: efecto sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Revista de la Ciencia del suelo 24(1)1-10.

Anderson, D. C.; K. T. Harper y S. R. Rushforth. 1982. Recovery of Cryptogamic Soil Crusts from Grazing on Utah Winter Ranges. Journal of Range Management 35(3); 355-359.

Ares, J; A M Beeskow; M Bertiller; M Rostagno y M Irisarri. 1991. Estructural and Dynamic Characteristic of Overgrazed Lanás of Northern Patagonia, Argentina. In: A Breymeyer (ed.) Managed Grasslands. Elsevier Science Publishers. Amsterdam. Pp. 149-175.

Ares, J. Q.; Bertiller, M. B. y A. J. Bisigato. 2003. Estimates of dryland degradation in Argentina with Fourier signatures from low-altitude monochromatic images with high spatial resolution. Landscape Ecol. 18: 51-63.

Arshad, M.A. y G.M. Coen. 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. American J. of Alternative Agriculture 7: 25-31.

Austrheim G., A. Mysterud, B. Pedersen, R. Halvorsen, K. Hassel y M. Evju. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117: 837-846.

Bautista, C. A., J. Etchevers B., R.F. del Castillo y C. Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Revista Ecosistemas*. revisiones 2004

Barba-Romero, S. y Pomerol, J.C. (1997): Decisiones Multicriterio. Fundamentos Teóricos y Utilización Práctica. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá.

Barberia, Elsa. 1994. Crisis de la ganadería ovina en Santa Cruz. Sus causas, la intervención del estado y los empresarios. Mimeo.

Barger N. N., Ojima D. S., Belnap J., Shiping W., Yanfen W., and Z.,Chen. 2004. Changes in plant functional groups, litter quality, and soil carbon and nitrogen mineralization with sheep grazing in Inner Mongolian grassland. *Journal of Range Management* 57: 613-619.

Bastin, G.N., Pickup, G., Chewings, V.H. y G. Pearce. 1993. Land degradation assessment in central Australia using a grazing gradient method. *Rangeland Journal* 15, 190–216.

Belnap J. y DA.Gillette. 1997. Disturbance of biological soil crust: impacts on potential wind erodibility of sandy desert soils in southeastern Utah. *Land Degeneration Dev* 8: 355–362.

Beeskow A. M., N. O. Elissalde y C. M. Rostagno. 1995. Ecosystem changes associated with grazing intensity on the Punta Ninfas rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* 48(6): 517-522.

Bertiller, M.B., Ares, J.O., Bisigato, A.J. (2002). Multiscale indicators of land degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Environmental Management* 30, 704-715.

Bertolami M. A., V. B. Nakamatsu, P. R. Bustos, S. B. Villegas y M. E. Benitez. 2001. Producción primaria aérea neta en el sureste de la provincia de Chubut (Patagonia, Argentina). Seminario-Taller internacional Argentino-Chileno. IV Reunión del grupo regional patagónico de Ecosistemas de Pastoreo.

Bisigato, A. J., Bertiller, M. B. Ares, J. O. y G. Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of patagonian monte. *Ecography* 28: 561-572,

Bisigato A. J., R. M. L. Laphitz y A. L. Carrera. 2008. Non-linear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonian monte shrublands. *Journal of Arid Environments* 72: 1464-1475.

Blackburn, Wilbert H.; Knight, R.W.; Wood y M.K. 1982. Impact of grazing on watersheds. *Texas Agr. Exp. Sta. MP 1496*.

Blake G. y K. Hartge. 1986 In A. Klute *Methods of soil analysis. Part I Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph N° 9 (2nd Edition)*. ASA and SSSA. Madison, WI: 363-375.

Borrelli, P. y G. Oliva. 2001. Evaluación de Pastizales. In P. Borrelli y G. Oliva (ed). Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral: Tecnología de manejo extensivo. Ediciones INTA, Buenos Aires. pp. 163-168.

Borrelli, P. 2002. La ley ovina y la desertificación Patagónica. Disponible en: www.unccd.int/publicinfo/june17/2002/.../argentina/doc2.pdf

Bottaro H. 2007. Influencia de la productividad forrajera y del deterioro de la vegetación sobre la receptividad ganadera en el NO del Chubut. Tesis de Maestría en Recursos Naturales. Escuela para Graduados, Fac. Agronomía, UBA. 137 pp.

Briske, D. D., S. D. Fuhlendorf y F. E. Smeins. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.

