

La erosión eólica del suelo y su influencia en la dinámica de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias

Schenkel, Cintia Anahí

Ingeniera en Recursos Naturales y Medio Ambiente – Universidad Nacional de La Pampa – 2011

Lugar de trabajo: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano

Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

Director de Tesis:

Gabriel Oliva

Licenciado en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires.

Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires.

Co-Director de tesis:

César Mario Rostagno

Ingeniero Agrónomo, Universidad Nacional de Cordoba.

Ph. D., 1998, Dep. of Range, Wildlife & Fisheries Management

College of Agric. Sc. & Nat. Resources, Texas Tech University, Lubbock, TX, USA

Consejero de tesis

Mario Castiglioni

Ingeniero Agrónomo, Universidad de Buenos Aires.

Doctor en Ingeniería, Universidad Nacional de Rosario

JURADO DE TESIS

Martín Roberto Aguiar

Ingeniero Agrónomo, Universidad de Buenos Aires.

Magister Scientiae, 1991, Recursos Naturales, Escuela para Graduados de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

Doctor of Philosophy in Ecology, 1995, Department of Range Science, Colorado State University.

Silvia Beatriz Aimar

Licenciada en Geología, Universidad Nacional de La Pampa.

Magíster en Ciencias Agrarias, 2002, Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.

Doctorado en Ciencias Agropecuarias, 2016, Universidad Nacional de Córdoba.

Mariano Méndez

Ingeniero Agrónomo, Universidad Nacional de La Pampa.

Doctor en Agronomía, 2009, Universidad Nacional del Sur.

Fecha de aprobación de la tesis

17 de septiembre de 2020

DEDICATORIA

A mi papá que me enseñó a amar el suelo.

A mi familia por estar siempre.

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis es el resultado del esfuerzo y colaboración de muchas personas que aportaron no solo lo académico y profesional, sino también lo humano. Por eso quiero agradecerles:

A Feli, que llegó a la mitad del doctorado, y siempre supo adecuarse a los tiempos de mamá;

A mis papás y mis hermanos, que siempre están presentes, me incentivaron y creyeron en mí en todo momento;

A Fernando por su apoyo incondicional y por haber soportado mis ausencias durante estos años tan intensos;

A Gabriel por acompañarme y guiarme en esta etapa de crecimiento profesional y aprendizaje y sobre todo la paciencia y compromiso en la etapa final de redacción de la tesis. Por las salidas al campo y sobre todo con las del túnel de viento, que no fueron de lo más simple;

A Juan Cruz Colazo por involucrarse desinteresadamente y responder todas las inquietudes en cualquier momento del túnel de viento y las parcelas de erosión, por conseguirmos más colectores...y después fueron los cálculos, la redacción y las correcciones;

A los “Marios”: Rostagno y Castiglioni, que sin conocerme, aceptaron ser parte de mi comité y siempre estuvieron dispuesto y comprometidos guiándome y asesorándome a pesar de la distancias;

A Willy, por todos estos años de director, por estar siempre dispuesto a acompañarme y hacer mucha fuerza en las salidas a campo;

A Ruben Godagnone que hizo miles de kilómetros para enseñarme, acompañarme en el relevamiento de suelos y siempre está presente a través de un mail alentándome y a Juan de la Fuente por su invaluable colaboración en la cartografía del mapa de suelos;

A Omar Andreoli, el constructor del túnel en La Pampa, por su muy buena onda, asesoramiento, recomendaciones a la distancia y las cientos de llamadas para que Juanca pueda construir el túnel de viento;

A Juan Carlos Kofalt por la construcción del túnel de viento que a pesar de las discusiones técnicas supimos ponernos de acuerdo y logramos las simulaciones;

A Paula, por su enorme paciencia, repetitivas explicaciones de los pasos en el procesamiento de imágenes y ayudarme a confeccionar los mapas de esta tesis;

A, Daniel, Gerva, Ruso, Juan y Juan Carlos que sin quejarse y siempre predispuestos han luchado durante todo el muestreo con el túnel de viento;

A Gerva, Euge y Paula por ponerle toda la onda al frío, acompañarme y enseñarme durante los relevamientos de vegetación;

A Dani, Euge, Carla y Pollo, por haberme brindado palabras de aliento, una sonrisa en momentos que lo he necesitado, darme pilas para seguir adelante y por su bondad y honestidad.

A las “becarias patagónicas”: Vale, Ceci, Dani e Ivana por compartir conocimientos, información y experiencias y hacer mucho más llevaderos los cursos en la EPG,

A Enrique Jamieson, dueño de la Ea. Moy Aike Chico, que desde el primer momento, acepto, estuvo predispuesto e interesado en la instalación de las parcelas de erosión y en la experiencia con túnel de viento;

A INTA que a través de la beca financió mi formación académica y a la Estación Experimental INTA Santa Cruz por brindarme un espacio de trabajo.

DECLARACION

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros) y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Cintia Anahí Schenkel

INDICE GENERAL

COMITÉ CONSEJERO	iv
JURADO DE TESIS.....	iii
DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
DECLARACION.....	vii
INDICE GENERAL	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	xii
INDICE DE ANEXOS	xxii
ABREVIATURAS	xxiii
Resumen	xxiv
Abstract	xxv
Capítulo 1.....	2
Introducción	2
Objetivo general	8
Hipótesis general	8
Hipótesis específicas y predicciones	8
Descripción del área de estudio	10
Descripción de Patagonia	10

Descripción de la Estepa Magallánica Seca	11
Organización de la Tesis	14
Capítulo 2: Suelos de la Estepa Magallánica Seca en relación a la susceptibilidad a la erosión eólica	16
Introducción	16
Objetivo	19
Materiales y Métodos	19
Resultados	23
Discusión.....	33
Capítulo 3: Estados y Transiciones de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca ..	38
Introducción	38
Estados y transiciones	40
Materiales y métodos	42
Resultados	47
Descripción florística	47
Clasificación en Estados.....	47
Catálogo de Estados y Transiciones / Estepa Magallánica Seca 2018.....	51
Catálogo de Transiciones del MEyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca	52
Descripción fisonómica de los Estados	53
Cartografía de especies invasoras.....	60

Discusión.....	62
Capítulo 4: Dinámica de la erosión eólica.....	70
Introducción	70
Objetivo.....	76
Materiales y métodos	77
Área de estudio. Clima y suelos.	77
Diseño Experimental.	79
Caracterización meteorológica y textura - erosionabilidad del suelo.....	82
Colectores a escala de sitio en parcelas de erosión	84
Simulación en túnel de viento	86
Perfil de viento con extracción selectiva de vegetación	90
Perfil de viento con distintas cargas históricas de pastoreo.....	90
Recolección de sedimentos con distintas cargas históricas de pastoreo en el túnel de viento	91
Análisis de datos.....	92
Resultados	97
Análisis de textura de los suelos y fracción erosionable	97
Colectores verticales a escala de sitio en parcelas de erosión.....	100
<i>Simulaciones</i> con túnel de viento	103
Eficiencia y perfil de viento promedio logrado	103

Perfil de viento con extracción selectiva de vegetación	104
Simulaciones de túnel de viento en distintos niveles de carga histórica	106
Análisis de la vegetación de las subparcelas de túnel de viento	106
Perfil de velocidad en el túnel del viento.....	108
Perfil vertical de captura de sedimentos en el túnel de viento.....	111
Peso de sedimentos capturados en el túnel de viento	114
Remoción de la vegetación	115
Agregado de suelo	116
Discusión.....	118
Capítulo 5: Discusión General	127
Anexos	134
Bibliografía	138

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.1. Riesgo de erosión eólica (WER, Wind Erosion Risk) en Argentina de Colazo et al. (2008).....</i>	<i>4</i>
<i>Figura 1.2. Patagonia. En el mapa de arriba: en gris Sudamérica, en blanco la Argentina y en negro la Patagonia En el mapa principal: las líneas negras indican los límites políticos de las provincias que forman parte de Patagonia. Imagen MOD09A1 (promedio de imágenes del 01.12.2017 a 25.02.2018). Bandas RGB. Google Earth Engine. Fuente: Laboratorio de Teledetección de la EEA Santa Cruz.....</i>	<i>10</i>
<i>Figura 1.3. Ubicación de la Estepa Magallánica Seca en el sur de la Patagonia. En el mapa de arriba: en negro se resalta la Estepa Magallánica Seca en el marco de Patagonia. En el mapa principal: en verde se muestra la Estepa Magallánica Seca, y en gris, Chile.....</i>	<i>12</i>
<i>Figura 1.4. a) Mapa de precipitaciones medias anuales para la Estepa Magallánica Seca (Fick y Hijmans 2017). La intensidad del color azul crece con el aumento de las precipitaciones. b) Climograma que muestra temperatura y precipitación media mensual de Potrok Aike, el Campo Experimental de la EEA Santa Cruz (establecimiento que se ubica en la Estepa Magallánica Seca) en el período 2001-2007 (Ferrante et al.2014).....</i>	<i>12</i>
<i>Figura 2.1. Mapa de suelos a nivel de Orden de la Patagonia (INTA 1990). Cada color representa un Orden de suelo. Fuente: Laboratorio de Teledetección INTA EEA Santa Cruz.....</i>	<i>16</i>
<i>Figura 2.2. Sitios de relevamiento de suelos en la Estepa Magallánica Seca. Se representan las calicatas y pozos realizados para esta tesis. No se incluyen los puntos correspondientes al relevamiento de la cuenca del Río Coyle (1990) (recuadro), ya que no se encuentran referenciados geográficamente. La descripción de los perfiles de suelos se realizó según la metodología del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los EE.UU Soil Survey (2010). La letra C indica que es una calicata y la O una observación. Las líneas representan las Unidades Cartográficas obtenidas por interpretación visual sobre un mosaico satelital compuesto por dos imágenes registradas por la serie satelital LANDSAT 8 con fechas 15 de diciembre de 2002 y 5 de mayo de 2002 y path-row 228/096 y 229/096 de cinco bandas.....</i>	<i>20</i>
<i>Figura 2.3. Mapa de suelos a nivel de Gran Grupo de la Estepa Magallánica Seca, a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. Los suelos se clasificaron taxonómicamente, según el sistema Soil Survey (2010) al nivel de Gran Grupo. Las Unidades Cartográficas están delimitadas y numeradas (Anexo 2). El color indica el Gran Grupo dominante de suelos. Análisis realizado con ArcGIS 10.....</i>	<i>25</i>

Figura 2.4. Espesor (cm) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el espesor del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con espesores menores a 16 cm, el marrón claro entre 16 y 20 cm y el marrón oscuro con más de 20 cm de espesor. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.....28

Figura 2.5. Contenido de arena total (%) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el % de arena total del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con contenido de arenas menores a 50 %, el marrón claro entre 50 y 70 % y el marrón oscuro con más de 70 % de arenas. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.....29

Figura 2.6. Contenido de carbono orgánico (%) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el % de carbono orgánico del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con contenido de carbono orgánico menores a 1 %, el marrón claro entre 1 y 2 % y el marrón oscuro con más de 2 % de carbono orgánico. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.....31

Figura 2.7. Presencia y profundidad (cm) a la que aparece el horizonte B_t a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica la presencia y profundidad (cm) a la que aparece el horizonte B_t del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color blanco indica que esos suelos no tienen horizonte B_t, en el amarillo se encuentra a menos de 20 cm de profundidad, el marrón claro entre 20 y 50 cm y el marrón oscuro a más de 50 cm de profundidad. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.....32

Figura 3.1 Aspecto de la Estepa Magallánica Seca. En la fotografía se observa una estepa gramínea dominada por una gramínea de tamaño medio: *Festuca gracillima* en un paisaje suavemente ondulado.....38

Figura 3.2. Cobertura del suelo en la Estepa Magallánica Seca. Se representan esquemáticamente los distintos Grupos funcionales, suelo desnudo, pavimento de erosión y los suelos formados por un horizonte superficial arenoso sobre uno subsuperficial, de textura arenosa o arcillosa.....39

Figura 3.3. Esquema del Modelo de Estados y Transiciones para la Estepa Magallánica Seca de Oliva y Borrelli (1993).....42

Figura 3.4. Mapa de censos de vegetación en la Estepa Magallánica Seca. Los puntos indican los lugares en donde se realizaron los censos. Para realizar los censos se excluyeron mallines o arbustales dominados por *Mulguraea tridens* y *Lepidophyllum cupressiforme*. Las áreas con ausencia de censos corresponden a sitios azonales con roquedales o sitios atípicos.....43

Figura 3.5. Dendrograma de censos (números de 1 a 104) vs. grupos funcionales (C: Coironal, Cp: Coironal con *Pappostipa*, Cs: Coironal Subarbustivo, S: Estepa Subarbustiva y Sp: Estepa Subarbustiva invadida de *Pappostipa*) de la Estepa Magallánica Seca. El dendrograma se realizó con 104 censos de vegetación en base al Análisis de Conglomerados a partir de una matriz de Distancia Braun Blanquet, utilizando el Método Promedio incluido en InfoStat (Di Rienzo et al. 2011). Los grupos corresponden al nuevo Modelo de Estados y Transiciones propuesto. La parte superior del dendrograma se encuentra truncada, ya que no incluye 5 censos atípicos que no clasificaron a ningún grupo.....48

Figura 3.6. Esquema del Modelo de Estados y Transiciones alternativo para la Estepa Magallánica Seca. Cada uno de los recuadros es un Estado y los colores guardan correspondencia con el mapa de la Figura 3.11. Cada flecha representa una Transición. El eje “y” representa, desde arriba hacia abajo, la degradación del pastizal natural por pérdida de suelo e incremento de arbustos. El eje “x” representa la degradación del pastizal por acumulación de sedimentos e invasión de *Pappostipa chrysophylla*, que se incrementa de la izquierda hacia la derecha.....50

Figura 3.7. Catálogo de Estados del MEyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca. En cada Estado se describe la cobertura de *Festuca gracillima*, *Pappostipa chrysophylla*, *Nardophyllum bryoides*, *Nassauvia ulicina* y el resto de subarbustos. Hacia la derecha se realizó un esquema del pastizal natural y suelo y abajo una foto que muestra como se observa el Estado en el campo.....51

Figura 3.8. Mapa de Estados propuestos en este estudio para la Estepa Magallánica Seca. A partir de un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Río Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo y se obtuvieron firmas espectrales combinando los AOI de los censos pertenecientes a un mismo Estado definido por el análisis de agrupamiento. Se definieron AOI adicionales sobre clases especiales, consideradas áreas misceláneas, en la imagen: sombras, nubes, basalto, marismas costeras, lagunas, áreas de arbustales, caminos, pasturas implantadas. A partir de estas firmas espectrales se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia

(ERDAS 1997).....58

Figura 3.9. Contrastes de alambrado que muestran Transiciones entre Estados. En la parte superior derecha se ubica la Estepa Magallánica Seca con la división catastral (líneas rojas) y resaltada con las letras a, b y c los contrastes de alambrado. La Figura 3.9a, Cs fueron cubiertos por arenas generando Cp por la Transición 3. La erosión posterior de Cp dió lugar a Sp por la Transición 6 por deflación. En la Figura 3.9b, C dieron lugar a Cs por la Transición 1, por procesos erosivos menos intensos. En la misma figura se observa que Cs por Transición 4 puede dar a lugar S, por pérdida de suelo. En ciertas áreas, las S se originan Sp a través de la Transición 5, por la acumulación de sedimentos. En la Figura 3.9c, S pueden generar Sp por la Transición 5, por depósitos de sedimentos arenosos sobre los horizontes B_t o B_w de las S. Posteriormente Sp podría ser colonizado por Pappostipa chrysophylla, dando lugar a Cp por la Transición 7, en este caso dando lugar a la variante de Cp que carece de Festuca gracillima.....59

Figura 3.10. Distribución, en %, de Pappostipa chrysophylla en la Estepa Magallánica Seca. A partir de un en un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Rio Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo. Los censos fueron ordenados y agrupados en rangos de cobertura de Pappostipa chrysophylla. Los AOI pertenecientes a las clases especiales de la imagen se consideraron como 0% de cobertura. Se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997). El color naranja claro indica la presencia entre 0,1 a 2%, el naranja intermedio entre 2,1 a 9,9% y el naranja más oscuro mayor a 10% de Pappostipa chrysophylla. Las líneas grises representan la división catastral.....61

Figura 3.11. Distribución, en %, de Nardophyllum bryoides en la Estepa Magallánica Seca. A partir de un en un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Rio Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo. Los censos fueron ordenados y agrupados en rangos de cobertura de Nardophyllum bryoides. Los AOI pertenecientes a las clases especiales de la imagen se consideraron como 0% de cobertura. Se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997). El color gris indica la presencia entre 0,1 a 5%, el amarillo entre 5,1 a 10%, el verde claro entre 10,1 a 20% y el verde más oscuro mayor a 20% de Nardophyllum bryoides. Las líneas grises representan la división catastral.....62

Figura 4.1. Regímenes de flujo y asociaciones teóricas del desarrollo de estelas (Wolfe y Nickling 1993). Los puntos negros representan los elementos rugosos y las áreas sombreadas las estelas. Del lado izquierdo se ilustra una vista horizontal y del lado derecho una vista desde arriba.....70

Figura 4.2. Representación del perfil de viento y de los movimientos de rodadura, saltación y suspensión (De Oro 2015).....73

Figura 4.3. Sitio de estudio. En el mapa de la Estepa Magallánica Seca, en la parte superior de la imagen, el recuadro verde resaltado corresponde a Estancia Moy Aike Chico en la cual se ubica el sitio de estudio. El punto rojo de la imagen satelital muestra el sitio de estudio y el recuadro verde son los límites catastrales del establecimiento.....76

Figura 4.4. Descripción del perfil Paleargides xéricos. a) Vista general del paisaje de estos suelos. b) Perfil del taxón.....77

Figura 4.5. Pastizal natural del sitio de experimentación. En esta imagen se puede observar la estructura de parche – interparche que caracteriza a los ecosistemas áridos y semiáridos. Los parches vegetados están compuestos por intercoironal (especies de escasa altura), Festuca gracillima (gramíneas perennes de altura media) y subarbustos rastreros. Se nota la ausencia de arbustos de gran porte.....78

Figura 4.6. Esquema del diseño experimental en la Ea. Moy Aike Chico. El diagrama superior corresponde a los niveles de carga históricos: alta ($0,6 \text{ ov.ha}^{-1}$), baja ($0,2 \text{ ov.ha}^{-1}$) y clausura (sin pastoreo). En el año 2000 se retiraron los alambrados y todo el área recibe pastoreo de carga uniforme (aproximadamente $0,3 \text{ ov.ha}^{-1}$). En cada uno de los niveles de carga se establecieron 3 clausuras (delimitadas con alambres) y sus respectivos pares (marcadas con estacas) de $20 \times 20 \text{ m}$ que se mantienen hasta la actualidad. En el presente ensayo se sumó una parcela de la misma dimensión y se realizó la eliminación total de la vegetación. En el diagrama, los cuadrados con líneas completas representan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción.....79

Figura 4.7. Clausura ($20 \times 20 \text{ m}$) establecida en el 2001 hasta la actualidad.....80

Figura 4.8. Remoción de la vegetación natural para generar la “Parcela de Referencia” utilizada para medir la máxima pérdida de suelo por erosión.....81

Figura 4.9. Variables climáticas registradas durante el período del presente estudio. Los datos corresponden al período mayo 2018 – mayo 2019. El eje “y” primario y las barras azules pertenece a los registros de precipitaciones medias mensuales (mm). El eje “y” secundario muestra la velocidad de viento media mensual (km.h^{-1}) y las temperaturas medias mensuales ($^{\circ}\text{C}$). En el eje “x” se localizan los meses desde mayo 2018 a mayo 2019. La línea verde respresenta la velocidad de viento media mensual y la roja la temperatura media mensual.....82

Figura 4.10. Esquema de ubicación de los colectores en las “Parcelas de erosión”. Las líneas punteadas representan la división de alambres que separaban áreas con distintos niveles de

carga ganadera 1986-2000. Los cuadrados más pequeños con líneas completas simbolizan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuras y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los puntos naranjas representan los mástiles (con 3 colectores BSNE cada uno), uno ubicado al ingreso y otro al egreso de la parcela.....83

Figura. 4.11. Instrumento de recolección de sedimentos movilizados para medición en “Parcelas de Erosión”. A la izquierda, se muestra un mástil colocado en el campo con tres colectores BSNE a las alturas analizadas en este estudio (0,135; 0,5 y 1,5 m desde el suelo) y la veleta que orienta al mástil en dirección al viento. A la derecha, en la fotografía de arriba se detalla el exterior del colector BSNE y en la fotografía de abajo, se muestra el interior del colector.....84

Figura 4.12. Túnel de viento portátil funcionando en el campo y detalle de sus partes. a) motor sobre carro y segmento que lleva la hélice, b) placa cribada, c) chapas deflectoras, d) tramo del túnel con piso, e) zona de medición y f) salida del túnel con colectores y anemómetros.....87

Figura 4.13. Subparcela de alto nivel de carga histórica y que permaneció clausurada desde 2001 hasta la actualidad en la que se realizó la simulación con túnel de viento. El tamaño de las subparcelas fue de 4 m de largo por 0,5 m de ancho coincidentemente con la longitud del túnel de viento. La densidad promedio de Festuca gracillima fue de 4 ind.m² (calculada mediante la Distancia al Vecino más Cercano) y la altura promedio de 12 cm. Los subarbustos e intercoironal tenían aproximadamente entre 5 y 8 cm de altura.....88

Figura 4.14. Esquema de muestreo de las simulaciones con túnel de viento en la Ea. Moy Aike Chico. Las líneas punteadas representan la división de alambres que separaban áreas con distintos niveles de carga ganadera 1986-2000. Los cuadrados más pequeños con líneas completas simbolizan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuras y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los rectángulos verdes oscuros ubicados dentro de las parcelas clausuradas (2001 – 2019) representan las simulaciones con túnel de viento que se realizaron sobre la vegetación natural y luego con agregado de suelo. Los rectángulos marrones localizados en las parcelas pastoreadas (2001 – 2019) corresponden a las simulaciones sobre vegetación natural, seguido se le agrego suelo y por último se eliminó la vegetación en su totalidad.....90

Figura 4.15. Fracciones granulométricas obtenidas por el método de la Pipeta de Robinson (cita) para: a) Niveles de carga histórica, b) clausura vs. pastoreo y c) parche vs. interparche. Se analizaron las distinta fracciones con Análisis de la Varianza con contraste de Ducan, mediante el software InfoStat (Di Rienzo et al. 2011). Letras distintas indican diferencias significativas.....97

Figura 4.16. Distribución de agregados en seco y fracción erosionable. El grafico de la izquierda (a) corresponde a los distintos Niveles de carga histórica (1986 – 2000) y el de la derecha (b) a clausuras vs. pastoreadas a partir de 2001 hasta la actualidad. La separación de los agregados en seco se realizó utilizando tamiz rotativo y la fracción erosionable es la

sumatoria de los agregados menores a 0,84 mm. El eje “y” representa el tamaño de agregados y fracción erosionable (FE). El eje “x” corresponde al peso en porcentaje (%) que cada tamaño de agregado representa en el total de la muestra. Las barras de color rojo corresponden a las parcelas de alta, las azules a baja y verde a nula carga histórica (1986 – 2000) y las verde oscuro a la clausura y ocre a las pastoreadas desde 2001 a la actualidad. Las barras negras son el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).....98

Figura 4.17. Peso medio de sedimentos netos (promedio de la diferencia entre el peso de los sedimentos colectados en el mástil este - oeste para todo el periodo de muestreo de diciembre/18 a mayo/19 en las “parcelas de erosión”. Se diferenciaron las parcelas de distintos niveles de carga histórica en el ensayo 1986 – 2000, y las parcelas clausuradas (en verde) y pastoreadas (color ocre) entre 2001-2019. El error estándar (barras negras) se calculó solamente en las parcelas pastoreadas ya que no había repeticiones en las parcelas clausuradas.....100

Figura 4.18. Peso medio de sedimentos netos para parcelas clausuradas, pastoreadas y de referencia. Los sedimentos netos resultan del promedio de la diferencia entre el mástil este y oeste para todo el periodo de muestreo (diciembre/18 a mayo/19) en las “parcelas de erosión” (clausuradas y pastoreadas) y “parcela de referencia”. La barra verde representa las parcelas clausuradas, la ocre las pastoreadas desde 2001 a la actualidad y la gris la “parcela de referencia”. El error estándar (barras negras) se calculó en las parcelas clausuradas ($n=3$) y pastoreadas ($n=9$). La “parcela de referencia” es única.....101

Figura 4.19. Perfil de velocidades medias de viento obtenido con el túnel y el ajuste exponencial obtenido a partir de las simulaciones sobre las subparcelas de vegetación natural. Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).....103

Figura 4.20. Perfiles de viento los distintos porcentajes de *Festuca gracillima* extraída. El eje “y” representa la velocidad de viento (km.h^{-1}) y el eje “x” la altura desde el suelo (cm) en la que se encontraban los tubos pitot. La línea de color naranja representa el 100%, la roja 66%, la verde 33% y la azul 0% de *Festuca gracillima* extraída.....104

Figura 4.21. Rugosidad de las subparcelas sobre las que se realizaron las simulaciones de túnel de viento para: a) Niveles de carga histórica 1986-2000 y b) Clausura vs. pastoreo 2001-2019. Letras distintas indican diferencias significativas entre clausura – pastoreada (2001 – 2019) de cada nivel de carga histórica (1986 – 2000).....107

Figura 4.22. Velocidad de viento para los tubos pitot de 10, 20 y 30 cm de altura desde el suelo en el túnel de viento. El gráfico de la izquierda (a) muestra resultados para parcelas que entre 1986-2000 habían recibido Alta (rojo), Baja (azul) o Nula (verde) carga animal. En el gráfico de la derecha (b) corresponde a las parcelas Clausuras (verde) y Pastoreadas (ocre) durante 2001 hasta la actualidad. En el eje “y” se representa la velocidad del viento (km.h^{-1}) en el túnel y en eje “x” la altura de los tubos pitot (cm). Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).....109

Figura 4. 23. Perfil de viento para los tubos pitot de 10, 20 y 30 cm de altura desde el suelo en el túnel de viento para parcelas pastoreadas con Vegetación Natural (verde) y las mismas parcelas luego de la Remoción total de la vegetación (naranja). Letras distintas indican diferencias significativas ($p>0,05$).....110

Figura 4.24. Perfiles de sedimentos obtenidos en simulaciones con túnel de viento y su ajuste de función logarítmica. En el gráfico de arriba, corresponde a las parcelas pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad en las que se realizaron simulaciones sobre la vegetación natural y luego se agregó suelo en el primer tramo del túnel de viento. El gráfico de abajo, representa las parcelas pastoreadas durante este mismo periodo de tiempo en el cual además se realizó la eliminación total de la vegetación (Remoción). El eje "x" son las alturas de los colectores (0,7, 20, 36, 53, 66 y 84 cm). En el eje "y" primario corresponde a los sedimentos (g) con Agregado de suelo (para clausuras) o sedimentos Agregado de Suelo y Remoción (para pastoreadas) y en el secundario los sedimentos (g) capturados por la Vegetación Natural (para ambas, clausuradas y pastoreadas). Los puntos de colores representan los datos y las curvas los ajustes de función logarítmica. El color verde es para la vegetación natural, rojo para el agregado de suelo y gris para remoción.....112

Figura 4.25. Peso medio de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) capturados por los colectores del túnel de viento luego de cada simulación. El gráfico izquierdo (a) muestra el promedio de sedimentos capturados en las parcelas que habían recibido distintos niveles de carga histórica Alta (rojo), Baja (azul) y Nula (verde) entre 1986 y 2000. En el gráfico de la derecha (b) corresponde a los sedimentos capturados en los colectores de las parcelas que fueron clausurados (en verde) o se mantuvieron en pastoreo (en ocre) entre 2001-2019. Las medias no difirieron significativamente en ningún caso.....113

Figura 4.26. Peso medio de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) capturados por los colectores del túnel de viento en parcelas de niveles de carga histórica Alta, Baja y Nula durante el ensayo de pastoreo (1987-2000) y luego fueron pastoreados entre 2001 y 2019. En las parcelas de Remoción (barras grises) se eliminó completamente la vegetación, mientras que en las de Vegetación natural (barras verdes) la cubierta permaneció intacta. El eje vertical tiene escala logarítmica.....114

Figura 4.27. Porcentaje de los sedimentos movilizados en las simulaciones de túnel de viento con agregado de suelo que fueron retenidos por las parcelas de niveles de carga histórica Alta, Baja y Nula durante el antiguo ensayo (1987-2000) y los que entre el 2000- 2019 se mantuvieron protegidos (Clausura) o los que fueron pastoreados (Pastoreo). Las barras representan el Error Estándar de la media.....116

ÍNDICE DE CUADROS

<i>Cuadro 2.1. Clasificación taxonómica de los suelos de la Estepa Magallánica Seca.....</i>	<i>23</i>
<i>Cuadro 2.2. Suelos a nivel de familia y superficie (hectáreas y porcentaje del área total) en la Estepa Seca.....</i>	<i>26</i>
<i>Cuadro 3.1. Ejemplo de matriz y cálculos para determinar la precisión de la generación y uso de mapas (Story y Congalton 1986).....</i>	<i>46</i>
<i>Cuadro 3.2. Cantidad de especies y la cobertura promedio (%) por grupo funcional (descripción de los grupos funcionales en Introducción).....</i>	<i>47</i>
<i>Cuadro 3.3. Grupos definidos por el Análisis de Conglomerado, número de censos de cada grupo, rangos de cobertura de los géneros principales (en % cobertura absoluta) y su correspondencia con el Estado Oliva (1993) *Los espacios vacíos representan la falta de correspondencia de los grupos con los Estados.....</i>	<i>49</i>
<i>Cuadro 3.4. Cobertura vegetal promedio (%) y cobertura promedio de Grupos Funcionales (%), Riqueza e Índice de Shannon-Wiener para los Estados.....</i>	<i>53</i>
<i>Cuadro 3.5. Rangos de valores (%) de cobertura de las especies vegetales dominantes que definen los Estados para el nuevo Modelo de EyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca.....</i>	<i>54</i>
<i>Cuadro 3.6. Superficie (% y hectáreas) por Estado del MEyT propuesto.....</i>	<i>55</i>
<i>Cuadro 3.7. Matriz y cálculos de precisión total, de uso y generación de la cartografía de Estados (Story y Congalton 1986). En las filas se encuentra cada Estado definido en la Clasificación Supervisada y en las columnas, los Estados diferenciados en el Análisis de Agrupamiento. Cada celda representa la cantidad de censos que coinciden entre el mapa (Clasificación Supervisada) y el Análisis de Agrupamiento (InfoStat). C: Coironal, CS: Coironal Subarbustivo, Cp: Coironal invadido por Pappostipa, S: Estepa Subarbustiva y Sp: Estepa Subarbustiva invadida por Pappostipa.....</i>	<i>56</i>
<i>Cuadro 4.1. Peso medio de sedimentos netos por altura, ajuste de función, parámetros de la ecuación de ajuste y valor del coeficiente de correlación (R²) para los distintos niveles de carga histórica, clausura vs. pastoreadas y parcela de referencia (remoción total de la vegetación) obtenidos en las “parcelas de erosión” durante octubre 2018 – mayo 2019. C o P:</i>	

Parcela clausurada o pastoreada desde 2001 hasta la actualidad, NC: Nivel de carga histórica (1986 - 2000).....102

Cuadro 4.2. Velocidad media de viento (km.h-1) y número de muestras (n) para cada porcentaje de extracción de Festuca gracillima. Medias con una letra común no son significativamente diferentes.....104

Cuadro 4.3. Porcentaje de suelo desnudo, cobertura vegetal total, cobertura de Festuca gracillima y cobertura de pastos, hierbas y subarbustos de las subparcelas sobre las que se realizaron las simulaciones de túnel de viento. Las letras en el promedio de cada variable analizada es la comparación estadística entre clausura y pastoreada (2001 – 2019). Letras distintas indican diferencias significativas (p>0,05).....106

Cuadro 4.4. Velocidad media de viento (km.h-1) y número de muestras (n) para los distintos niveles de carga histórica (1986 - 2000), parcelas clausuras y pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad y aquellas pastoreadas en las que se realizó la eliminación total de la vegetación natural (Pastoreo + Remoción). NC: Nivel de carga histórica (1986 – 2000). Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0,05).....108

Cuadro 4.5. Pesos medios de sedimentos (kg.ha-1) para los distintos niveles de carga histórica (1986 – 2001) y clausura vs. pastoreada (2001 – 20019) en el tratamiento de agregado de suelo. NC: Nivel de carga histórica (1986 – 2000). Medias con una letra común no son significativamente diferentes.....115

INDICE DE ANEXOS

<i>Anexo 1: Ubicación geográfica de las calicatas y pozos observación para el relevamiento de suelos realizado durante 2015. *C: Calicata y O: pozo de observación.....</i>	<i>131</i>
<i>Anexo 2: Mapa de suelos y referencias de la Estepa Magallánica Seca elaborado por Schenkel y colaboradores (Godagnone et al. 2019).....</i>	<i>132</i>
<i>Anexo 3: Ubicación geográfica, año y autores de los censos y MARAS para el mapa de Estados de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca. *(M) identifica los censos en los que se utilizó la metodología de Monitores MARAS. Los restantes corresponden a censos Braun Blanquet.....</i>	<i>135</i>

ABREVIATURAS

AOI: área de observación de interés
BSNE: Big Spring Number Eight
B_t: horizonte argílico
B_w: horizonte cámbico
C: Coironales
CIC: capacidad de intercambio catiónico
cm: centímetros
CO: carbono orgánico
Cp: Coironales invadidos por Pappostipa
CS: Coironales Subarbustivos
DA: densidad aparente
DAS: distribución de los agregados en seco
EO: equivalentes ovinos
ETP: evapotranspiración potencial
EyT: Estados y Transiciones
Fo: flujo horizontal de masa sobre la superficie del suelo
f_(z): flujo horizontal de masa
ha: hectáreas
km: kilómetros
m: metros
MEyT: Modelos de Estados y Transiciones
mg: miligramos
M ha: millones de hectáreas
Mm: milímetros
n: número de muestras
NC: nivel de carga
P: precipitaciones
Q: cantidad de material erosionado por hectárea
rpm: revoluciones por minuto
S: Estepas Subarbustivas
S: sur
s.n.m: sobre el nivel del mar
Sp: Estepas Subarbustivas con Pappostipa
T: Transiciones
Mg: megagramo
UC: Unidades Cartográficas
W: oeste
μm: micrones

Resumen

La erosión del suelo y su influencia en la dinámica de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca

En la Estepa Magallánica Seca, un área ecológica de 1.2 M ha en la Patagonia Austral, la erosión eólica es un proceso geológico natural que probablemente se dinamizó con la introducción de ganado ovino a finales del siglo XIX. El objetivo de esta tesis fue evaluar evidencias a escala de paisaje de antiguos procesos erosivos en suelos y vegetación, medir el transporte eólico de sedimentos de pastizales bajo condiciones naturales y obtener experimentalmente perfiles de viento y captura de sedimentos en parcelas experimentales con distintas historias de manejo. Se analizaron 44 perfiles edáficos y se realizaron mapas de espesor, contenido de arenas totales, carbono orgánico y presencia del horizonte B_t por técnicas de interpolación. Se realizaron 103 censos de vegetación Braun Blanquet que fueron clasificados por análisis de agrupamiento en comunidades vegetales consideradas Estados. Se obtuvieron firmas espectrales y se clasificó una imagen Landsat para obtener un mapa de Estados. Se evaluó la erosión natural a escala de sitio con mástiles colectores estándar Big Spring Number Eight (BSNE) en parcelas de 20x20 m en una antigua área de ensayos de pastoreo. A escala de parcelas se realizaron simulaciones de 15 minutos con un túnel de viento portátil (0,5*2 m). Los resultados incluyen cartografía a escala 1:250.000 de suelos y vegetación de la Estepa Magallánica y un nuevo Modelo de Estados y Transiciones. Muestran que toda el área presenta horizontes A arenosos y ricos en materia orgánica, probablemente originados por deposición eólica y asociados a montículos de *Festuca gracillima*, una gramínea mediana dominante. Estos constituyen un sistema de sumideros a escala de parche capaces de retener el suelo y atrapar partículas que se movilizan. La presión de pastoreo modificaría la estructura y cobertura de la vegetación con efectos perdurables, y esta modificación aumentaría la velocidad del viento en superficie, y reduciría la capacidad de capturar sedimentos por la vegetación. El pastoreo modificaría así a largo plazo la vegetación que a su vez influiría en las tasas de erosión.

Palabras claves: relación suelo-vegetación, erosión eólica, pastoreo, Modelo de Estado y Transiciones, Áreas ecológicas.

Abstract

In the Dry Magellan Steppe, an ecological area of 1.2 M ha in southern Patagonia, wind erosion is a natural geological process that was probably promoted with the introduction of sheep in the late 19th century. The objective of this Thesis was to evaluate landscape-scale evidences of ancient erosive processes in soils and vegetation, measure the wind transport of grassland sediments under natural conditions and experimentally obtain wind profiles and sediment capture in experimental plots with different management histories. 44 edaphic profiles were analyzed and maps of thickness, total sand content, organic carbon and presence of the Bt horizon were obtained by interpolation techniques. 103 Braun Blanquet vegetation censuses were carried out and classified by cluster analysis in plant communities considered States. Spectral signatures were obtained of these areas and a Landsat image was classified in order to obtain a map of States. Natural erosion was evaluated at the site scale with standard Big Spring Number Eight (BSNE) collection masts in 20x20 m plots in a former grazing test area. At a plot scale, 15-minute simulations were performed with a portable wind tunnel (0.5 * 2 m). Results include 1: 250,000 scale mapping of soil and vegetation of the Magellan Steppe and a new States and Transition Model. They show that the entire area presents sandy horizons rich in organic matter, probably originated by wind deposition and associated with mounds of *Festuca gracillima*, a dominant tussock grass. Mounds associated to these grasses constitute a sink system capable of retaining the soil and trapping moving particles. Grazing pressure would modify the structure and coverage of the vegetation with lasting effects, and this modification would increase the speed of surface wind, and would reduce the ability to capture sediments by the vegetation. Grazing would thus modify the vegetation and increase erosion rates in the long term.

Key words: wind erosion, grazing, soil properties, State and Transition Model, erosion plots, wind tunnel.