Brits, J. M.; W. Wan Rooyen y N. Van Rooyen. 2002. Ecological impact of large herbivores on the woody vegetation at selected watering points on the eastern basaltic soils in the Kruger National Park. *African Journal of Ecology* 40(1): 53-60.

Broadbent, F.E. 1986. Nitrogen and phosphorus supply to plants by organic matter and their transformation. In: Avnimelech, Y., Chen, Y. (Eds.) *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture*. Martinus Nijhoff, Dordrecht, The Netherlands, pp. 13– 23.

Brooks, M. L., Matchett, J.R. and Berry, K.H. 2006. Effects of livestock watering sites on alien and native plants in the Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* 67: 125-147.

Buol, S. W. 1995. Sustainability of soil use. *Annual Review of Ecology and Systematic* 26: 25-44.

Buono, G.; Celdran, D.; V. Massara Paletto. 2009. Evaluación del pastizal bajo pastoreo con diferente carga animal. V congreso nacional II congreso del Mercosur I jornada técnica de productores sobre manejo de pastizales naturales, pp. 181.

Burgos, J.J.; Troha, A. y J. A. Forte Lay. 1983. Capacidad de agua y verificación de modelos de estimación de valores mínimos de almacenaje en algunos suelos áridos y semiáridos. *IDIA-INTA (suplemento N° 36)*: 87-95.

Burgos, J. 1985. Clima en el extremo sur de Sudamérica. In: O. Boelcke, D. Moore y F. Roig (ed). *Transecta botánica de la Patagonia Austral*. CONICET, Instituto de la Patagonia y Royal Society, Buenos Aires, pp. 10-40

Burke, I. C. 1989. Control of nitrogen mineralization in a sagebrush steppe landscape. *Ecology* 70: 1115-1126.

Buschiazio D. E. y Taylor. 1993. Efectos de la erosión eólica sobre algunas propiedades de los suelos de la región semiárida pampeana central. *Revista de la Ciencia del suelo* Vol 10-11 46-53 pp.

Canfield R.H. 1941. Application of the line intercept method in sampling range vegetation. *Journal Forestry* 39: 388-394.

Cantú, M. P., Becker, A.; Bedano, J. C.; Schiavo, H. F. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Rev.Ciencias del Suelo. Argentina*, 25:173-178.

Carter, M.R., Gregorich, E.G., Anderson, J.W., Doran, J.W., Janzen, H.H. y F.J. Pierce. 1997. Concepts of soil quality and their significance. In: Gregorich, E.G. y M.R. Carter (ed) *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 1–19.

Castellano M. J. y T. J. Valone. 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments* 71: 97-100.

Castro J M. 1980. Medición de erosión eólica incipiente en la región patagónica. Su dinámica y efectos de mulching y corrugado para su control. INTA serie informes técnicos N° 13. 11 pp.

Castro J M. 1983. Manual para la recuperación de áreas erosionadas en la región patagónica. INTA Estación Agropecuaria Trelew. 101 pp.

CNA 2002. Censo Nacional Agropecuario. (INDEC).

Chartier M. P. y M. C. Rostagno. 2006. Soil erosion thresholds and alternative status in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management* 59(6). 616-624

Chen X. y Duan Z. 2008. Changes in soil physical and chemical properties during reversal of desertification in Yanchi County of Ningxia Hui autonomous region, China. *Environ Geol.*

Chepil W. S. 1953 .Factors that influence clod structure and erodibility of soil by wind. I. Soil texture. *Soil Sci.* 75:473-483.

Chunli Li, Xiyong Hao, Mengli Zhao, Guodong Han y W. D. Willms. 2008. Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil properties of a Desert Steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128: 109–116

Cisneros, J. M.; J. J. Cantero y A. Cantero. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of central Argentina. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 399-409.

De Soyza A. G.; W. O. Whitford y J. E. Eric. 1997. Sensitivity Testing of Indicators of ecosystem Health. Agricultural Research Service.

Del Valle H.F., N.O. Elissalde, D.A. Gagliardini y J. Milovich. 1997. Distribución cartográfica de la desertificación en la región de Patagonia. *RIA* 28: 1-24.

Doran, J.W. y B.T. Parkin. 1994. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.

Doran, J.W., M. Sarrantonio, y M.A. Liebig. 1996. Soil Health and Sustainability. Advances in Agronomy Vol. 56. Academic Press, Inc. San Diego, California.

Dumanski, J., S. Gameda, y C. Pieri. 1998. Indicators of land quality and sustainable land management. The World Bank, Washington DC, USA.

Dumont, B. , P. Carrere y P. D'Hour. 2002. Foraging in patchy grassland: diet selection by sheep and cattle is affected by the abundance and spatial distribution of preferred species. Anim. Res. 51: 367-381.

Du Toit, G. Van N, H. A. Snyman y P. J. Malan. 2009. Physical impact of grazing by sheep on soil parameters in the Nama Karoo subshrub/grass rangeland of South Africa. Journal of Arid Environments 73: 804-810.

Elissalde N., J.M. Escobar y V. Nakamatsu. 1991. Metodología expeditiva para la evaluación de pastizales de la zona árida del Chubut. Proceedings of the X Reunión Nacional para el Estudio de las Regiones Áridas y Semiáridas. Bahía Blanca (Argentina): 217-218.

Eldridge, D. J. y R. S. B. Greene. 1994. Microbiotic soil crusts: a review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Austr. J. Soil Res.* 32: 389–415.

Espinoza, GA.; ER. Fuentes y JD. Molina. 1988. La erosión: fenómenos naturales y acción del hombre. In: Fuentes, E.R. y S. Prenafeta (ed) *Ecología del Paisaje en Chile Central*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, pp. 53-64.

Fantechi, R.; D. Peter; P. Balabanis y J.L. Rubio. 1993 . Desertification in a European Context: Physical and Socio-Economic Aspects. *Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards Course*, Alicante, pp. 399–409.

Fernández-Sanjurjo M. J. 1999. Influencia de los fragmentos gruesos en algunas propiedades físicas y químicas del suelo: antecedentes y estado actual del tema.

Feng-Rui LI, Hua Zhang, Tong-Hui Zhang y Yasuhito Shirato. 2003. Variations of sand transportation rates in sandy grasslands along a desertification gradient in northern China. *Catena* 53: 255-272.

Ferreira C.A., R.D. Lores, E. Moricz, G. Siffredi y A. Sarmiento. 1987. Evaluación del uso de tres potreros con distinta carga ovina en la estepa arbustiva patagónica. *Ecología Argentina*. N° 8: 29-37.

García Martínez, G. C. 2005. Cambios edáficos asociados al pastoreo ovino en la estepa patagónica, distrito occidental. Tesis de grado. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). 37 pp.

Gaitán J.J., C.R. López y D. Bran. 2008. Indicadores edáficos y de la vegetación para el monitoreo de la desertificación en la estepa patagónica. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luís, Argentina, 13 al 16 de mayo. Pp 39

Gaitán J. J. 2009. Topografía, pastoreo y vegetación como factores de control de la concentración y patrón espacial del carbono edáfico en la estepa patagónica. Tesis de Maestría en Recursos Naturales. Escuela para Graduados, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 133 pp.

Golluscio R.A., A. Deregibus y J.M. Paruelo. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 265-284.

Golluscio R.A., J.M. Paruelo y V.A. Deregibus. 1999. Pastoreo con descansos en la Patagonia: desarrollo de un paquete tecnológico. *Rev. Arg. De Prod. Animal* 19:89-102.

Gómez-Limón J. A. y L. Riesgo. 2008. Diseños alternativos para un índice de sostenibilidad agrícola: el caso de la agricultura de regadío del Duero. *Revista española de estudios agrosociales y pesqueros* 219: 135-180

Gordon W. S. y B. J. Robert. 2000. Nutrient concentration in fine roots. *Ecology* 81: 275-280.

Grant, W.J. y R.A. Struchtemeyer. (1959). Influence of the coarse fraction in two Maine potato soils on infiltration, runoff and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 23: 391-394.

Gregorich, E. G., M. R. Carter, D. A. Angers, C. M. Monreal y B. H. Ellert. 1994. Toward a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-386.

Harper, K. T. y J.R. Marble. 1988. A role for non-vascular plants in management of arid and semi-arid rangelands. In: Tueller, P. T. (ed) *Application of Plant Sciences to Rangeland Management and Inventory*. Martinus Nijhoff/W. Junk, Amsterdam. Pp. 135–169.

Hennessy, J. T., B. Kies, R. P. Gibbens y J. M. Tromble. 1986. Soil shorting by forty-five years of wind erosion on a southern New Mexico range. *Soil Sci. Am J.* 50: 391-394.