Capítulo 1

Introducción

La erosión eólica es un proceso geológico natural (Buschiazzo y Aimar 2003, Zobeck y Van Pelt 2014) que comprende el desprendimiento, transporte y deposición de sedimentos por acción del viento. Es un proceso físico dinámico (en espacio y tiempo) que ocurre cuando suelos sueltos, secos y desnudos son transportados por el viento (Zobeck y Van Pelt 2014). En ecosistemas con intervención humana, la erosión puede acelerarse por prácticas inadecuadas de manejo y cambios en el uso del suelo que afectan la cobertura vegetal (Lal y Stewart 1990), que es el principal factor que protege los suelos de la erosión. Se estima que las tasas de erosión generadas por acción del ser humano pueden de 2,5 y hasta 1.000 veces mayores que las naturales y que la erosión total a nivel mundial podría alcanzar magnitudes de 26×10^9 toneladas de suelo por año (Lal 1991). En suelos de zonas áridas y semiáridas sujetos a prácticas agrícola-ganaderas, Dregne (1986) estimó que la erosión eólica se incrementó de 100 a 1.000 veces por acción antrópica. Para las últimas cinco décadas Wang et al. (2006) reportaron un aumento en el número de tormentas de polvo producto de la intensificación de cultivos, sobrepastoreo y prácticas que dejan al suelo sin cobertura vegetal en zonas áridas y semiáridas. Las actuales tasas de erosión eólica superan a las correspondientes a la génesis de suelos y como consecuencia disminuye el potencial productivo mundial (Montgomery 2007).

Los suelos de ambientes áridos y semiáridos son en general poco desarrollados, de textura gruesa y estructura pobre, con cobertura vegetal incompleta, y frecuentemente están sujetos a precipitaciones concentradas en cortos períodos de tiempo, vientos intensos y altas tasas de evapotranspiración, todo lo cual aumenta la susceptibilidad a la

erosión eólica (Buschiazzo y Aimar 2003, Rostagno et al. 2004). Es por ello que las pérdidas por erosión eólica son más importantes en estos ecosistemas (Buschiazzo, 2006), y junto con la erosión hídrica y la degradación de la vegetación constituyen los procesos centrales de la desertificación (Schlesinger et al. 1990, Le Houérou 1996).

La erosión eólica se manifiesta en la disminución en los contenidos de materia orgánica y fracciones texturales finas. Esto reduce la capacidad de retención de agua y nutrientes. La pérdida de suelo reduce el espesor disponible para la actividad radicular y expone el subsuelo infértil, lo cual afecta el crecimiento y vigor de las plantas (Lyles 1975, Lyles y Tatarko 1986, Lal y Stewart 1990, Buschiazzo y Taylor 1993). Armbrust (1968), Fryrear y Downes (1975) y Skidmore (1966) reseñaron daños y disminución de rendimientos de cultivos por erosión eólica que impactan en la economía rural.

Los efectos de voladura de suelo producto de la erosión eólica también se manifiestan a distancias mayores, que varían desde decenas a cientos de kilómetros de distancia (Zobeck y Van Pelt 2014). El material transportado afecta la calidad del aire e impacta en la vida de los animales, incrementa las enfermedades respiratorias (ya que las partículas menores a 10 μm de diámetro se alojan irreversiblemente en el sistema respiratorio), e interfiere en las actividades de la industria, en el transporte y el comercio (Zobeck et al. 2013). Las pérdidas económicas que genera la erosión eólica en medios urbanos pueden superar a las que ocurren en las zonas rurales (Buschiazzo y Aimar 2003).

La mayoría de las zonas áridas y semiáridas del mundo sufren las consecuencias de la erosión eólica (Cornelis y Gabriels 2003). Busacca y Chandler (2006) estimaron que aproximadamente 549 M ha han sufrido algún proceso de erosión y más de la mitad (296 M ha) se encuentran severamente afectadas (Lal 2006). Zobeck y Van Pelt (2014) determinaron que el 46% de la superficie de la Tierra (500 M ha) corresponde a tierras

secas susceptibles a erosión eólica. El polvo en suspensión afecta también a muchas áreas y diversos estudios lo cuantifican a nivel global con estimaciones que varían ampliamente: 500 a 5.000 Mg/año (Grini et al. 2005) 500-3.320 Mg/año (Shao et al. 2011) o entre 358 y 3.000 Mg/año (Zender et al. 2004).

En Argentina, entre 1956 y 2015 la erosión creció de manera constante. Las estimaciones pasan de 16 M ha (1956), 21,4 M ha (1986), 28 M ha (1990) y 41 M ha (2015), de las cuales 12,5 M ha estarían afectadas de forma severa (Casas y Albarracín 2015). Buschiazzo (2006) estimó que la mayor parte de las regiones áridas y semiáridas de Argentina, un 75% de la superficie, están sujetas a erosión eólica. En tanto, Colazo et al. (2019) calcularon que aproximadamente el 56% de los suelos argentinos son susceptibles a la erosión eólica y definieron un gradiente que aumenta de este a oeste con el decrecimiento de las lluvias e incremento en el contenido de arenas. Los suelos de mayor riesgo de erosión eólica coinciden con la Región Noroeste, Chaco Semiárido, Región Semiárida Pampeana y Patagonia (Figura 1.1).

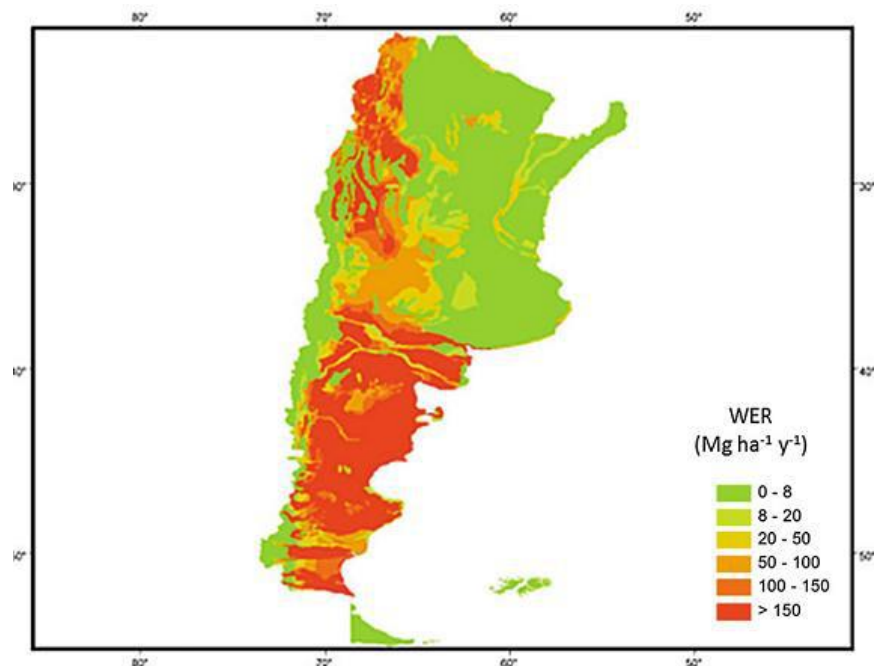


Figura 1.1. Riesgo de erosión eólica (WER, Wind Erosion Risk) en Argentina de Colazo et al. (2008)

La intensidad de la erosión eólica está estrechamente relacionada con las condiciones de humedad y temperatura, la erosividad del viento, la susceptibilidad de los suelos (erosionabilidad) y prácticas de manejo (Zobeck y Van Pelt 2005, Webb et al. 2017). La erosionabilidad depende de la textura, estabilidad estructural, humedad y contenido de materia orgánica (Rostagno et al. 2004). En general los que poseen un elevado contenido de arena fina y muy fina (partículas de 80 a 200 μm de diámetro) son susceptibles a la erosión porque tienen baja capacidad de retención de agua y agregados débiles. Los suelos francos son menos erosionables pero poseen un gran potencial de producir polvo atmosférico por rompimiento de agregados (Aimar 2016).

Las condiciones que predisponen a la erosión son comunes en Patagonia, que tiene suelos erosionables con escasa cobertura vegetal y tormentas de viento intensas y frecuentes (Sterk et al. 2012). Más de 100 años de ganadería han acelerado la erosión por degradación de la vegetación (Leon y Aguiar 1985, Soriano y Movia 1986, Milchunas et al. 1988, Ares et al. 1990, Milchunas y Lauenroth 1993, Beeskow et al. 1995, Bertiller y Bisigato 1998, Golluscio et al. 1998, Oliva et al. 1998, Aagesen 2000, Parizek et al. 2002, Chartier y Rostagno 2006). Los principales efectos del sobrepastoreo en la región, como en otros pastizales semiáridos, son la reducción de la cobertura vegetal y el reemplazo de herbáceas por leñosas (Schlesinger et al. 1990, Paruelo y Golluscio 1993, Parizek et al. 2002).

La cobertura vegetal protege el suelo de la erosión porque: (1) elimina la acción del viento sobre una parte de la superficie, (2) intercepta el viento y extrae una parte de su impulso y (3) crea trampas de partículas de suelo transportadas (Van de Ven et al. 1989). El perfil de velocidad del viento depende del tamaño (altura y diámetro), la forma, la porosidad, la flexibilidad y la disposición de la vegetación que genera obstáculos denominados elementos rugosos (Wolfe y Nickling 1993). A sotavento de

las plantas se genera una región denominada “estela”, donde la velocidad del viento es menor. Se suele denominar “parche” a la parte del suelo cubierta por vegetación mientras que al área entre plantas o grupos de plantas que pierden recursos se denominan “interparches” (Ludwig y Tongway 1995). Esta organización espacial “parche-interparche”, genera a pequeña escala una concentración local de los recursos en estos sistemas áridos y semiáridos. Los “parches” generados por la vegetación actúan de sumideros, atrapando y concentrando partículas de suelo (incluyendo nutrientes). Los “interparches” actúan como fuente de estos recursos debido a la remoción que produce la erosión eólica e hídrica (Ludwig y Tongway 1995).

La erosión eólica ha modelado en particular una de las áreas más productivas de la Patagonia: la Estepa Magallánica Seca, en el extremo austral continental de la región. Con 1,2 M ha, es una de las Áreas Ecológicas de mayor productividad primaria, cobertura y diversidad vegetal de la Patagonia y está caracterizada por suelos de textura gruesa y cobertura vegetal incompleta que no incluye arbustos de gran porte. Los principales elementos que agregan rugosidad a la superficie son las gramíneas perennes medianas o “coirones” que crean un sistema de montículos y una matriz de pastos cortos. Los coirones son afectados por el pastoreo (Faggi 1985, Oliva et al. 2005), y esto altera a su vez el sistema “fuente-sumidero” que pondría en peligro de erosión a los horizontes superficiales. Es posible que el efecto de la erosión acelerada en estas estepas de fisonomía graminosa dependa del suelo. La exposición de los horizontes B_t podría estabilizar suelos de tipo dúplex como los paleoargides, pero esto generaría un cambio drástico de textura superficial que favorecería la instalación de arbustos rastreros con raíces pivotantes que exploran estos horizontes arcillosos como los del género *Nardophyllum*. Las estepas sobre suelos más profundos no sufrirían un cambio textural, pero perderían materia orgánica y nutrientes. Generarían además gran cantidad de

sedimentos que podrían dar lugar a lenguas de acumulación como islas de arena o, a mayor escala, médanos, con diversas coberturas de especies psamófilas como *Pappostipa*.

Si bien en esta parte de la Patagonia existen estudios de suelos a escala de reconocimiento (1:1000000) (Wijnhoud y Sourrouile 1972, Salazar Lea Plaza y Godagnone 1990), y parte de estas hipótesis han sido planteadas en esquemas de Estados y Transiciones en el pasado (Oliva y Borrelli 1993), no existe una cartografía de los estados actuales de la vegetación. Tampoco se han realizado en la región estudios experimentales para determinar si el pastoreo dinamiza los procesos de erosión, a pesar de la evidente importancia del proceso para mantener las funciones del ecosistema.

Más allá del aporte al conocimiento local de la Estepa Magallánica, esta Tesis plantea evaluar como el paisaje, producto de antiguos procesos geomorfológicos, controla la evolución de una comunidad vegetal original hacia distintos Estados frente a un disturbio único como el pastoreo. Esta dinámica que generó la distribución actual de Estados se explicará a través de hipótesis de Transiciones ligadas a la cartografía de suelos. Se analizará el flujo de sedimentos por efecto de las tormentas de viento en un pastizal natural. Además, se realizará un experimento con pocos antecedentes en la bibliografía se generará un flujo controlado de viento sobre pastizales naturales con distintas historias de pastoreo y sujetos a tratamientos de remoción de cobertura vegetal. Esto permitirá interpretar el efecto del pastoreo en la retención y captura de recursos en el sistema fuente- sumidero que constituyen los montículos de una estepa gramínea e interpretar el posible efecto de pérdida de recursos asociados a las transiciones históricas de Estados de estos pastizales.

Objetivo general

El objetivo de esta tesis fue evaluar (1) evidencias a escala de paisaje de procesos erosivos en la cartografía de suelos y vegetación, (2) captura de sedimentos en pastizales naturales a escala de sitio y (3) perfiles de viento y captura de sedimentos a escala de parcelas experimentales con distintos manejos sometidas a flujos controlados en un túnel de viento portátil.

Hipótesis general

En la Estepa Magallánica Seca, sujeta a vientos constantes e intensos, la vegetación está fuertemente asociada a un horizonte A arenoso y rico en materia orgánica, que se depositó en el pasado sobre distintos tipos de suelos. El desarrollo de una estepa de gramíneas cespitosas medianas de *Festuca gracillima* estabilizó este horizonte por medio de un sistema de montículos, únicos elementos rugosos capaces de mantener sumideros de recursos en una estepa que carece de arbustos. El pastoreo introducido a fines del siglo XIX aumentó la mortalidad de las gramíneas perennes, desorganizó el sistema de montículos y aceleró la erosión con resultados que dependieron del tipo de suelo: estepas subarbuscivas sobre suelos con horizontes arcillosos en áreas de pérdida neta o estepas de invasoras psamófilas sobre áreas de acumulación de arena profunda.

Hipótesis específicas y predicciones

Hipótesis específica 1: En el pasado los suelos de la Estepa Magallánica Seca eran un mosaico de suelos arenosos y arcillosos, que fueron cubiertos por deposición eólica por un manto arenoso. Este nuevo material sufrió distintos grados de pedogénesis y dio origen a los suelos actuales que tienen un horizonte superficial (A) altamente susceptible al transporte eólico. La pérdida de suelo por erosión eólica puede exponer en

superficie los antiguos suelos, que tienen otras propiedades edáficas y determinan cambios en la vegetación.

Predicción 1: La degradación del suelo por erosión eólica será más severa en los Aridisoles que poseen un horizonte superficial de espesor reducido de textura arenosa y uno subsuperficial, arcilloso (argílico – B_t). En ellos se producirá un cambio textural por exposición de un horizonte B_t que se encuentra fuertemente estructurado y con un elevado contenido de arcilla. En los Entisoles, dominados por arenas a lo largo del todo el perfil, la pérdida de suelo o acumulación de arenas no conllevaría a un cambio textural y por lo tanto la calidad y morfología de estos suelos se verán menos afectados.

Hipótesis específica 2: El tipo de suelo determina si predomina la pérdida o la acumulación de sedimentos, e influye en el tipo de Transiciones de la estepa gramínea original: Suelos con B_t próximo a la superficie darán lugar a estepas subarborescentes, mientras que los suelos arenosos en profundidad darán lugar a estepas gramíneas de psamófilas.

Predicción 2: La degradación de la vegetación sobre suelos que poseen horizonte argílico (B_t) en profundidad por reducción o pérdida del horizonte superficial dará lugar a estepas subarborescentes. En los suelos sin B_t o cuando éste se encuentra a mayor profundidad, la vegetación dará lugar a estepas gramíneas de *Pappostipa*.

Hipótesis específica 3: Las elevadas presiones de pastoreo reducen la cobertura vegetal y la densidad de gramíneas medianas (coirones) que generan montículos, elementos rugosos que mantienen la estructura fuente-sumidero y aceleran la erosión eólica.

Predicción 3.1 La presión de pastoreo reducirá la cobertura vegetal total, en particular, la de *Festuca gracillima*, y acelerará la erosión de los suelos.

Predicción 3.2 La disminución de la cobertura vegetal se reflejará en un aumento en la velocidad de viento en la superficie del suelo.

Predicción 3.3 El aumento de la velocidad de viento en la superficie generará una mayor pérdida y menor capacidad de captura de sedimentos en áreas pastoreadas.

Descripción del área de estudio

Descripción de Patagonia

La Patagonia es un extenso territorio que comprende las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Ocupa, aproximadamente, 787.000 km² lo que representa el 28% de la Argentina continental (Figura 1.2).

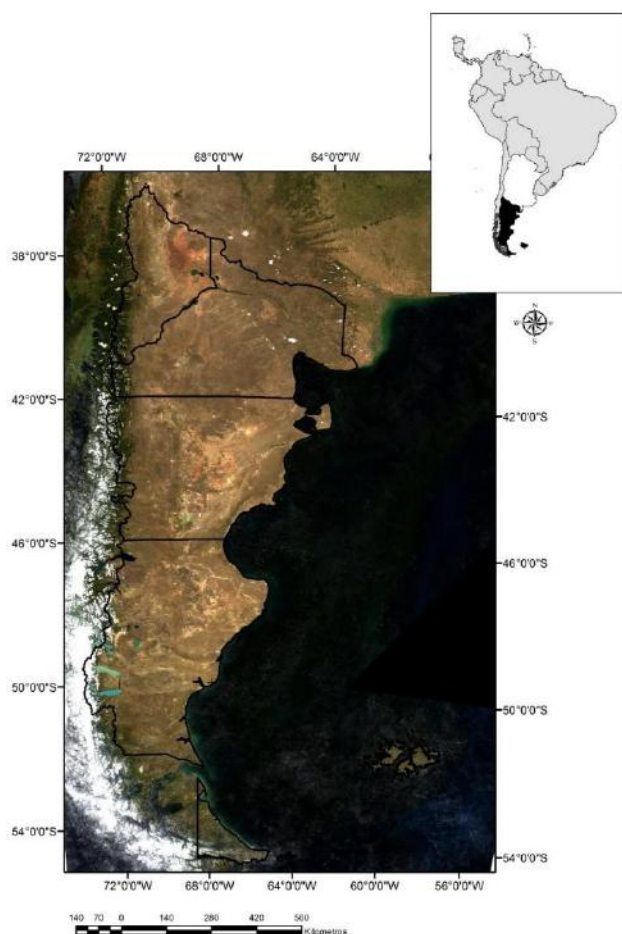


Figura 1.2. Patagonia. En el mapa de arriba: en gris Sudamérica, en blanco la Argentina y en negro la Patagonia. En el mapa principal: las líneas negras indican los límites políticos de las provincias que forman parte de Patagonia. Imagen MOD09A1 (promedio de imágenes del 01.12.2017 a 25.02.2018). Bandas RGB. Google Earth Engine. Fuente: Laboratorio de Teledetección de la EEA Santa Cruz.

El clima, como en la mayoría de los ambientes semiáridos, está caracterizado por precipitaciones escasas y variables (Noy-Meir 1973) y modelado por dos grandes gradientes (Paruelo et al. 1998): uno de precipitaciones decrecientes de oeste-este y otro, de temperatura decreciente desde el noreste-sudoeste ligada a la latitud y altitud. La distribución estacional de la precipitación corresponde a un régimen mediterráneo en el centro-norte, con un período estival seco, inviernos húmedos (verano: $P/ETP < 1$, invierno: $P/ETP > 1$), y lluvias concentradas en tormentas que aportan gran volumen de agua (Sala et al. 1992, Golluscio et al. 1998). Hacia el sur, disminuye la influencia de la Cordillera de los Andes y la región adquiere características marítimas (Paruelo et al. 1998), con precipitaciones de variabilidad interanual relativamente baja, del orden del 30% (Oliva et al. 2015) que se distribuyen en forma uniforme en eventos de poco volumen (menores a 5 mm) a lo largo del año (Ferrante et al. 2014).