Herrick, J.E. y M.M. Wander. 1998. Relationships between soils organic Carbon and soil quality in cropped and rangeland soils: the importance of distribution, composition and soil biological activity. In: Lal, R., J. Kimble, R. Follet y B.A. Stewart (ed) *Advances in Soil Science: Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, pp. 405–425.

Herrick JE, Van Zee JW, Havstad KM y Whitford WG 2005. *Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems*. USDA-ARS

Jornada Experimental Range, Las Cruces, NM, U.S.A. Distribuido por University of Arizona Press. (http://usdaars.nmsu.edu/JER/Monit_Assess/monitoring.htm)

Hiernaux P., C. L. Bielderst, C. Valentin y S. Fernandez Rivera. 1999. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in shaelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41: 231-245.

Holm, A.; L. T. Bennett; W. Loneregan y M. Adams. 2002. Relationships between empirical and nominal indices of landscape function in the arid shrubland of Western Australia. *Journal of Arid Environments* 50: 1-21.

Huang D., K. Wang y W. L. Wu. 2007. Dynamics of soil physical and chemical properties and vegetation succession characteristics during grassland desertification under sheep grazing in an agro-pastoral transition zone in Northern China. *Journal of Arid Environments* 70: 120-136.

InfoStat. 2008. InfoStat, versión 2008. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.

Imeson, A.C. 1995. The physical, chemical and biological degradation of the soil. *Sociedad española de la ciencia del suelo* 6: 95-107.

Isichei, A. O. 1990. The role of algae and cyanobacteria in arid lands: a review. *Arid Soil Res. Rehabilitation* 4: 1-17.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 1992. Proyecto de prevención y control de la desertificación en la Patagonia. SAGyP, INTA Buenos Aires.

Jackson R. B., Money H. A. y E. D. Schulze. 1997. A global budget for fine root Biomass, surface area, and nutrient contents. Proceedings of the National Academy of Sciences 94: 7362-7366.

Jeffries, D.L. y J.M. Klopatek. 1987. Effects of grazing on the vegetation of the blackbrush association. Journal of Range Management 40: 390–392.

Jobbagy E. y O.E. Sala. 2000. Controls of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. Ecological Applications 10: 541-549.

Karlen, D.L.; M.J. Mausbach; J.W. Doran; R.G. Cline; R.F. Harris y G.E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Society of America J. 61: 4-10.

Kelly R.H., I.C. Burke, W.K. Lauenroth. 1996. Soil organic matter and nutrient availability responses to reduced plant inputs in shortgrass steppe. Ecology 77: 2516-2527.

Kleiner, E.F. y K.T. Harper. 1977. Soil properties in relation to cryptogamic groundcover in Canyonlands National Park. Journal of Range Management 30: 202–205.

Kowaliow E. y C. M. Rostagno. 2008. Efectos de la instalación de un gasoducto sobre algunas propiedades del suelo superficial y la cobertura del NE de Chubut. *Rev. Ciencia del Suelo* 26(1): 51-62.

Landsberg J., C. D. James, S. R. Morton, W. J. Müller y J. Stol. 2003. Abundance and Composition of Plant Species along Grazing Gradients in Australian Rangelands. *Journal of Applied Ecology* 40(6): 1008-1024.

Lange R. T. 1969. The piosphere: Sheep track and dung patterns. *Journal of Range Management* 22: 396-400.

Larreguy C., A. L. Carrera y M. B. Bertiller. 2008. Efecto del pastoreo sobre la biomasa radical y la materia orgánica del suelo en el monte patagónico. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Luis, pp 221..

Larson, W.E. y F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: Proceedings of the International Workshop on Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. vol 2. Technical papers. International board for soil research and management, IBSRAM Proceedings. Bangkok, Thailand.

Laurenroth, W. K., and D. G. Milchunas. 1991. Shortgrass steppe, pp. 183–226. In R. T. Coupland [ed.], *Natural grasslands: introduction and western hemisphere*, vol. 8A. *Ecosystems of the world*. Elsevier, Amsterdam.

Leon, R. J. C. y M. R. Aguiar. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia* 13: 181-196.

Le Houerou H. N., R. L. Bingham y W. Skerbec. 1998. Relationship between the variability of primary productions and the variability of annual precipitation in world arid lands. *Journal of Arid Environments* 15: 1-18.

Li S. G., Y. Harazono, T. Oikawa, H. L. Zhao y X. L. Chang. 2000. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agric. For. Meteorol.* 102: 125-137.

López-Bermúdez. 1996. Erosión por intervención humana en las regiones Mediterráneas de la península Ibérica. Ordenación territorial del suroeste comunitaria. Universidad de Extremadura. Pág. 141-170.

Lyles, L. y J. Tatarko. 1986. Wind erosion effects on soil texture and organic matter. *Journal of Soil and Water Conservation* 41: 191-193.

Ludwig, J. A. y D. J. Tongway. 1997. A landscape approach to rangeland ecology. CSIRO, Melbourne, Australia. 12 pp

Ludwig, J.A. and Tongway, D.J. 1995. Spatial organisation of landscapes and its function in semi-arid woodlands, *Australia. Lands. Ecol.* 10: 51-63.

Ludwig J. A., R. W. Eager, G. N. Bastin, V. H. Chewings y A. C. Liedloff. 2002. A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing. *Landscape Ecology* 17: 157-171.

Maestre F. T.; J. Cortina y Vallejo. 2006. Are ecosystem composition, structure, and functional status related to restoration success? A test from semiarid Mediterranean steppes. *Restoration Ecology* 14(2) 258-266.

Maestre F. T. y Puche M. D. 2009. Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes. *Applied Soil Ecology* 41: 342-350.

Manual para la instalación y lecturas de monitores MARAS. INTA 2010. Proyecto GEF PNUD ARG 07/G35 "Manejo Sustentable de ecosistemas áridos y semiáridos para el control de la desertificación en la Patagonia" Gabriel Oliva, Juan Gaitán, Donaldo Bran, Viviana Nakamatsu, Jorge Salomone, Gustavo Buono, Juan Escobar, Federico Frank, Daniela Ferrante, Gervasio Humano, Georgina Ciari, Diego Suarez, Walter Opazo y Edgardo Adema. Mayo 2010. 66 pp.

Marble, J. R. y K. T. Harper. 1989. Effect of timing of grazing on soil-surface cryptogamic communities in a Great Basin low shrub desert: A preliminary report. *Great Basin Naturalist* 49, 104-7.

Marcolin A.A. y V. M. Lipinski. 1980. Relevamiento de suelos del campo experimental INTA Rio Mayo. Parana, IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo.

Mazzarino M.J., M.B. Bertiller, C. Sain, P. Satti y F. Coronato. 1998. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant and Soil* 202: 125-131.

Mercau J.L. y R.A. Golluscio. 1994. Desertificación y arbustización de la estepa patagónica: el efecto del pastoreo ovino. XVIII. Congreso Argentino de Producción Animal.

Milchunas D. G. y W. K Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63(4): 327-366.

Nakamatsu V.; Lagarrigue, M.; Locatelli, L. ; Sendin, M. ; J. M. Ecoibar y N. Elissalde. 1998. Disponibilidad forrajera estimada a través del valor pastoral en zonas áridas del Chubut (Patagonia). *Revista Argentina de Producción Animal* 18 (sup 1): 188.

Neff J. C., Reynolds R. L., Belnap J., y Lamothe P. 2005 Multi-decadal impacts of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. *Ecological Applications* 15(1): 87-95.

Nash, M. S.; Whitford, W. G.; De Soyza, A. M.; Van Zee, J. W. y K. M. Havstad. 1999. Livestock activity and Chihuahuan desert annual plant communities: Boundary analysis of disturbance gradients. *Ecological Applications* 9(3): 814-823.

Noy-Meir I. 1973. Desert ecosystem: environment and producers. *Ann Rev Ecol Syst* 4: 25–52.

Oliva, G., J. Escobar, G. Siffredi., J. Salomone., G. Buono. (2006). *Monitoring Patagonian Rangelands: The MARAS System Monitoring Science*

and Technology Symposium: Unifying Knowledge for Sustainability in the Western Hemisphere Proceedings RMRS-P-42CD., Denver, CO, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Perelman, S. B., R. J. C. Leon y J. P. Bussacca. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography* 20: 400-406.

Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. G. Jobbagy, O. E. Sala, y R. A. Golluscio. 1998. El clima de la región Patagónica: Patrones generales y controles sobre los procesos bióticos. In Consorcio DHV SWEDFOREST (ed) Diagnóstico, estrategias y acciones propuestas para el uso sostenible de los recursos naturales en la Patagonia. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. República Argentina, Buenos Aires.

Paruelo, J. M.; M. B. Bertiller; T. Schlichter y F. Coronato. 1993. secuencias del deterioro en distintos ambientes patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Convenio Argentino Alemán de cooperación técnica INTA-GTZ. Proyecto LUDEPA-SME. San Carlos de Bariloche. 110p.