Descripción de la Estepa Magallánica Seca

La Estepa Magallánica Seca (Oliva et al. 2001b, Bran et al. 2005) ocupa unas 1,2 M ha en el sudeste de la Región Patagónica, entre los 51 y 52° de latitud Sur (Figura 1.3). Esta porción austral de Sudamérica posee un clima singular, incluido en el sistema climático subpolar del Hemisferio Sur. El hielo Antártico es aquí el principal factor controlante del clima y las características del régimen de precipitaciones dependen de la circulación atmosférica, la influencia del Océano y del relieve continental (Burgos 1985).

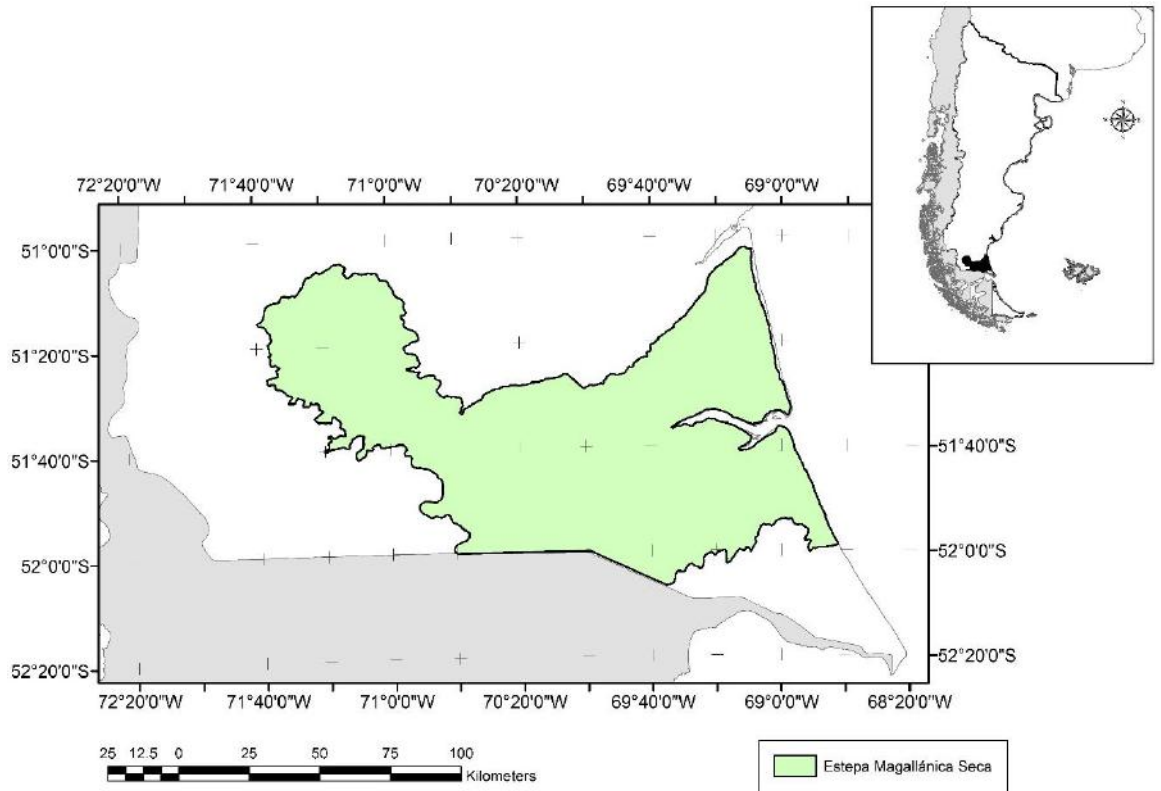


Figura 1.3. Ubicación de la Estepa Magallánica Seca en el sur de la Patagonia. En el mapa de arriba: en negro se resalta la Estepa Magallánica Seca en el marco de Patagonia. En el mapa principal: en verde se muestra la Estepa Magallánica Seca, y en gris, Chile.

La precipitación media anual varía entre 170 y 270 mm (De Fina et al. 1968) (Figura 1.4a) y presenta una leve concentración estival (Ferrante et al. 2014) (Figura 1.4b y Cuadro 1.1).

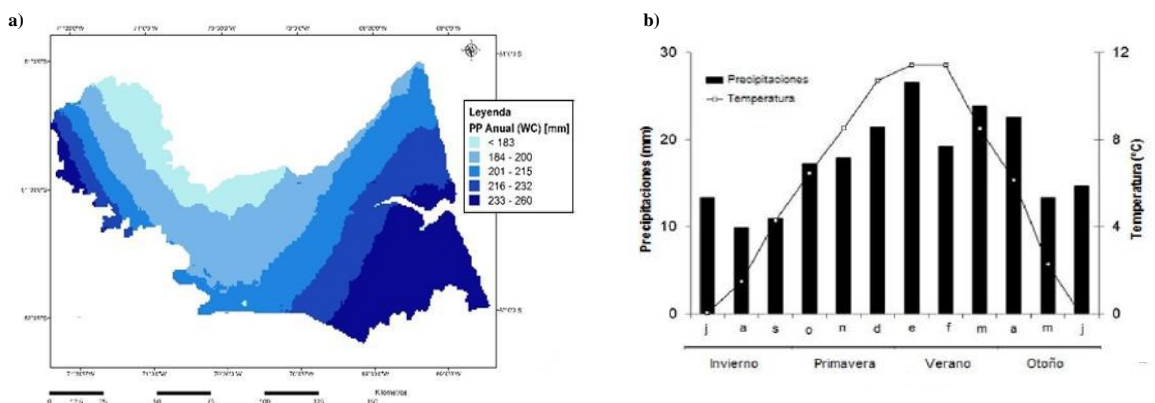


Figura 1.4. a) Mapa de precipitaciones medias anuales para la Estepa Magallánica Seca (Fick y Hijmans 2017). La intensidad del color azul crece con el aumento de las precipitaciones. b) Climograma que muestra temperatura y precipitación media mensual de Potrok Aike, el Campo Experimental de la EEA Santa Cruz (establecimiento que se ubica en la Estepa Magallánica Seca) en el período 2001-2007 (Ferrante et al. 2014).

El 90% de la precipitación se presenta en eventos pequeños, menores a 5 mm (Ferrante et al. 2004), en cambio los eventos >20 mm son muy poco frecuentes. Las temperaturas medias oscilan de 10 a 12°C en verano para toda la porción oeste, mientras que en el este van de 12 a 14°C. Las temperaturas mínimas anuales se mantienen en un rango de 0 a 2° C para todo el área (De Fina et al. 1968). Los vientos son persistentes y predominantemente de dirección sudoeste, con una velocidad media de 15 a 22 km/h, con máximas entre septiembre-enero (Burgos 1985, Beltrán 1997, Mayr et al. 2007). Producto del viento la sensación térmica promedio anual es de entre 7,4 a 7,8°C (Burgos 1985, Coronato 1993). Para el área en estudio, Burgos (1985) estima una evaporación potencial de 550 mm que genera un déficit hídrico (método Thornthwaite-Mather) de 310 mm.

En el Mapa Geológico de la Estepa Magallánica Seca se ubica en el sector austral de la provincia geológica de la Meseta Patagónica (Ramos 1999), que corresponde a la cuenca de Magallanes o Austral (Biddle et al. 1986). Posee depósitos mesozoicos y cenozoicos y en algunos sectores afloran depósitos marinos y continentales del Cretácico superior y el Cenozoico. Al sur de la Meseta Patagónica Austral, durante el Plio-pleistoceno, grandes depósitos de rodados patagónicos cubrieron las mesetas de basalto que luego fueron disectadas por amplios valles con depósitos glaciares y fluvio-glaciares (Ramos 1999), sobre los que se desarrolló un importante campo volcánico basáltico alcalino denominado Pali Aike de edad Plio-pleistocena (Skewes y Stern 1979).

La vegetación dominante corresponde a una estepa herbácea con cobertura vegetal que oscila entre el 50-70%, dominada por *Festuca gracillima*, una gramínea perenne de mediano porte. La historia de uso ganadero de la región comienza en 1886 con la introducción de ovinos (Barbería 1995) que dieron lugar a estancias que en promedio

tenían unas 20.000 has. Las existencias ovinas aumentaron rápidamente, y alcanzaron un número estable a principios del siglo XX. La práctica inicial de manejo fue el pastoreo continuo que se ha mantenido casi sin cambios hasta la actualidad (Barbería 1995). Las elevadas cargas de pastoreo de entre 0,50 a 0,70 equivalentes ovinos (EO)/ha (Oliva et al. 2012), típicas de la primera mitad del siglo XX, fueron cayendo hasta las actuales, que promedian 0,35 EO/ha. Actualmente 47 establecimientos ganaderos ocupan el área. Si bien no hay descripciones de la situación original se asume que el pastoreo ovino provocó distintos grados de disturbio en la comunidad vegetal y el ambiente y generó deterioro generalizado. En base a estudios comparativos del estado actual y de la historia de uso reciente Borrelli et al. (1984) y Borrelli et al. (1988) describieron y propusieron que las áreas sobrepastoreadas de estas estepas pasaron a ser dominadas por los subarbustos *Nardophyllum bryoides* o *Nassauvia ulicina*. Además, propusieron que el 70% de la superficie de la Estepa Magallánica Seca se encontraba en estado regular o malo. Tendencias similares fueron descritas por otros autores (Anchorena 1985, Faggi y Roig 1985, Roig et al. 1985).

Organización de la Tesis

La presente tesis está compuesta por 5 capítulos. En el presente Capítulo se expone el marco teórico y problema de estudio, en los que se basa la investigación. Asimismo, se presenta el área de estudio, se describen de manera amplia las características desde una escala regional (Patagonia) a la local (Estepa Magallánica Seca). Los Capítulos 2 al 3 están compuestos por: una introducción, en la cual se describe el marco teórico en el que se basa cada capítulo; las metodologías utilizadas; los resultados obtenidos; la discusión de los resultados y las conclusiones. En el Capítulo 2 se cartografían y caracterizan variables del suelo de la Estepa Magallánica Seca que influyen en la susceptibilidad a la erosión eólica y podrían determinar las

Transiciones entre los Estados de la vegetación. En el Capítulo 3 se caracteriza la vegetación del área de estudio mediante relevamientos que permitieron clasificar y mapear las principales comunidades e interpretarlas en función de los Modelos de Estados y Transiciones. Se propuso un nuevo Modelo de Estados y Transiciones para la Estepa Magallánica Seca que incluye Estados que no fueron descriptos previamente y Transiciones producto de acumulación erosiva que no habían sido considerados. En el Capítulo 4, se analizaron los resultados de los ensayos con colectores en “parcelas de erosión” que estiman el transporte de sedimentos en condiciones naturales de viento. Se realizaron también experiencias con un túnel de viento portátil en parcelas con distintas coberturas vegetales generadas por el pastoreo y por manipulación experimental de los elementos rugosos. Se evaluó en cada caso la pérdida o captura de sedimentos y las modificaciones del perfil de viento, y se interpretó el posible efecto de la modificación de la vegetación en las Transiciones descriptas entre Estados a escala regional. Finalmente, en el Capítulo 5 (Discusión General) se sintetizan e integran los resultados obtenidos en los capítulos previos.

Capítulo 2: Suelos de la Estepa Magallánica Seca en relación a la susceptibilidad a la erosión eólica

Introducción

Diversos autores han clasificado los suelos de Patagonia. La mayoría de los estudios han sido a escala local (Laya 1975, Laya 1976, del Valle 1978, Imbellone y Ferrer 1980, Laya 1981, Rostagno 1981, Laya y Plumkett 1983, del Valle 1988, Rostagno et al. 1991) o provincial (Laya 1975, del Valle 1988, Ferrer et al. 1990, Godagnone y Humano 1990). Estos relevamientos se integraron a nivel regional en el Atlas de Suelo de la Argentina (INTA 1990), en el que se identificaron 9 de los 12 órdenes descritos en la Staff (2010): Aridisoles, Entisoles, Molisoles, Andisoles, Inceptisoles, Alfisoles, Spodosoles, Vertisoles y Histosoles (Figura 2.1).

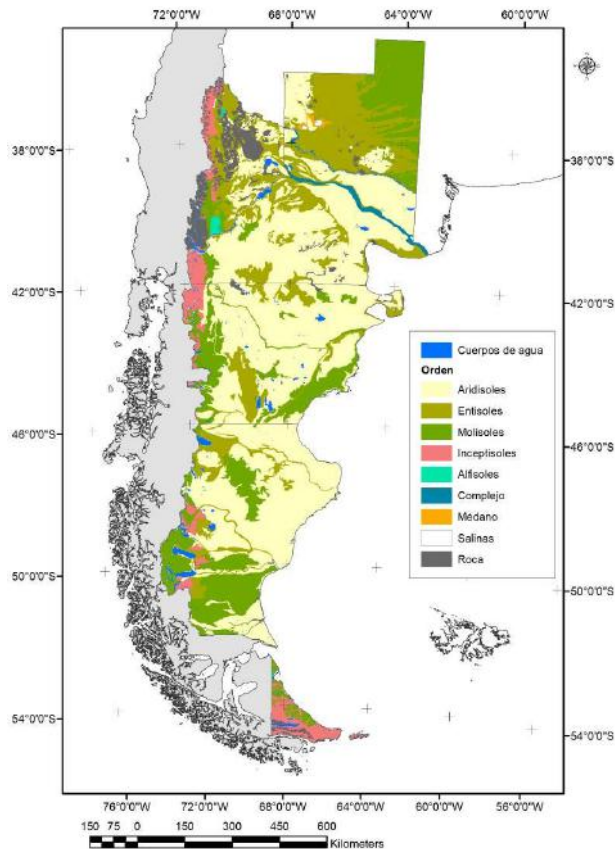


Figura 2.1. Mapa de suelos a nivel de Orden de la Patagonia (INTA 1990). Cada color representa un Orden de suelo. Fuente: Laboratorio de Teledetección INTA EEA Santa Cruz.

Los *Aridisoles* ocupan casi la mitad de la región y son característicos de climas secos. Se presentan 6 subórdenes: Argides, Calcides, Cambides, Durides, Gypsides y Salides. En orden de dominancia siguen los *Entisoles* (22%), son suelos de incipiente evolución. Son 4 los subórdenes en Patagonia: Aquentes, Fluventes, Orthentes y Psammentes. Los Orthentes, suelos desarrollados sobre superficies recientemente erosionadas, son los Entisoles más frecuentes (del Valle 1998). Los *Molisoles* ocupan el 13% de Patagonia, se han desarrollado sobre materiales del Cuaternario no consolidados (del Valle 1998). Los subórdenes representativos son: Alboles, Aquoles, Cryoles, Udoles, Ustoles y Xeroles. En Patagonia, los *Inceptisoles* apenas alcanzan el 1% y son comunes en las partes húmedas y subhúmedas. Vallerini y Marcolín (1976) reconocieron Inceptisoles en Santa Cruz de los subórdenes: Aqueptes, Cryeptes y Udeptes. En la región, existen Órdenes que ocupan menos del 0,5% como *Alfisoles*, *Histosoles* y *Vertisoles*.

En el sur de la región, en el área de la Estepa Magallánica Seca, el primer relevamiento fue realizado por Paul (1945, inédito). Auer (1950) y Papadakis et al. (1962) publicaron breves reseñas. En la década del 70 Wijnhoud y Sourrouile (1972) realizaron un informe “Suelos del área de Río Gallegos-Río Turbio” y en 1990, Salazar Lea Plaza y Godagnone relevaron la provincia de Santa Cruz a escala 1: 1.000.000. En este mismo año se publicó el Mapa de Suelos de la Cuenca del Río Coyle, escala 1:250.000 (Godagnone y Humano 1990). Lamoreux et al. (2004) por otra parte, describieron los suelos del Campo Experimental Potrok Aike a escala 1:40.000, incluidos en la Estepa Magallánica Seca.

En esta región austral los procesos fluviales, glaciales y volcánicos han sido los dominantes. Al norte del río Gallegos, los suelos han evolucionado a partir de un manto de sedimentos fluviales Pliocenos/Pleistocenos (rodados patagónicos). Estos depósitos cubrieron sedimentos terciarios continentales que presentaban horizontes arcillosos de

una avanzada meteorización en el pasado. Hacia el suroeste los suelos se han formado a partir de depósitos glaciales del Pleistoceno superior, son de textura no muy gruesa y de drenaje imperfecto. Evidencian una moderada meteorización en un paisaje de origen relativamente reciente. En el centro-sur del área, la deposición de gravas en terrazas producto de la post glaciación y la actividad volcánica, constituyen los principales sustratos que dieron origen a litosoles y suelos esqueléticos, con meteorización física. Otro proceso propio de esta región austral fue el congelamiento-descongelamiento (criogénesis) que generó micro relieves en forma de túmulos por el relleno de cuñas de hielo con materiales gruesos. Una angosta faja costera de la ría del Gallegos fue inundada en el pasado por las mareas y en ella se depositó una línea de gravas gruesas que dio lugar a un área de deposición de materiales más finos que constituyeron una terraza marina elevada. La lixiviación de estos materiales formó estructuras columnares en el perfil de suelo. Al sur del río Gallegos es frecuente encontrar “suelos enterrados” por deposición de materiales sobre suelos desarrollados en regímenes climáticos anteriores.

Salazar Lea Plaza y Godagnone (1990) y del Valle et al. (2002) utilizando los criterios de Soil Survey Manual (1951), indican para la Estepa Magallánica Seca que los Órdenes predominantes son los Aridisoles, seguidos por los Entisoles y los Alfisoles en combinación con Vertisoles. Los Molisoles se encuentran en el límite con la Estepa Magallánica Húmeda y la zona del Matorral de Mata Negra. Wijnhoud y Sourrouille (1972) estudiaron el área de la Estepa Magallánica con más detalle en una transecta desde Río Gallegos a Río Turbio y clasificaron el paisaje en unidades que denominaron “Land Systems”, que incluían suelos y geoformas (Figura 2.3). Definieron 17 Grupos de Suelos, la mayor parte de los cuales están representados en la Estepa Magallánica Seca. Los predominantes son: Punta Loyola, La Leona, Santacruzense, Los Frailes, Basalto,

Aluvial, Terrazas, Corpie Aike, Morenas, Sofía, Sección y San Antonio. A pesar de estos y otros numerosos aportes al estudio de los suelos del Sur de Santa Cruz que han sido relevados en esta introducción, la cartografía existente para la Estepa Magallánica Seca es incompleta y de pequeña escala y no permite una interpretación conjunta con los mapas de vegetación para evaluar posibles Transiciones por efecto de la erosión eólica que son el objetivo principal de esta Tesis. Una cartografía de suelos a escala 1:250.000 resulta valiosa además como herramienta para definir Sitios de Pastoreo en el manejo de pastizales o para orientar esfuerzos de implantación de pasturas en una de las pocas áreas de Patagonia que posee condiciones climáticas y edáficas favorables.

Objetivo

Cartografiar y caracterizar los suelos de la Estepa Magallánica Seca para evaluar la susceptibilidad a la erosión eólica que podría controlar Transiciones entre Estados.