Paruelo J. M. y M. R. Aguiar. 2003. Impacto humano sobre los ecosistemas. El caso de la desertificación. *Revista Ciencia Hoy en línea* vol 13, n°77.

Paruelo, J. M. y O. E. Sala. 1995. Water losses in the Patagonian steppe: a modeling approach. *Ecology* 76: 510-520.

Paruelo, J. M.; Aguiar, M. R., y Golluscio, R. A. 1987. Soil water availability in the Patagonian arid steppe: Gravel content effect. *Arid soil research and rehabilitation* 2: 67-74.

Puigdefabregas J., Sole-Benet, A. Gutierrez, L. Del Barrio, G. y Boer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in southeast Spain. *Earth-Sci. Rev.* 48 39-70.

Pye K. 1987. *Aeolian dust and dust deposits*. Academia press, Orlando Florida, USA.

Poesen, J. y Lavee, H. 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena* 23(1-2): 1-28.

Porta C., J., Lopez-Acevedo y C. Roquero. 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi prensa. Madrid España.

Prescott, C. E. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecol. Manage.* 220: 66-74.

PRODESER. 1995. Proyecto de prevención y control de la desertificación para el desarrollo sustentable de la Patagonia. Convenio Argentino Alemán. INTA-GTZ. Informe Interno. INTA EEA Bariloche, San Carlos de Bariloche (Río Negro), Argentina.

Ravi S, D'Odorico P. y Okin G S. 2007. Hydrologic and eolian control on vegetation patterns in arid landscape. *Geophys res lett* 34

Ravina, I. y Magier, J. 1984. Hydraulic conductivity and water retention of clay soils containing coarse fragments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 736-740.

Reynolds; J. F. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316: 847-851.

Reynolds JF, DM Stafford Smith, EF Lambin & and Participants of the 88th Dahlem Conference (2003) Do humans cause deserts? An old problem through the lens of a new framework: the Dahlem Desertification Paradigm. In: *Rangelands in the New Millennium* (eds N Allsopp, AR Palmer, SJ Milton, KP Kirkman, GIH Kerley, CR Hurt & CJ Brown), pp. 2042-2048. Proceedings of the VIIIth International Rangelands Congress, 26 July-1 Aug [2003], Durban, South Africa

Rezaei S. Ata, H. Arzani y D. Tonway. 2006. Assessing rangeland capability in Iran using landscape function indices based on soil surface attributes. *Journal of Arid Environments* 65: 460-473.

Richter, M. y Von Wistinghausen, E. 1981. Unterscheidbarkeit von Humusfraktionen in Boden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. *Z. Pflanzenernaehr Bodenk.* 144: 395-406.

Romero, 1993. Teoría de la decisión multicriterio: conceptos, técnicas y aplicaciones. Alianza Universidad Textos. 195 pags.

Rostagno, C.M., del Valle, H.F. y Videla, L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an aridic soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 20: 179–188.

Rostagno C. M. y Beeskow A. M. 2000. Efectos de la erosión en la calidad de suelos en una estepa arbustiva-herbácea del NE de Chubut. *Comunicación XVII Congreso Argentino de la ciencia del suelo*. Mar del Plata 2000.

Rui-Lian Zhou, Yu-Qiang Li, Ha Lin Zhao, Sam Drake. 2008. Desertification effects on C and N content of sandy soils under grassland in Horquin northern China. *Geoderma* 145: 370-375.

Sacchi, G.; C. De Pauli. 2002. Evaluación en los cambios de las propiedades físicas y químicas de un argudol ústico por procesos de degradación. *Agrociencia* VI(20): 37-46.

Salazar Lea Plaza, J. y R. Godagnone. 1990. Provincia de Santa Cruz escala 1:1.000.000. *Atlas de Suelos de la República Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA. Buenos Aires.

Seginer, I.; Morin, J.; Sachori, A. 1962. Runoff and erosion studies in a mountainous terra-rossa region in Israel. *IAHS Bull.*, 7, 79-92.

Semmartin M, MR Aguiar, RA Distel, AS Moretto y CM Ghersa. 2004. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. *Oikos* 107: 148-160

Scarnecchia, DL. 1990. Concepts of carrying capacity and substitution ratios: a system's viewpoint. *J Range Manage* 43:553-555.

Schlesinger W. H., Reynolds J. F., Cunningham G. L., Huenneke L. F., Jarrell W. M., and Whitford W. G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1048.