Materiales y Métodos

Se utilizó para el mapa base un mosaico satelital compuesto por dos imágenes registradas por la serie satelital LANDSAT 8 con fechas 15 de diciembre de 2002 y 5 de mayo de 2002 y path-row 228/096 y 229/096 de cinco bandas. A partir de la interpretación visual de este mosaico y en base a la cartografía de suelos preexistente del área (Godagnone y Humano 1990, Salazar Lea Plaza y Godagnone 1990) se delimitaron Unidades Cartográficas, en base a rasgos de relieve, drenaje y vegetación. Se excluyeron los suelos de mallines. La descripción de los suelos de la Cuenca del río Coyle fue realizada en base al relevamiento existente de Godagnone y Humano (1990). En cada Unidad Cartográfica se realizó una calicata o pozo de observación. Se realizaron 31 calicatas y 13 pozos de observación. En las primeras se toman muestras de todos los horizontes para realizar determinaciones analíticas y en los pozos de

observación se describieron sitios y perfiles, sin tomar muestras analíticas ya que se consideró que comparten características con calicatas ya descritas (Figura 2.2 y Anexo 1).

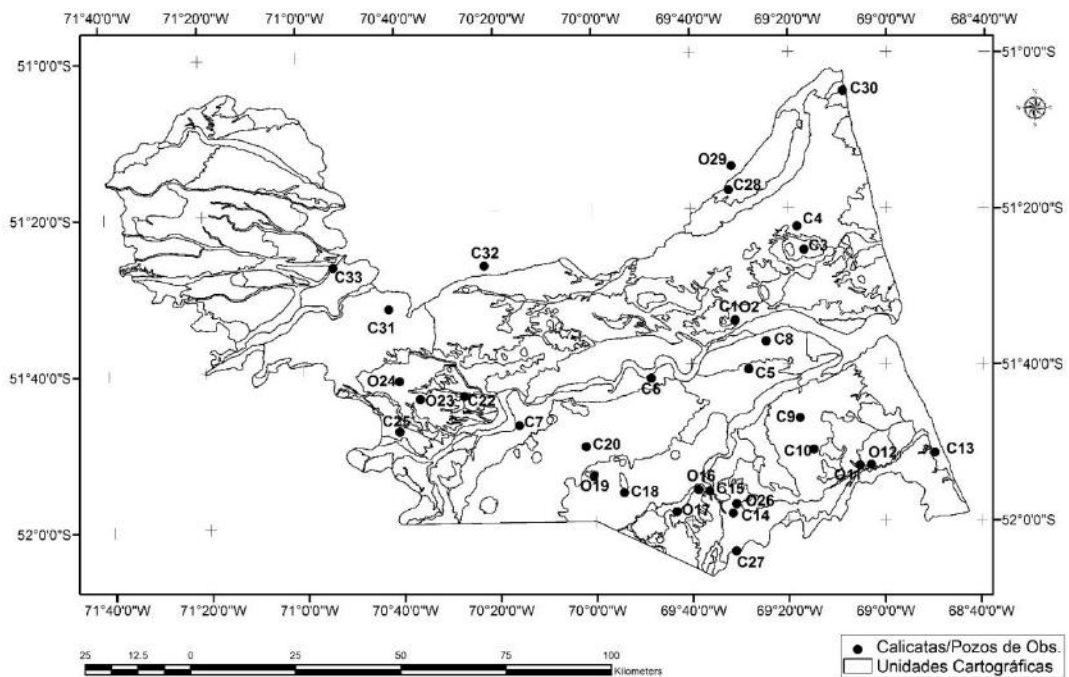


Figura 2.2. Sitios de relevamiento de suelos en la Estepa Magallánica Seca. Se representan las calicatas y pozos realizados para esta tesis. No se incluyen los puntos correspondientes al relevamiento de la cuenca del Río Coyle (1990) (recuadro), ya que no se encuentran referenciados geográficamente. La descripción de los perfiles de suelos se realizó según la metodología del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los EE.UU Soil Survey (2010). La letra C indica que es una calicata y la O una observación. Las líneas representan las Unidades Cartográficas obtenidas por interpretación visual sobre un mosaico satelital compuesto por dos imágenes registradas por la serie satelital LANDSAT 8 con fechas 15 de diciembre de 2002 y 5 de mayo de 2002 y path-row 228/096 y 229/096 de cinco bandas.

Los perfiles de suelo se describieron según la metodología definida por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los EE.UU Soil Survey (2010). La calicata o pozo de observación se realizaron de un metro de profundidad y en cada uno de ellos se registraron las características del sitio (% de pendiente, relieve, posición) para luego describir el perfil de suelo, definiendo límites entre horizontes, profundidades, textura, estructura, consistencia y presencia de raíces, moteados, concreciones y/o carbonatos. El patrón espacial de la vegetación en sitios

semiáridos y áridos que no tienen una cobertura vegetal completa genera heterogeneidad en las propiedades del suelo, especialmente en lo que respecta a materia orgánica y nutrientes (Burke et al. 1998). Esto se explica por la dinámica de acumulación en montículos, pero este “grano” del paisaje es en la Estepa Magallánica Seca muy fino, con áreas de interparches del orden de los 30 cm (Oliva et al. 2019). Las modificaciones del suelo son además superficiales (entre unos 5-15 cm). Las calicatas y pozos de observación por su longitud (60-70 cm) y profundidad (1 m) incluyeron esta heterogeneidad, por lo que fue posible captarla.. Se tomaron 69 muestras de los distintos horizontes de las calicatas. Las determinaciones analíticas fueron realizadas en el Laboratorio de Suelos del INTA Castelar sobre muestras previamente secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm. Se registró el peso y la composición de la fracción > 2mm (gravas, raíces, etc). Se determinó: densidad aparente (DA) mediante el método del cilindro (Blake y Hartge 1986); capacidad de campo (técnica de humedad equivalente); punto de marchitez permanente (olla de presión); carbono orgánico por método Walkley y Black (Nelson y Sommers 1982); fósforo disponible por método Olsen por colorimetría (Olsen y Dean 1965); nitrógeno total por método de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney 1982); textura por método de la Pipeta de Robinson (Gee y Or 2002); pH por método potenciométrico; Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (Rhoades 1982); sodio y potasio intercambiables por fotometría de llama (Knudsen et al. 1982); y calcio y magnesio intercambiables por complejometría con EDTA (Lanyon y Heald 1982).

Se definieron perfiles modales para las Unidades Cartográficas (UC) identificadas por (Godagnone et al. 2019) a partir de los cuales se clasificó taxonómicamente cada suelo al nivel de Familia según el sistema Soil Survey (2010). Se utilizó el software ArcGIS 10 para cartografiar los suelos a nivel de Gran Grupo. Se optó por este nivel taxonómico ya

que visualmente el producto obtenido fue claro y refleja la heterogeneidad de los suelos. Para la confección del mapa se consideró el Gran Grupo dominante de la Unidad Cartográfica y se utilizaron ambos en los casos de Unidades con partes iguales.

En base a los perfiles modales para las Unidades Cartográficas se confeccionaron mapas de espesor (cm), contenido de arenas totales (%) y carbono orgánico (%) del horizonte superficial (horizonte A) y presencia y profundidad del horizonte B_t. Para ello se asignaron los valores de los parámetros del suelo dominante de cada Unidad Cartográfica a los puntos muestreados con calicatas o pozos de observación. En el caso de las Unidades Cartográficas más extensas, se dividieron en polígonos de 10.000 ha, se generaron puntos en el centro de estos polígonos y se asociaron a los valores del perfil modal. El 11% de las Unidades Cartográficas presentaron codominancia de suelos y no fueron consideradas en este análisis. La interpolación se realizó por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. Los intervalos de interpolación fueron definidos según el parámetro analizado.

Resultados

Los suelos de la Estepa Magallánica Seca incluyeron 4 de los 12 Órdenes, con 10 Sub Órdenes, 15 Grandes Grupos y 24 Subgrupos (Cuadro 2.1).

Cuadro 2.1. Clasificación taxonómica de los suelos de la Estepa Magallánica Seca.

Orden	Suborden	Gran Grupo	Subgrupo	Suelo	
Aridisol	Argide	Haplargide	Haplargide típico	Haplargide típico, esquelética franca	
			Haplargide ústico	Haplargide ústico, esquelética franca	
			Haplargide xérico	Haplargide xérico, esquelética franca	
		Natrargide	Natrargide típico	Natrargide típico, esquelética arcillosa	
			Natrargide vértico	Natrargide vértico, esquelética fina	
			Natrargide xérico	Natrargide xérico, esquelética franca	
	Calcide	Haplocalcide	Paleargide	Paleargide xérico	Natrargide xérico, franca fina
				Paleargide ústico	Paleargide ústico, esquelética franca
	Cambide	Haplocambide	Haplocambide	Paleargide xérico	Paleargide xérico, fina
				Haplocalcide ústico	Haplocalcide ústico, franca gruesa
	Entisol	Ortente	Torriortente	Haplocambide típico	Haplocambide típico, esquelética franca
				Haplocambide ústico	Haplocambide ústico, franca gruesa
Criortente				Criortente típico, esquelética franca	
Fluvente		Ustifluvente	Torriortente	Torriortente tapto	Torriortente tapto árgico, esquelética franca
				Torriortente xérico	Torriortente xérico, esquelética franca
				Torriortente ústico	Torriortente ústico, esquelética franca
Psamente		Ustipsamente	Torriortente	Torriortente ústico lítico	Torriortente ústico lítico, esquelética franca
				Torriortente xérico	Torriortente xérico, esquelética franca
Inceptisol		Acuente	Halacuepte	Ustifluvente tapto árgico	Ustifluvente tapto árgico, esquelética franca
				Ustipsamente tapto nátrico	Ustipsamente tapto nátrico, arenosa franca fina
Molisol	Acuol	Haplacuepte	Halacuepte aérico	Halacuepte aérico, franca fina	
			Haplacuol	Haplacuol hístico, arenosa	
			Argiustol	Argiustol arídico, franca fina	
	Ustol	Haplustol	Natrustol	Haplustol lítico	Haplustol lítico, arenosa franca fina
				Natrustol arídico	Natrustol arídico, esquelética franca
	Xerol	Haploxerol	Haploxerol fluvéntico	Haploxerol fluvéntico, franco fina	

Los suelos pertenecientes al Orden de los Aridisoles son los predominantes con el 43% de la superficie y presentaron la mayor heterogeneidad taxonómica con

Subórdenes Argides y Cambides, ambos con horizontes subsuperficiales con elevados contenidos de arcilla (B_t y B_w , respectivamente) y Calcides con carbonato de calcio en profundidad. Los Entisoles ocuparon un 34% de la superficie representados en 3 Subórdenes: Fluventes (localizados en áreas fluviales, y en los cuales se distinguen las capas de sedimentos), Ortentes (suelos muy secos) y Psammentes (en los cuales predominan las arenas en el perfil). Los Molisoles ocupan menos del 16% del área de estudio e incluyeron 3 Subórdenes definidos por el régimen de humedad: Acuoles (en áreas más húmedas, próximas a mallines), Ustoles (con régimen de humedad ústico) y Xeroles (con régimen de humedad xérico). Los Inceptisoles ocuparon solamente el 4,7% y se localizaron en las áreas más húmedas del noroeste del área de estudio.

El mapa (Figura 2.3) representa la distribución de los 15 Grandes Grupos representativos, identificados en la Estepa Magallánica Seca. Los predominantes son los Torriortentes que ocupan el 17,5% y se localizan en las planicies y en la antigua terraza del río Gallegos. En orden de dominancia les siguen los Paleargides con 13,8%, asociados a planicies disectadas por vías de drenaje y los Natrargides con 11% en áreas deprimidas que suelen formar parte de cuencas arreicas en áreas de bajos sin salida. Los de menor superficie, con menos del 1,7%, fueron los Haplacuales, Haploxeroles y Haplocalcides, suelos que no fueron incluidos en la cartografía a esta escala.

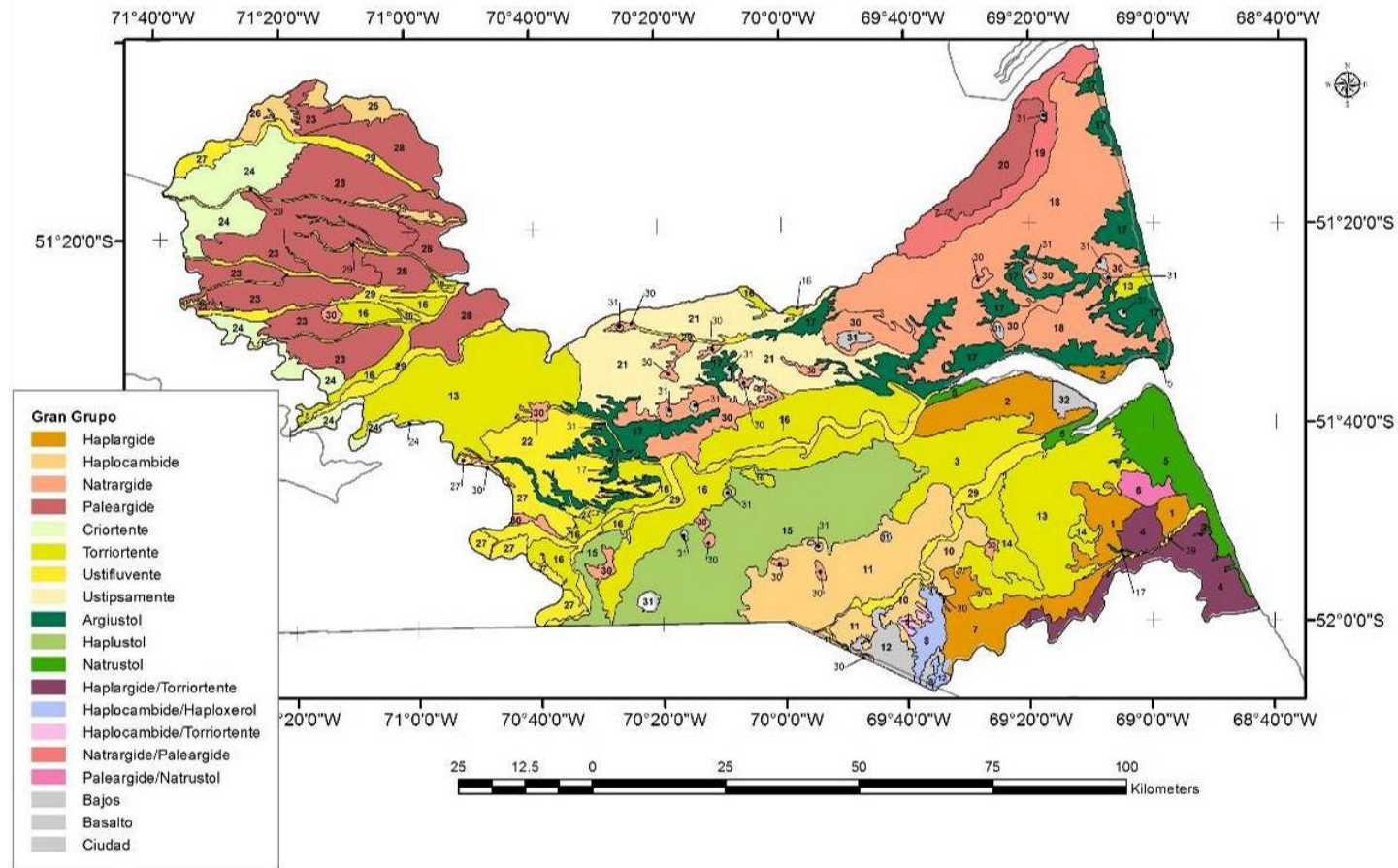


Figura 2.3. Mapa de suelos a nivel de Gran Grupo de la Estepa Magallánica Seca, a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. Los suelos se clasificaron taxonómicamente, según el sistema Soil Survey (2010) al nivel de Gran Grupo. Las Unidades Cartográficas están delimitadas y numeradas (Anexo 2). El color indica el Gran Grupo dominante de suelos. Análisis realizado con ArcGIS 10.

A nivel de familia, los *Torriortentes xéricos, esquelética franca* fueron los predominantes y ocuparon el 10% del área de estudio. En orden de dominancia les siguen los *Ustifluventes taptos árgicos, esquelética franca* y los *Paleargides ústicos, esquelética fina*. Los suelos menos frecuentes, que no superan el 0,5% del área de estudio son los *Haploxeroles fluvénticos, franco fina*, los *Torriortentes tauto árgicos, esquelética franca*, los *Torriortentes ústicos, esquelética franca* y los *Haplocalcides ústicos, franca gruesa* (Cuadro 2.2).

Cuadro 2.2. Suelos a nivel de familia y superficie (hectáreas y porcentaje del área total) en la Estepa Magallánica Seca.

Suelo	Hectáreas	%
Torriortente xérico, esquelética franca	122.291	10,6
Ustifluvente tauto árgico, esquelética franca	97.238	8,4
Paleargide ústico, esquelética fina	92.979	8
Torriortente ústico lítico, esquelética franca	89.125	7,7
Natrargide xérico, esquelética franca	80.596	6,9
Haplocambide típico, esquelética franca	78.971	6,8
Haplargide ústico, esquelética franca	78.277	6,7
Haplustol lítico, arenosa franca fina	77.811	6,7
Argiustol arídico, franca fina	76.128	6,6
Ustipsamente tauto nátrico, arenosa franca fina	62.750	5,4
Halacuepte aérico, franca fina	56.320	4,9
Paleargide xérico, fina	55.071	4,7
Natrargide xérico, franca fina	28.909	2,5
Haplargide xérico, esquelética franca	27.885	2,4
Natrústol arídico, esquelética franca	22.706	2
Paleargide ústico, esquelética franca	22.613	1,9
Criortente típico, esquelética franca	20.526	1,8
Natrargide típico, esquelética arcillosa	15.481	1,3
Haplargide típico, esquelética franca	14.344	1,2
Natrargide vértico, esquelética fina	10.672	0,9
Haplocambide ústico, franca gruesa	8.218	0,7
Haplacuol hístico, arenosa	8.210	0,7
Haploxerol fluvéntico, franco fina	4.301	0,4
Torriortente tauto árgico, esquelética franca	3.526	0,3
Torriortente ústico, esquelética franca	2.001	0,2
Haplocalcide ústico, franca gruesa	14.867	0,1

La mayor parte de los suelos de la Estepa Magallánica Seca poseen un horizonte A de espesor intermedio, entre 10-20 cm, en perfiles que taxonómicamente corresponden a Paleargides ústicos, Torriortentes ústicos líticos, Ustipsammentes taptó nátricos, Torriortentes xéricos, Haplargides ústicos y Haplargides típicos, la mayoría de ellos de texturas francas. Una proporción pequeña de suelos en el noreste del área tiene horizontes A someros, que no superan los 10 cm de espesor y corresponden a Paleargides ústicos y xéricos, y Natrargides xéricos y vérticos (Figura 2.4). Los horizontes A profundos (>20 cm) ocupan solamente el 8% de la Estepa Magallánica Seca y están en el límite con la Estepa Magallánica Húmeda, en la margen sur del río Gallegos y en sitios puntuales en el sector sur. Taxonómicamente corresponden a los Criortentes típicos y a los Argiustoles arídicos.

El 69% de los suelos de la Estepa Magallánica Seca poseen más del 70% de arenas en su horizonte superficial (Horizonte A). Solamente en el noroeste una pequeña porción que ocupa el 3% de la Estepa Magallánica Seca tiene horizontes A con menos del 50% de arenas. Los suelos con contenidos de arenas intermedios (50-70%) se localizan en el noroeste, al límite con la Estepa Magallánica Húmeda y en una porción del sector sur (Figura 2.5)

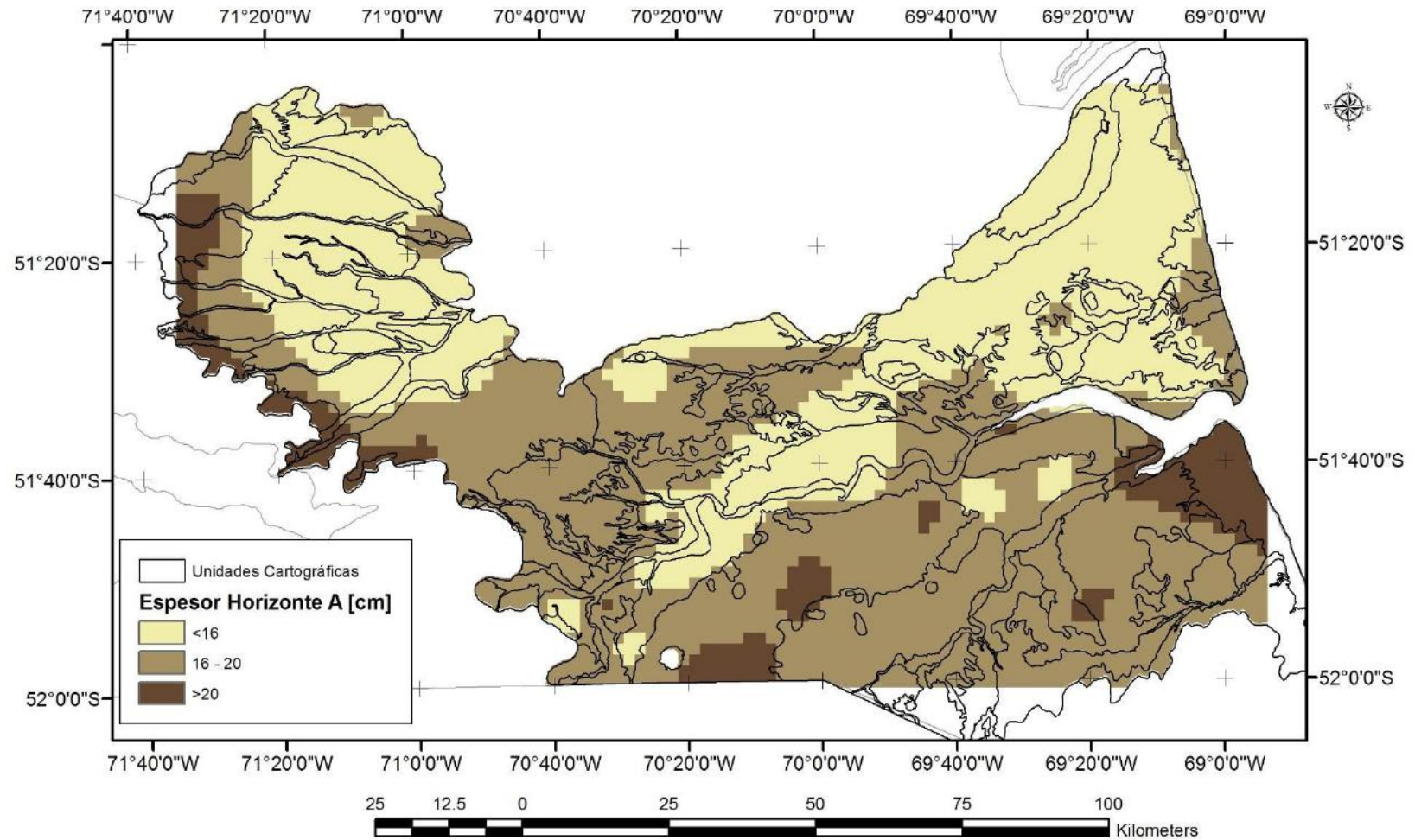


Figura 2.4. Espesor (cm) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el espesor del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con espesores menores a 16 cm, el marrón claro entre 16 y 20 cm y el marrón oscuro con más de 20 cm de espesor. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.

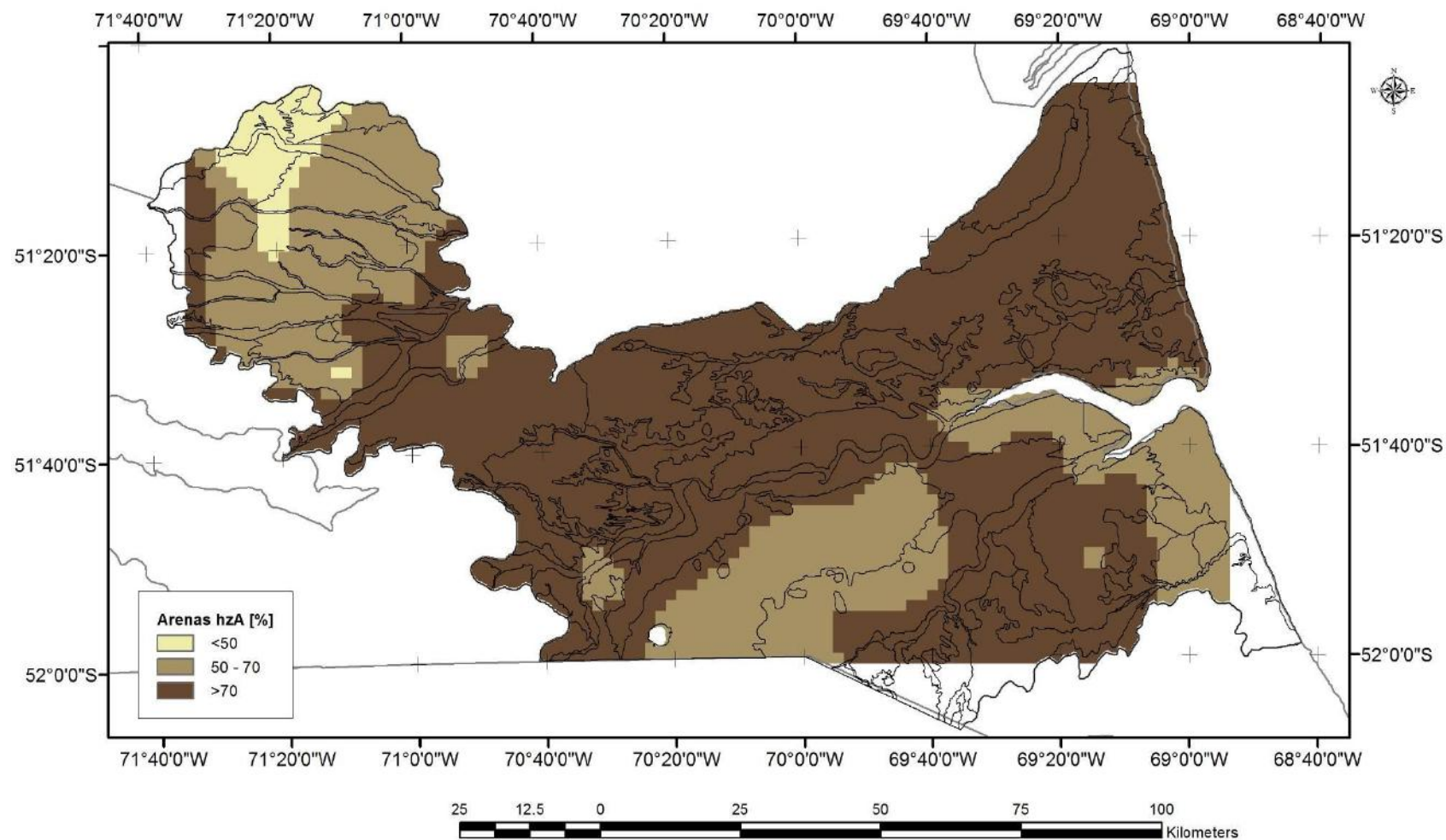


Figura 2.5. Contenido de arena total (%) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el % de arena total del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con contenido de arenas menores a 50 %, el marrón claro entre 50 y 70 % y el marrón oscuro con más de 70 % de arenas. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.

En el 60% del área de la Estepa Magallánica Seca los suelos poseen contenidos intermedios (1-2%) de carbono orgánico en el horizonte A y se distribuyen en el centro sur del área (Figura 2.6). Los suelos con menos del 1% de carbono orgánico dominan en el noreste y un área claramente definida en el centro de la Estepa Magallánica Seca. Los horizontes A con más del 2% de carbono orgánico predominan en el noroeste, al límite con la Estepa Magallánica Húmeda, en una estrecha franja, en el sector sur y en una pequeña área de la costa.

Aproximadamente la mitad (52%) de los suelos de la Estepa Magallánica Seca poseen un horizonte argílico (B_t) (Figura 2.7). La mayoría de los B_t se encuentran entre 20-50 cm de profundidad y ocupan el noroeste y centro de la Estepa Magallánica Seca. Los B_t están más próximos a la superficie (<20 cm) en el noreste del área, pero también se encuentran estos horizontes en el oeste y en el sur (Figura 2.7). Los suelos que no presentan B_t son los Torriortentes xéricos, Haplocambides típicos, Haploxeroles fluvénticos, Torriortentes ústicos líticos, Haplustoles líticos y Criortentes típicos.

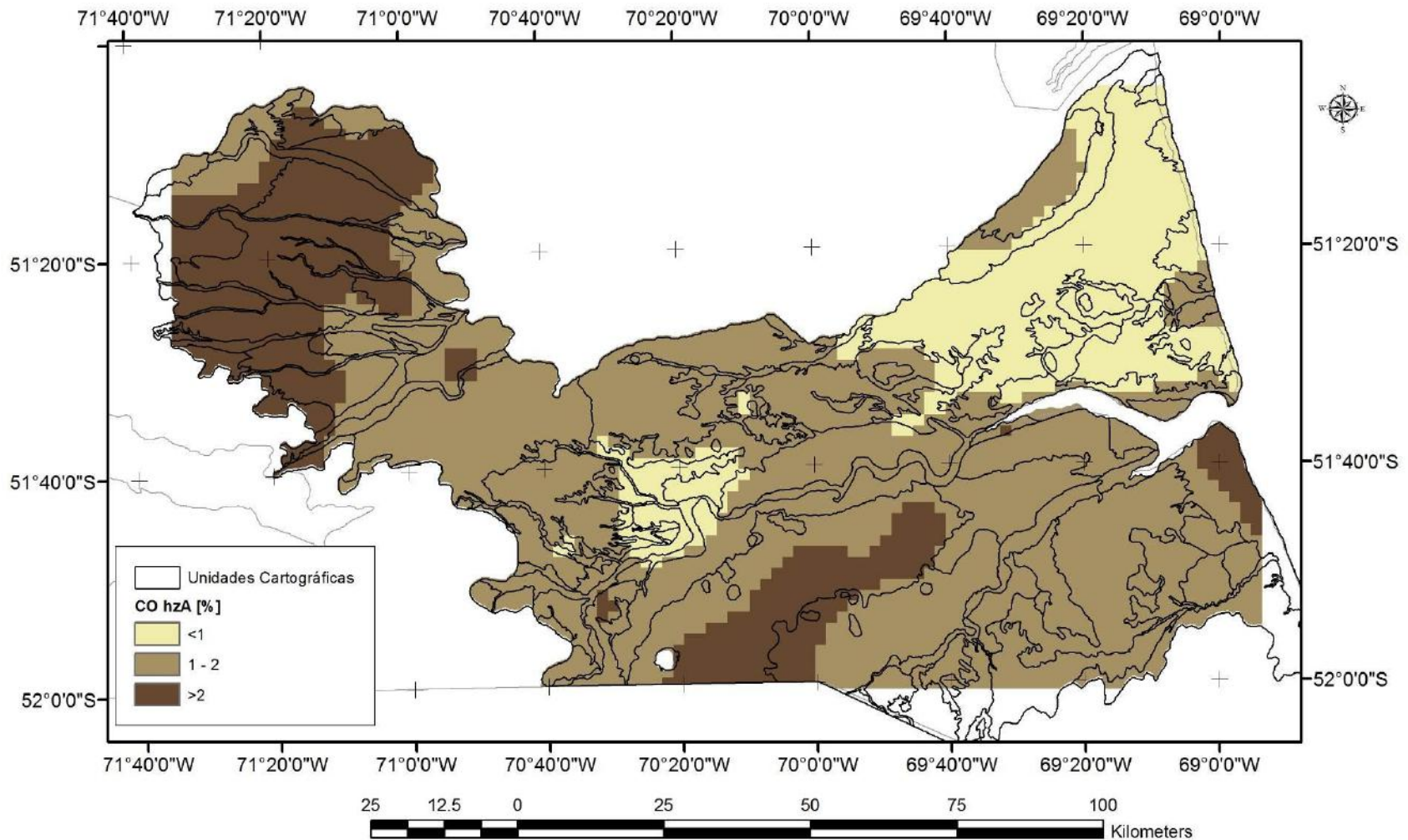


Figura 2.6. Contenido de carbono orgánico (%) del horizonte A de los suelos de la Estepa Magallánica Seca a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica el % de carbono orgánico del horizonte A del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color amarillo indica horizontes A con contenido de carbono orgánico menores a 1 %, el marrón claro entre 1 y 2 % y el marrón oscuro con más de 2 % de carbono orgánico. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.

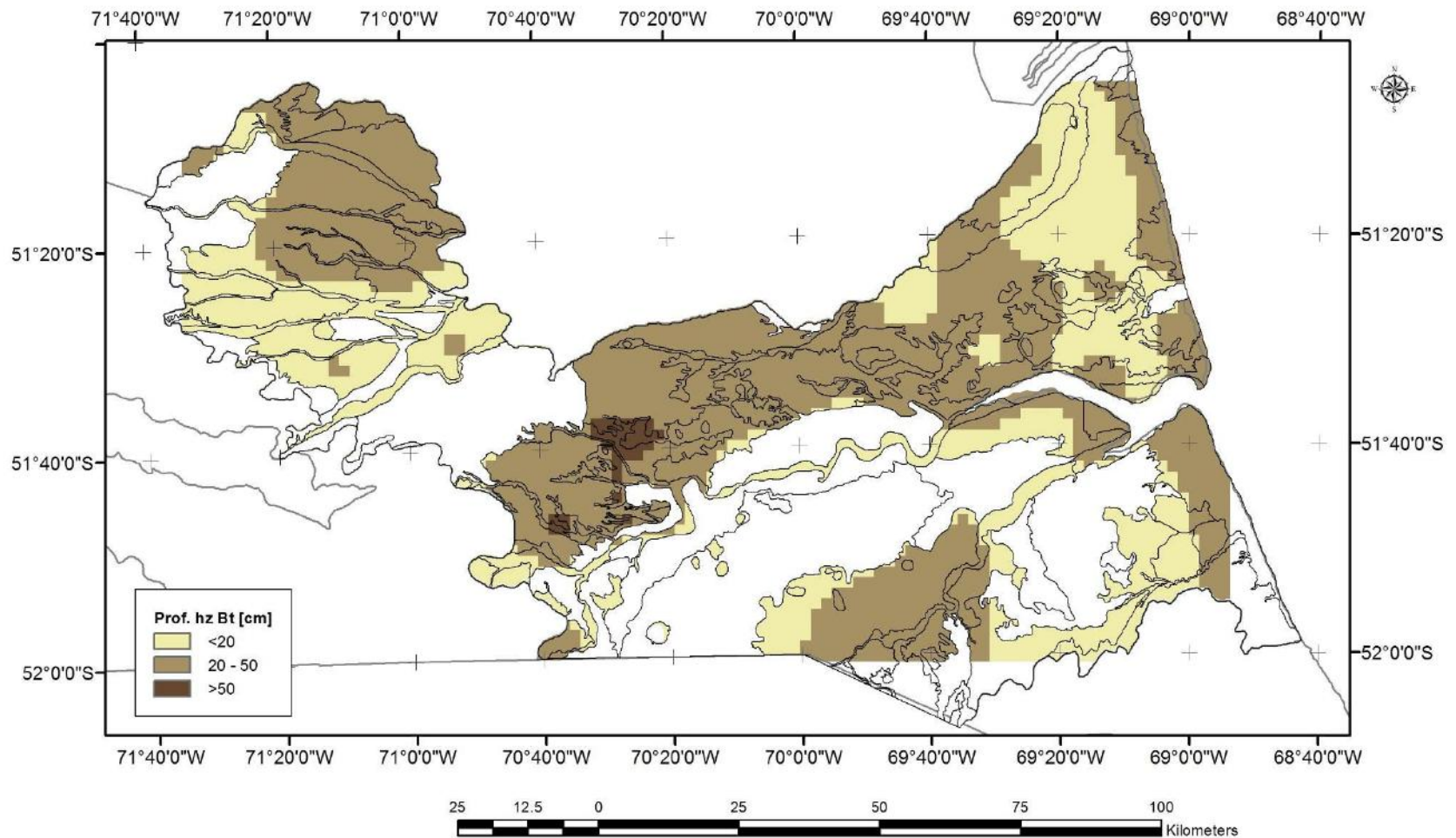


Figura 2.7. Presencia y profundidad (cm) a la que aparece el horizonte B_t , a partir de perfiles modales para las Unidades Cartográficas. El color indica la presencia y profundidad (cm) a la que aparece el horizonte B_t del suelo dominante. Las Unidades Cartográficas más extensas fueron subdivididas en polígonos de 10.000 ha, y se generaron puntos en el centro de estos polígonos asociados a los valores del perfil modal. Se realizó interpolación por el método Gridding mediante el procedimiento Kriging, ArcGIS 10. El color blanco indica que esos suelos no tienen horizonte B_t , en el amarillo se encuentra a menos de 20 cm de profundidad, el marrón claro entre 20 y 50 cm y el marrón oscuro a más de 50 cm de profundidad. Las líneas representan cada Unidad Cartográfica.

Discusión

La erodabilidad del suelo depende de propiedades intrínsecas como textura, mineralogía, y contenido de materia orgánica, que influyen en el tamaño y peso de los agregados y de las partículas individuales del suelo y su capacidad para retener la humedad (Smalley 1970, Breuninger et al. 1989). Para este trabajo, orientado al análisis de la susceptibilidad a la erosión, se seleccionaron como propiedades indicadoras; textura, espesor y contenido de carbono orgánico del horizonte superficial por un lado y distancia al horizonte B_t que constituye un impedimento físico para el desarrollo de la vegetación por otro. Aproximadamente la mitad de los suelos del área pertenecen al Orden de los Aridisoles y un tercio a los Entisoles (Cuadro 2.1) que, por su escaso desarrollo (poca capacidad para formar estructuras), son suelos altamente erosionables: susceptibles al desprendimiento y el transporte por agentes erosivos como el agua o el viento (Cook 1937, Bryan 1968, Houghton y Charman 1986). El escaso desarrollo de los suelos de la Estepa Magallánica Seca es evidente en el perfil al observar que predominan horizontes A de espesor intermedio (16-20 cm) y someros (menos de 16 cm de espesor) (Figura 2.4). Bakker et al. (2004), sostiene que los horizontes superficiales de poca profundidad disminuyen la productividad ya que reducen el volumen de exploración radicular y la capacidad del suelo para almacenar agua y nutrientes. Esto sería más notable en suelos con horizontes poco desarrollados en profundidad o que presentan limitantes físicas para el crecimiento radicular. Ambas situaciones ocurren en los suelos de la Estepa Magallánica Seca.

De acuerdo a los análisis, el 69% de los suelos poseen más del 70% de arenas en el horizonte superficial (Figura 2.5), un resultado similar al obtenido por Schenkel (2016) para 114 sitios de Santa Cruz (70% de arenas) y que caracteriza a las dos terceras partes

de los suelos de Patagonia (del Valle 1998). Probablemente estas texturas arenosas provengan de un manto de sedimentos eólicos que sepultaron distintos materiales parentales (Salazar 1998) al final de períodos glaciares. Las condiciones climáticas desde entonces no han favorecido los procesos de edafogénesis, y los depósitos han sufrido escasa evolución (Rostagno 1981).