Schlesinger, W.H., Raikes, J.A., 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77, 364–374.

Shachak, M.; Sachs, M. y Moshe, I. 1998. Ecosystem management of desertified shrublands in Israel. *Ecosystems* 1: 475-483.

Shifang Pei , Hua Fu , Changgui Wan. 2008. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 33–39

Siffredi, G. L.; Becker, G. F.; Mueller, J. P.; Bonvissuto, G. L., J. A. Ayesa. 1992. Efecto de la carga animal sobre la vegetación y la producción ovina en Río Mayo (Patagonia) luego de 10 años de pastoreo. Comunicación técnica N° 85 área de recursos naturales. INTA Bariloche.

Simanton, J.R., Rawitz, E.; Shirely, E.D. 1984. Effects of rock fragments on erosion of semiarid rangeland soils. En: Erosion and Productivity of Soil Containing Rock Fragments. J.D. Nichols, P.L. Brown, W.J. Grant, ed. Soil Sci. Soc. Am. Special Publ., n 13, Madison, Wi, USA, 65-72.

Singer, M.J. y Ewing, S. 2000. Soil Quality. En . Sumner, M. E. (ed), Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida. Pp. 271-298

Smet M. y D. Ward. 2006. Soil quality gradients around water-points under different management systems in a semi-arid savannas, South Africa. Journal of Arid Environments 64: 251-269.

SQI. 1996. Indicators for soil quality evaluation. USDA, Natural Resources Conservation Service. Soil Quality Institute. Agricultural Research Service. USA.

Sparling, G.D., 1991. Organic matter carbon and microbial biomass carbon as indicators of sustainable land use. In: Elliot, C.R., Latham, M., Dumanski, J. (Eds.), Evaluation for Sustainable and Management in the Developing World. Vol. 2: Technical Papers. IBSRAM Proceedings No. 12. IBSRAM, Bangkok, Thailand.

Soriano A. 1956. Los distritos florísticos de la Provincia Patagónica. Revista de investigaciones Agropecuarias 10: 323-347.

Soriano A. y J. Brun. 1973. Valoración de campos en el centro-oeste de la Patagonia. Desarrollo de una escala de puntaje. Revista de Investigaciones Agropecuarias, INTA, 10: 173-185.

Soriano A. 1988. El pastoreo como disturbio: consecuencias estructurales y funcionales. Ciencia e investigación, 42: 132-139.

Soriano A. y C. Movia. 1986. Erosión y desertización en la Patagonia. Interciencia 11: 77-83.

Soriano A., Sala O. Perelman S.1994. Patch Structure and Dynamics in a Patagonian Arid Steppe. Vegetatio 111: 127-135.

Soriano A.,O.E. Sala y R.J.C. Leon.1980. Vegetación actual y potencial en el pastizal de coiron amargo (*Stipa* Spp) de SW del Chubut. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica.19:309-314.

Soriano, A. 1983. Deserts and Semideserts of Patagonia. In: West N.E. (ed) Temperate Deserts and Semideserts. Elsevier Scientific, Amsterdam. p. 423 - 460.

Soriano A. y J.M. Paruelo. 1990. El manejo de campos de pastoreo en Patagonia: Aplicación de principios ecológicos. Ciencia Hoy 2(7): 44-53.

Soriano A, Golluscio RA, Satorre EH. 1987. Spatial heterogeneity of the root system of grasses in the Patagonian arid steppe. *Bull. Torrey Bot. Club.* 114:103-108.

Stavi, I. Ungar E., Lavee H., Pariente S. 2008. Grazing-induced spatial variability of soil bulk density and content of moisture, organic carbon and calcium carbonate in a semi-arid rangeland. *Catena* 75(3):288-296.

Stout, J.E. 2001. Dust and environment in the Southern High Plains of North America. *J. Arid Environ.* 47:425–441.

Su Yong-Zhong, Ha Lin-Zhao, Zhao Wen-Zhi, Tong Hui Zhang. 2004. Fractal features of soil particle size distribution and the implication for indicating desertification. *Geoderma* 122: 43-49.

Su, Y.Z., Li, Y.L., Cui, J.Y., Zhao, W.Z., 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena* 59, 267–278.

Swift, M.J. y Woome, P. 1993. Organic matter and sustainability of agricultural systems: definition and measurement. In: Mulongoy, K., Merckx, R. (Eds.), *Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*. John Wiley and Sons, pp. 3– 18.