En el relevamiento el 60% de los suelos de la Estepa Magallánica Seca presentó contenidos de carbono orgánico promedio de 1.67% (Figura 2.6). Schenkel (2016) analizaron el contenido de carbono orgánico en los suelos de Santa Cruz y encontraron para la Estepa Magallánica Seca un valor promedio de 1,5%, que resulta elevado en relación a otras Áreas Ecológicas, solamente por debajo de los valores de la Estepa Magallánica Húmeda (3,55%) y el Pastizal Subandino (1,90%). Estos valores coinciden con los obtenidos por Peri et al. (2018) y son elevados en el contexto de los suelos de Patagonia (del Valle 1998). Estos valores de carbono orgánico de la Estepa Magallánica Seca son 3 veces superiores a los de otros pastizales naturales templados (0,57%, (Fan et al. 2018)), probablemente porque el suelo permanece congelado durante el invierno, y sufre anaerobiosis parcial en primavera. Además, la mayor productividad y dominancia de gramíneas en la Estepa Magallánica Seca favorecen la calidad, cantidad y distribución de broza y raíces que dan lugar al carbono orgánico por degradación y mineralización (Vívianco 2006, Schenkel 2016) en relación a ecosistemas con dominancia de arbustos.

La mitad de los suelos de la Estepa Magallánica Seca poseen un horizonte B_t (con alto contenido de arcilla) en profundidad (Figura 2.7). Esta proporción es mayor que la descrita por del Valle (1998) para la Patagonia (25%). El proceso de lixiviación de arcillas que da lugar a este tipo de horizontes requiere de un régimen hídrico con contrastes estacionales de humedad que provea suficiente cantidad de agua para

producir iluviación de arcillas y períodos secos con desecación de microporos en horizontes subsuperficiales (Imbellone et al. 2010), un proceso que requiere además largos períodos de tiempo (Targulian y Krasilnikov 2007). Estos suelos tienen su origen en el pasado, en climas más húmedos que permitió la lixiviación y formación de horizontes argílicos, que luego por procesos erosivos perdieron el antiguo horizonte superficial. Posteriormente a la glaciación se depositó sobre estos suelos decapitados un material eólico, a partir del cual evoluciono al horizonte A actual.

En el noreste de la Estepa Magallánica Seca encontramos suelos pertenecientes al Gran Grupo de los Natrargides y Paleargides (Figura 2.3), dominantes en las unidades ambientales que Wijnhoud y Sourrouile (1972) definieron como los Land Systems Santacruzense y La Leona. El escaso espesor (<16 cm) (Figura 2.4), los bajos porcentajes de carbono orgánico (<1%) (Figura 2.6), y el elevado contenido de arenas (>70%) en los horizontes superiores (Figura 2.5) evidencian que, previo al disturbio por pastoreo que se introdujo a fines del siglo XIX, estos suelos tenían una elevada susceptibilidad a los agentes erosivos en relación al resto de la Estepa Magallánica Seca. Poseen también un horizonte B_t muy próximo a la superficie (<20 cm) (Figura 2.7), que por erosión puede quedar expuesto formando pavimentos, que reducen la capacidad de infiltración, aumentan la escorrentía y dificultan la instalación de semillas. Estas formaciones son comunes en Chubut (Rostagno et al. 2017) y en gran parte de la Patagonia y han sido considerados indicadores de erosión de suelos (Rostagno y Degorgue 2011). En estos suelos con B_t en profundidad y un horizonte superficial (horizonte A), la exposición del horizonte argílico en la superficie estaría indicando una degradación por pérdida de suelo producto de la erosión eólica y que, probablemente se acrecentó por las cargas ganaderas inadecuadas.

En el sur del Área Ecológica los suelos pertenecen a los Grandes Grupos de Torriortentes, Haplocambides, Haplargides, Haplustoles, Natrustoles y Haploxeroles (Figura 2.3) coincidentes con los Land Systems definidos por Wijnhoud and Sourrouile (1972) de Punta Loyola, Los Frailes, Basalto, Terrazas y Sofía. El horizonte superficial tiene un espesor de 16 a 20 cm (Figura 2.4), de 50 a 70 % de arenas y de 1 a 2% de carbono orgánico, valores intermedios para el área (Figura 2.5 y 2.6). Son en general de reciente formación a partir de depósitos glaciales que luego fueron sepultados por material eólico (Wijnhoud y Sourrouile 1972, Scalabrini Ortiz et al. 1985, Salazar 1998). Algunos sectores carecen de horizonte B_t o éste está presente a mayor profundidad (20-50 cm) (Figura 2.7). Un sector de este paisaje se originó sobre sustratos volcánicos, y dio lugar a Haplustoles líticos (Figura 2.3), que fueron descritos por Wijnhoud y Sourrouile (1972) como basaltos: poco profundos, pedregrosos y con rocas superficiales, condiciones que aumentan el déficit de humedad. Otro sector muy reducido, localizado al sur del río Gallegos, se desarrolló sobre Planicies Marinas y presenta horizontes superficiales con las mayores concentraciones de carbono orgánico (>2%) de la Estepa Magallánica Seca (Figura 2.5). Son Natrustoles (Figura 2.3), que también fueron descritos como suelos del grupo Punta Loyola por Wijnhoud and Sourrouile (1972) y presentan un horizonte B nátrico de fuerte estructura columnar y clase textural franco-arcilloso.

En general, en el centro y noroeste de la Estepa Magallánica Seca el horizonte A es de espesor intermedio (Figura 2.4), pero es más arenoso (>70% arenas) que el resto de los suelos (Figura 2.5). El horizonte B_t está ausente o es muy profundo (>20 cm) (Figura 2.7). Pertenecen a los Grandes Grupos de los Ustipsammentes, Torriortentes y Criortentes (Figura 2.3) y corresponden a los Land Systems: Morenas, Sofía y Corpie Aike de Wijnhoud and Sourrouile (1972). El sector centro es el de mayor aridez y

presenta menores contenidos de carbono orgánico en relación al noroeste, que tiene mayores precipitaciones y menores temperaturas (Figura 2.5).

Por las propiedades analizadas y según (Chepil 1961, Chepil et al. 1961) podemos considerar que los suelos de la Estepa Magallánica Seca son altamente susceptibles a la erosión eólica por ser muy arenosos en superficie, pero estarían estabilizados por altos contenidos de carbono orgánico en relación a otros suelos patagónicos, lo cual les permitiría formar agregados (Aimar 2016). Este horizonte relativamente estable podría ser movilizadado por procesos de erosión, con resultados que dependen del tipo de horizonte subsuperficial. Por un lado, en Aridisoles que presentan un horizonte argílico relativamente próximo a la superficie (Haplargides, Natrargides, Haplocambides, Natrustoles, Paleargides) la pérdida de suelo se podría estabilizar cuando éstos quedan expuestos formando pavimentos de erosión. Por otro, en los suelos que poseen horizonte B_t muy profundo como los Ustipsammentes o los que no lo tienen como los Torriortentes y Criortentes, el proceso no se estabilizaría luego de la movilización del horizonte A. La erosión eólica de los horizontes más profundos generaría una gran cantidad de material grueso que podría depositarse en forma inestable en otras partes del paisaje, induciendo a la degradación de la vegetación y a un nuevo ciclo de erosión.

En el Capítulo 3, en base a los resultados obtenidos del relevamiento de suelos se analizará la distribución de la vegetación e interpretación de las Transiciones entre Estados en función de los tipos de suelos.

Capítulo 3: Estados y Transiciones de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca

Introducción

La Estepa Magallánica Seca (Cabrera 1976, Anchorena 1978, Faggi 1985, Roig y Faggi 1985, Borrelli et al. 1987, Oliva et al. 2001b) es un área ecológica que se desarrolla en las márgenes norte del Estrecho de Magallanes. La cobertura vegetal oscila entre el 50-70%. *Festuca gracillima* domina con coberturas de hasta el 50%, y se asocia con *Nardophyllum bryoides*, un arbusto rastrero de bajo porte (Figura 3.1).



Figura 3.1 Aspecto de la Estepa Magallánica Seca. En la fotografía se observa una estepa gramínea dominada por una gramínea de tamaño medio: Festuca gracillima en un paisaje suavemente ondulado.

El análisis desde el punto de vista de grupos funcionales (MacMahon et al. 1981) de la Estepa Magallánica Seca muestra un grupo funcional “Coironal” constituido por *Festuca gracillima* y *Pappostipa chrysophylla*. Entre los parches de coirón se desarrollan gramíneas de bajo porte y gramínoideas, algunas de ellos palatables para el ganado y agrupadas en un grupo funcional “Pastos forrajeros”. Las especies más

comunes en este grupo son *Poa spiciformis*, *Bromus setifolius*, y *Rytidosperma virescens*. Las gramíneas de bajo porte y de bajo valor forrajero se agrupan en “Pastos no forrajeros” como *Carex andina*, *Festuca magellanica* o *Stipa ibari*. El cuarto grupo es el de “Subarbustos”, formado por leñosas rastreras o en cojín dominados por *Nardophyllum bryoides*, y en menor proporción *Nassauvia fuegiana*, *Perezia recurvata*, *Azorella fuegiana* y *Ephedra frustillata*. Los “Arbustos” son un grupo funcional muy reducido que se presentan en forma de individuos aislados de calafate (*Berberis heterophylla*) o mata negra (*Mulguraea tridens*). La vegetación no ocupa el total de la superficie, dejando áreas de suelo desnudo sujetas a la erosión. Estas áreas, típicas de los ambientes áridos y semiáridos, se denominan “interparches”. Los “parches” son áreas vegetadas que retienen los materiales movilizados que se intercalan con los interparches generando un patrón punteado (Ludwig y Tongway 1995, Aguiar y Sala 1999) (Figura 3.2).

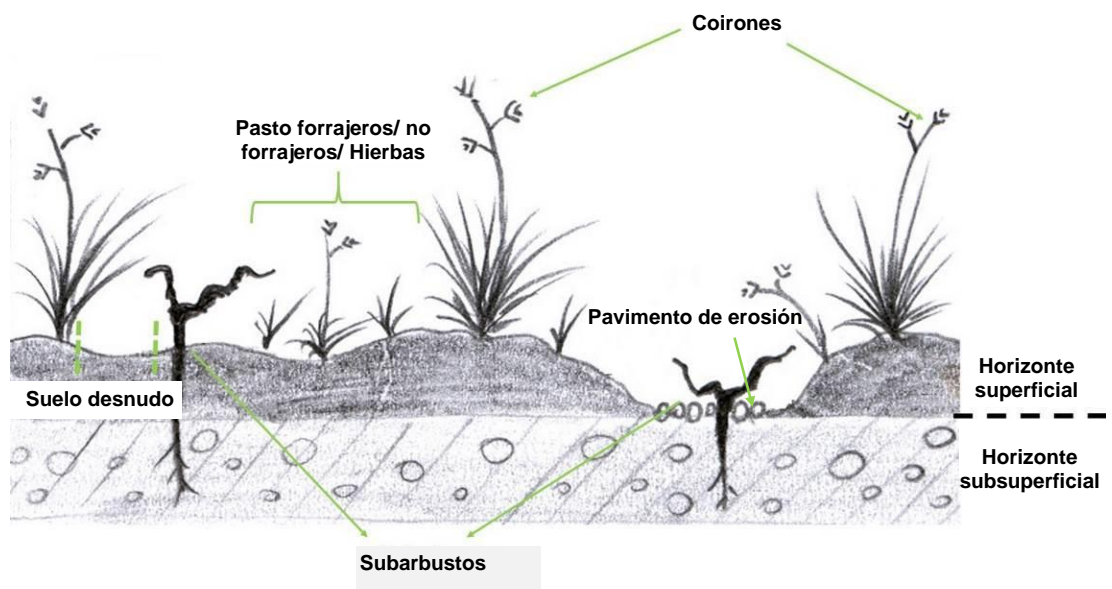


Figura 3.2. Cobertura del suelo en la Estepa Magallánica Seca. Se representan esquemáticamente los distintos Grupos funcionales, suelo desnudo, pavimento de erosión y los suelos formados por un horizonte superficial arenoso sobre uno subsuperficial, de textura arenosa o arcillosa.

Estados y transiciones

Los procesos y cambios en la comunidad vegetal asociados a la degradación de los pastizales han sido representados en Modelos de Estados y Transiciones (MEyT) (Westoby et al. 1989) que plantean que los pastizales exhiben múltiples Estados constituidos por comunidades vegetales relativamente estables en el tiempo y que pueden separarse de otros por diferencias en estructura vegetal, productividad y diversidad. Las pautas de manejo y las posibilidades de recuperación de áreas degradadas varían según el Estado (Bestelmeyer et al. 2003). El cambio entre Estados se denomina Transición, que puede ser reversible o no (Stringham et al. 2003). La irreversibilidad se produce cuando el sistema atraviesa umbrales (Friedel 1991, Laycock 1991). Para algunos autores, sin embargo, las transiciones entre Estados son siempre irreversibles, y ocurren cuando uno o más procesos ecosistémicos son alterados por factores externos. Estos a su vez catalizan cambios importantes en la estructura de la vegetación y propiedades del suelo que no se revierten con el solo hecho de alterar la intensidad o dirección de los factores que produjeron el cambio (Bestelmeyer et al. 2003). El proceso de recuperación de un estado degradado puede recapitular las transiciones originales o seguir un camino alternativo (Groffman et al. 2006, Searle et al. 2009). Stringham et al. (2003) denominan fases a los estados alternativos que se producen mediante transiciones reversibles. La elaboración de modelos de EyT requiere de un conocimiento de la heterogeneidad ambiental, específicamente, de las distintas geoformas, comunidades vegetales y tipos de suelos que sirvan de base para la delimitación de los sitios ecológicos. Estas diferencias en suelos, topografía, exposición y clima posiblemente son importantes fuentes de variación de la respuesta de la vegetación frente a los factores de disturbio.

Oliva y Borrelli (1993) desarrollaron un catálogo de Estados y Transiciones (Westoby et al. 1989) para la Estepa Magallánica Seca (Figura 3.3). En este modelo y partiendo de Coironales (pastizales cerrados de *Festuca gracillima*, Estado I), el pastoreo generaría Coironales abiertos con subarbustos (Estepa de *Festuca gracillima* y *Nardophyllum bryoides*, Estado II). Si la presión de pastoreo disminuye, aumentaría la proporción de pastos cortos y se produciría una transición reversible a un Coironal Abierto con Subarbustos y Pastos Cortos (Estado III). De lo contrario y bajo elevada presión de pastoreo el pastizal tomaría una fisonomía de Estepa Subarbusativa con *Nardophyllum bryoides* (Estado IV). Sería una transición irreversible, ya que en el caso de que disminuya la presión de pastoreo, se pasaría a un Estado alternativo, de Estepa Subarbusativa Graminosa con *Nardophyllum bryoides* y pastos cortos (Estado V), pero no se revertiría al Estado III. A partir de la Estepa Subarbusativa con *Nardophyllum bryoides* (Estado IV), y en sitios de intensos procesos de erosión y deposición de material, se generaría la transición final e irreversible a una Estepa Subarbusativa de *Nassauvia ulicina* y *Pappostipa chrysophylla* (Estado VI), con una cobertura muy baja o nula de *F. gracillima*, una elevada proporción de suelo desnudo y baja diversidad. El descanso de este tipo de pastizales muy degradados permitiría el aumento de cobertura de pastos cortos pero no se modificaría la estructura del pastizal ni su diversidad (Oliva et al. 2016b). En el desarrollo de este Modelo no se consideró la complejidad del paisaje y la heterogeneidad de los suelos. Además, solamente se realizó para un sitio o Land System, el Santacrucesense (Wijnhoud y Sourrouile 1972) que ocupa una quinta parte (250.000 ha) de la Estepa Magallánica Seca (Paruelo et al. 1993). Es de importancia para conocer y comprender la dinámica de la vegetación, la relación con el suelo y la erosión, ampliar el Modelo de Estados y Transiciones para toda la Estepa Magallánica Seca y realizar la cartografía de los Estados de la vegetación.

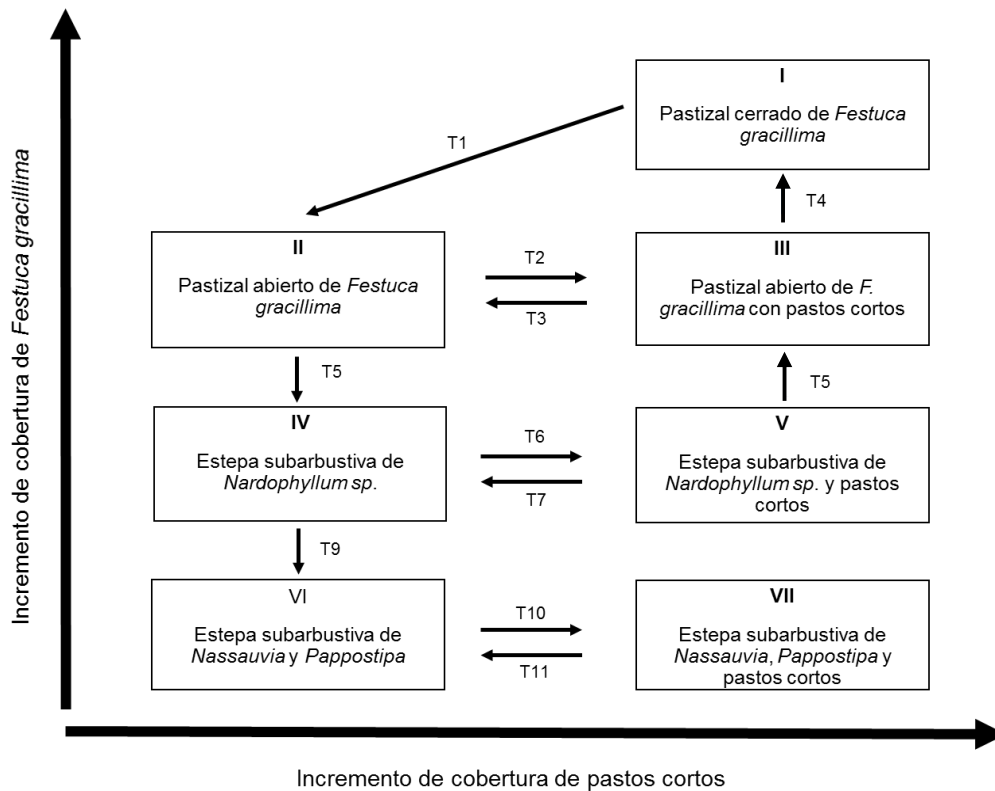


Figura 3.3. Esquema del Modelo de Estados y Transiciones para la Estepa Magallánica Seca de Oliva y Borrelli (1993).