Tamartash, R. Jalivand, H. y M. R. 2007. Effects of grazing on chemical soil properties and vegetation cover. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 10 (24): 4391-4398.

Tongway, D. 1994. Rangeland soil condition assessment manual. Canberra, CSIRO. Division of Wildlife and Ecology.

Tongway, D. y N. L. Hindley. 2004. Landscape Function Analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes. With special reference to Minesites and Rangelands. Canberra, CSIRO.

Tongway, D. J., Cortina, J y Maestre F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. Ecosistemas XIII (1).1-12.

UNEP. United Nations Environment Programme.1994. United Nations convention to Combat desertification. Nairobi (Kenya): UNEP.

USDA. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. USDA-ARS. SCS.

Valenta. M. 2008. Respuesta de corto plazo al pastoreo ovino en una estepa patagónica. Trabajo de intensificación. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). Pág.58.

Valentine K.A. 1947. Distance from water as a factor in grazing capacity of rangeland. Journal of Forestry 45: 749–754.

Valentin, C. 1985 Effects of grazing and trampling on soil deterioration around recently drilled water holes in the Sahelian zone. Ankeny USA: Soil Conservation Society of America. Soil erosion conservation pp 51-65.

Van de Koppel, J., Rietkerk, M., van Langevelde, F., Kumar, L., Klausmeier, C.A., Fryxell, J.M., Hearne, J.W., van Andel, J., de Ridder, N., Skidmore, A., Stroosnijder, L. y Prins, H.H.T. 2002. Spatial heterogeneity and irreversible vegetation change in semiarid grazing systems. *American Naturalist* 159, 209–218.

Villamil, M. B.; Amiotti, N. M. y N. Peinemann. 1997. Pérdida de fertilidad física en suelos del sur del caldenal (Argentina) por sobrepastoreo. *Ciencia del suelo* 15: 102-104

Visser, S., y D. Parkinson. 1992. Soil biological criteria as indicators of soil quality: soil microorganism. *Am. J. Altern. Agric.* 7:33-37.

Watson, I. 1998. Monitoring rangelands - expectations and realities from Western Australian Perspective. *Range Management Newsletter*, 98/2, 1-5.

Webb, Robert. H. y Stielstra Steven. S. 1979. Sheep grazing effects on Mojave Desert vegetation and soils. *Environmental Management*. Vol 3. issue 6 pp 517-529.

Wendy J. Williams, David J. Eldridge y Bruce M. 2008. Grazing and drought reduce cyanobacterial soil crusts in Australian Acacia woodland *Alchin Journal of Arid Environments* 72: 1064–1075.

West, N. E. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid and semi-arid regions. *Adv. Ecol. Res.* 20: 179–223.

Westoby M., Walker B. H., y Noy-Meir I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266-274.

Wezel, A. Rajot, J. L. y Herbring, C. 2000. Influence of shrubs on soil characteristics and their function in Shaelian agro-ecosystem in semiarid Niger. *Journal of Arid Environments* (44), 383-389.

Whitford, W. G. 2002. *Ecology of desert systems*. Academic press, London. 343 pp

Willms, W. D., Dormaar J. F., Adams B. W. y H. E. Douwes H. E. 2002. Response of the mixed prairie to protection from grazing. *Journal of Range Management* 55. 210-216.

Whicker, J.J.; D.D. Breshears; P.T. Wasiolak; T.B. Kirchner; R.A. Tavani; D.A. Schoep y J.C. Rodgers. 2002. Temporal and Spatial Variation of Episodic Wind Erosion in Unburned and Burned Semiarid Shrubland. *Journal of Environmental Quality* 31: 599-612

Xie Y., y R. Witting. 2004. The impact of grazing intensity on soil characteristics of *stipa grandis* and *stipa bungeana* steppe in northern China. *Acta Oecologia* 25: 197-2004.

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. *Austral Ecology* 25 (1): 36-47.

Zalibekov Z. G., 2002. Changes in the soil cover as a result of desertification. *Eurasian Soil Sci.* 35, 1276-1281.

Zinck, J. A., Berroteran, J. L., Farshad, A., Moameni, A., Wokabi y S. E. Van Ranst. 2005. La sustentabilidad agrícola: un análisis jerárquico. *Gaceta ecológica*. Julio-septiembre N°76. Instituto nacional de Ecología Mexico. pp. 53-72.

Zinn, Y. L., Lal, R., Bigham, J. M., y Resck, D. V. S., 2007. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian cerrado: Texture and mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1204-1214.