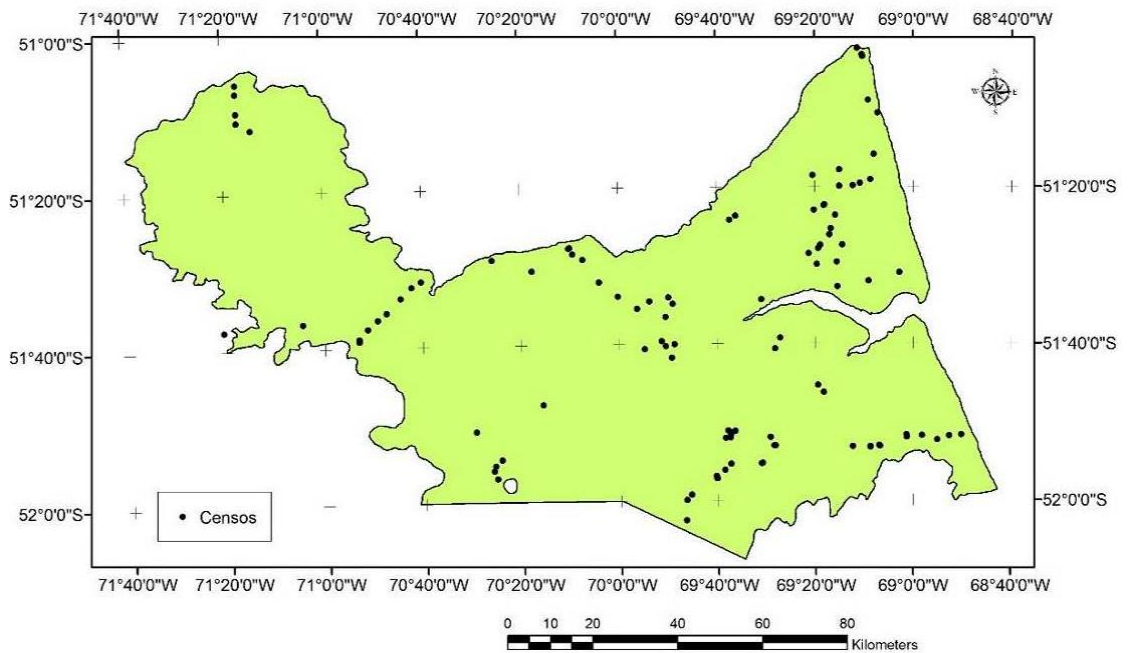
Objetivo

Realizar un relevamiento de vegetación de la Estepa Magallánica Seca, clasificar y mapear las principales comunidades e interpretarlas en función de Modelos de Estados y Transiciones poniendo especial énfasis en el rol de los suelos y los procesos erosivos en las Transiciones.

Materiales y métodos

El muestro se realizó a partir de la Clasificación No Supervisada, mediante el software ERDAS, de un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas. Se definieron 20 clases de manera automática. Se realizaron dos o más relevamientos en cada una de estas clases, y se intentó cubrir la distribución espacial de cada una de ellas (Figura 3.4). Las clases que

presentaron similitudes en sus relevamientos de vegetación fueron agrupadas en una sola. Los relevamientos que detectaron comunidades correspondientes a mallines y arbustales dominados por Mata Negra (*Mulguraea tridens*) y Mata Verde (*Lepidophyllum cupressiforme*) se excluyeron del estudio, ya que no corresponden al objetivo de estudio de esta Tesis. Se realizaron 85 censos de vegetación utilizando la metodología (Braun Blanquet 1932) y 18 monitores MARAS (Oliva et al. 2018), totalizando 103 censos (Anexo 3). La distribución de los censos dependió de las clases definidas en la clasificación no supervisada realizada previamente y del acceso (caminos y propietarios) a esos sitios de muestreo. Los pocos y dificultosos accesos incidieron en la linealidad del muestreo.



*Figura 3.4. Mapa de censos de vegetación en la Estepa Magallánica Seca. Los puntos indican los lugares en donde se realizaron los censos. Para realizar los censos se excluyeron mallines o arbustales dominados por *Mulguraea tridens* y *Lepidophyllum cupressiforme*. Las áreas con ausencia de censos corresponden a sitios azonales con roquedales o sitios atípicos.*

Los censos fueron clasificados utilizando las coberturas de los grupos funcionales y especies dominantes con las que se definen los Estados propuestos en el nuevo modelo

de EyT. En este modelo se plantean únicamente Transiciones consideradas irreversibles, o que requerirían una intervención de subsidios de energía importante.

- Coirones: *Festuca gracillima*. Se excluyeron los coirones amargos del genero *Pappostipa*, que se consideraron en forma separada.
- Subarbustos: Especies leñosas que no superan los 30 cm de altura y generalmente se presentan con hábito rastrero o en forma de cojines. Se excluyó *Nardophyllum bryoides*, y *Nassauvia ulicina*, subarbustos que se consideraron separadamente.
- *Nardophyllum bryoides*.
- *Nassauvia ulicina*.
- *Pappostipa chrysophylla*.

Se realizó un análisis de agrupamiento utilizando el conjunto de 103 censos mediante análisis de conglomerados a partir de una matriz de Distancia Braun Blanquet, utilizando el Método Promedio incluido en InfoStat (Di Rienzo et al. 2011).

Los grupos resultantes fueron comparados con los Estados de la Estepa Magallánica Seca definidos en Oliva y Borrelli (1993). Dado que no se encontró una correspondencia total entre la clasificación de los censos y el modelo, se construyó un modelo alternativo con Estados que incluye las principales comunidades vegetales observadas. A partir de esta clasificación se realizó una nueva tabla de descripción de valores de cobertura para los distintos grupos funcionales para cada Estado.

La cartografía del Modelo de EyT propuesto se realizó a partir de la selección del área de la Estepa Magallánica Seca a partir del mismo mosaico satelital de imágenes Landsat 8. Hubo una diferencia entre el muestreo y las fechas de toma de estas imágenes de entre uno y dos años, algo que no debería afectar los resultados ya que la vegetación de

estos sistemas es muy estable y los disturbios se manifiestan en escalas de décadas (Oliva et al. 1998). Mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Río Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo y se obtuvieron firmas espectrales combinando los AOI de los censos pertenecientes a un mismo Estado definido por el análisis de agrupamiento. Se definieron además AOI sobre clases especiales, consideradas áreas misceláneas, en la imagen: sombras, nubes, basalto, marismas costeras, lagunas, áreas de arbustales, caminos, pasturas implantadas. A partir de estas firmas espectrales (10 categorías y 1 que reunía categorías misceláneas observadas en la imagen) se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997).

El mapa resultante fue analizado mediante el cálculo de precisión total, de generación y de uso del mapa (Story y Congalton 1986). En la diagonal de esta matriz se consignó el número de puntos de verificación en los cuales la clasificación de censos en base al análisis de agrupamiento coincide con la clasificación de la imagen supervisada (Cuadro 3.1).

Cuadro 3.1. Ejemplo de matriz y cálculos para determinar la precisión de la generación y uso de mapas (Story y Congalton 1986)

Clasificación	Referencia			Total
	A	B	C	
A	28	14	15	57
B	1	15	5	21
Clasificación	1	1	20	22
Total	30	30	40	100

Suma de la diagonal principal (SDP)=63

Precisión total= SDP / Datos totales = 63/100 = 63 %

Precisión del uso			Precisión de la generación		
A=	28/57	49%	A=	28/30	93%
B=	15/21	71%	B=	15/30	50%
C=	20/22	91%	C=	20/40	50%

En el análisis de los relevamientos de vegetación que derivó en el Modelo de EyT propuesto, la presencia de una de las especies invasoras: *Pappostipa chrysophylla* y *Nardophyllum bryoides* conllevaba a la ausencia de la otra. En algunos casos se observó la coexistencia de ambas con una notable disminución de *Festuca gracillima*. Es por ello que se decidió cartografiar esta distribución de las especies invasoras. Los censos fueron ordenados de acuerdo a la cobertura de *Pappostipa chrysophylla* o *Nardophyllum bryoides* y se agruparon en 5 (*Pappostipa*) o 6 (*Nardophyllum*) rangos. En base a las mismas imágenes, se renombraron los AOI correspondientes a cada censo de acuerdo a estos rangos. Los AOI pertenecientes a las clases especiales de la imagen se consideraron como 0% de cobertura para ambos. Se obtuvieron firmas espectrales de los AOI agrupados de esta manera. A partir de estas firmas espectrales se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997).

Resultados

Descripción florística

La lista florística total de la EMS incluyó 109 taxones; 18 plantas no fueron identificadas a nivel de especie, pero sí a nivel de género. Los taxones fueron agrupados en Grupos funcionales en relación a aspectos ecológicos y productivos. El de Hierbas fue el más diverso en especies (Cuadro 3.2), seguido por el de Subarbustos y del de Pastos forrajeros. Desde el punto de vista de la cobertura, los Grupos funcionales dominantes fueron Pastos forrajeros y Coirones, ambos con alrededor del 20%. Los pastos no forrajeros presentaron menor diversidad y menor cobertura.

Cuadro 3.2. Cantidad de especies y la cobertura promedio (%) por grupo funcional (descripción de los grupos funcionales en Introducción)

Grupo funcional	Cantidad de taxones	Cobertura promedio (%)
Arbustos	5	0,7
Coirones	6	19
Hierbas	43	5
Pastos forrajeros	20	20
Pastos no forrajeros	3	2,5
Subarbustos	32	14

El 92% de los taxones son perennes. El 83% son endémicos, el 9,2% nativos no endémicos y los restantes son adventicios/introducidos (Zuloaga et al. 2009).

Clasificación en Estados

A partir del Análisis de Conglomerados y utilizando como criterio de selección una distancia de Braun Blanquet de 0,53, se dividió a los censos en 10 grupos (Figura 3.5), mientras que 12 censos quedaron sin agrupar.

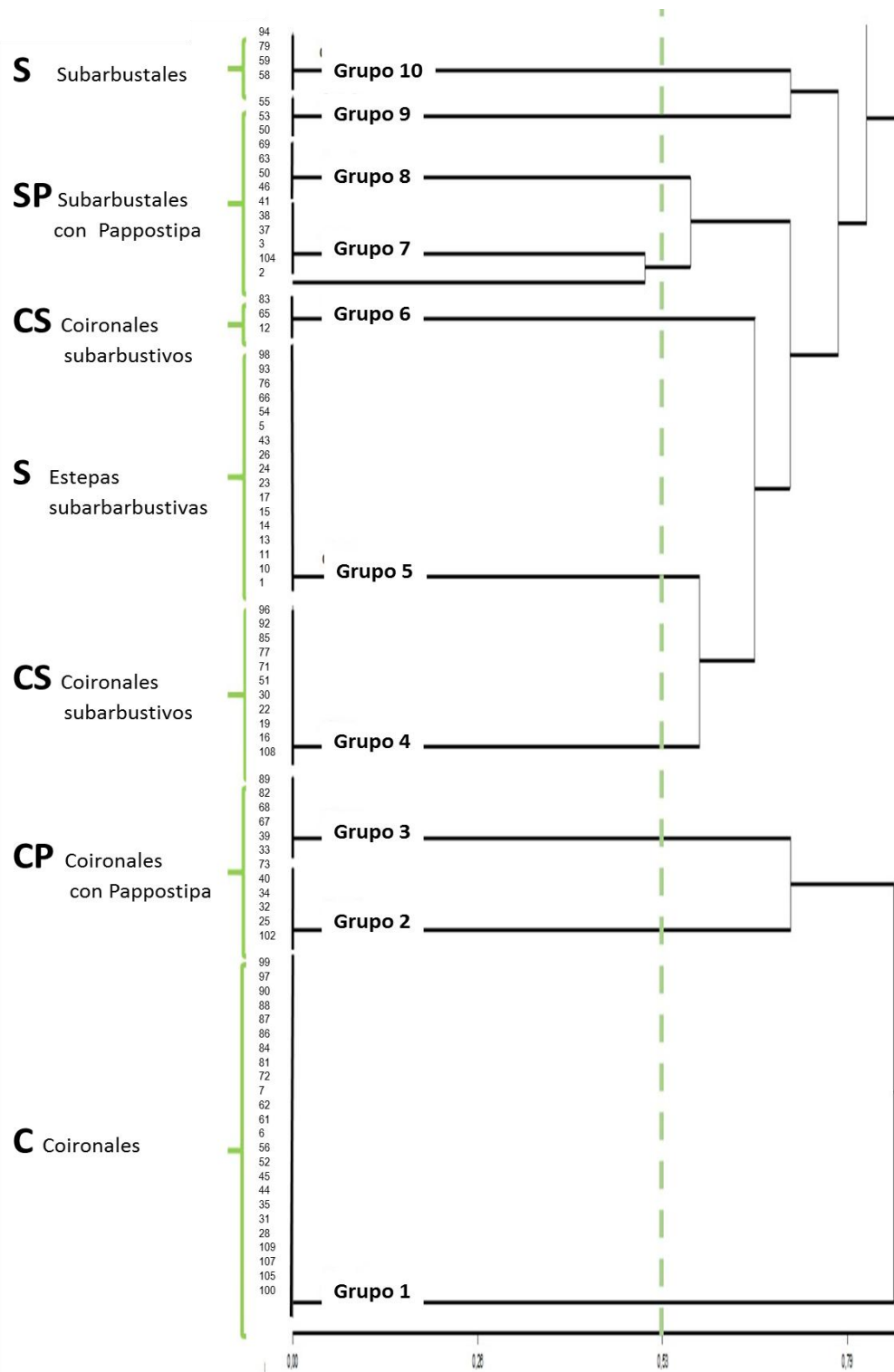


Figura 3.5. Dendrograma de censos (números de 1 a 104) vs. grupos funcionales (C: Coironal, Cp: Coironal con Pappostipa, Cs: Coironal Subarbustivo, S: Estepa Subarbustiva y Sp: Estepa Subarbustiva invadida de Pappostipa) de la Estepa Magallánica Seca. El dendrograma se realizó con 104 censos de vegetación en base al Análisis de Conglomerados a partir de una matriz de Distancia Braun Blanquet, utilizando el Método Promedio incluido en InfoStat (Di Rienzo et al. 2011). Los grupos corresponden al nuevo Modelo de Estados y Transiciones propuesto. La parte superior del dendrograma se encuentra truncada, ya que no incluye 5 censos atípicos que no clasificaron a ningún grupo.

Cuatro de los 10 grupos definidos por el análisis de conglomerados no estuvieron representados en el Modelo de Estados Transiciones de Oliva y Borrelli (1993). Estos grupos reúnen casi un tercio de los censos realizados, entre ellos, los grupos 2, 3 y 7 son comunidades en las cuales *Pappostipa chrysophylla* supera el 5%, los dos primeros en Coironales y el restante en Estepas Subarbusivas. Las estepas subarbusivas de *Nassauvia ulicina* sin *Pappostipa chrysophylla*, del grupo 9, tampoco se corresponden a los Estados planteados por Oliva y Borrelli (1993). A su vez, hay grupos que reúnen a más de un Estado. Los Estados I, II y III fueron agrupados en el grupo 1, dominados por *Festuca gracillima*. El grupo 5 se asocia a los Estados IV y V que representan las Estepas Subarbusivas. El grupo 8 corresponde a Estepas subarbusivas de *Nassauvia ulicina* de Estados VI y VII (Cuadro 3.3).

*Cuadro 3.3. Grupos definidos por el Análisis de Conglomerado, número de censos de cada grupo, rangos de cobertura de los géneros principales (en % cobertura absoluta) y su correspondencia con el Estado Oliva (1993) *Los espacios vacíos representan la falta de correspondencia de los grupos con los Estados*

Grupo	Nº de censos	<i>Festuca</i>	<i>Pappostipa</i>	<i>Nardophyllum</i>	<i>Nassauvia</i>	Otros subarbusivos	Estado Oliva 1993
1	24	15-40	0-2	0-5	0	0-15	I II III
2	6	0-15	5	0	0	0-10	
3	12	15-30	3-25	0-10	0	0-10	
4	11	15-30	0-2	10-25	0	15-30	II
5	16	0-15	0-2	10-30	0	15-30	IV V
6	3	20-25	0	10	0	10-15	II
7	6	0-10	5-20	10-20	0	15-35	
8	4	0	5-20	0	10-20	20-30	VI VII
9	3	0	0	0-5	20-25	25-35	
10	4	0-15	0	0-5	0	15-25	V

La falta de correspondencia del modelo teórico con este análisis ampliado de censos de vegetación en toda el Área Ecológica llevó a plantear un Modelo Alternativo en el que se consideran nuevos Estados y se fusionan otros existentes (Figura 3.6).

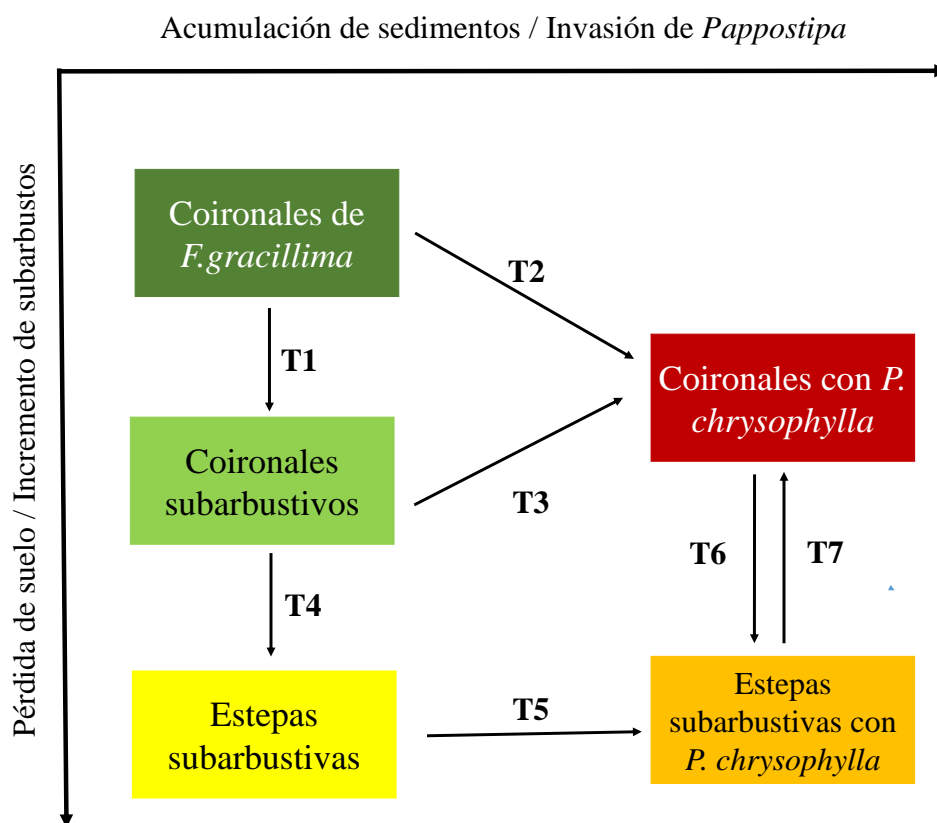


Figura 3.6. Esquema del Modelo de Estados y Transiciones alternativo para la Estepa Magallánica Seca. Cada uno de los recuadros es un Estado y los colores guardan correspondencia con el mapa de la Figura 3.11. Cada flecha representa una Transición. El eje “y” representa, desde arriba hacia abajo, la degradación del pastizal natural por pérdida de suelo e incremento de arbustos. El eje “x” representa la degradación del pastizal por acumulación de sedimentos e invasión de *Pappostipa chrysophylla*, que se incrementa de la izquierda hacia la derecha..

Los grupos formados por el análisis de conglomerados se tomaron como base para la definición de los 5 Estados del Modelo Alternativo (Figura 3.7). El grupo 1 se denominó *Coironales de Festuca gracillima*. Los grupos 4 y 6 corresponden a *Coironales Subarbustivos*. Los grupos 2 y 3 son *Coironales con Pappostipas*. Los grupos 5, 9 y 10 reúnen las *Estepas Subarbustivas* en sus variantes de *Nardophyllum bryoides* y de *Nassauvia ulicina* y los grupos 7 y 8 las *Estepas Subarbustivas con Pappostipa*.

Catálogo de Estados y Transiciones / Estepa Magallánica Seca 2018

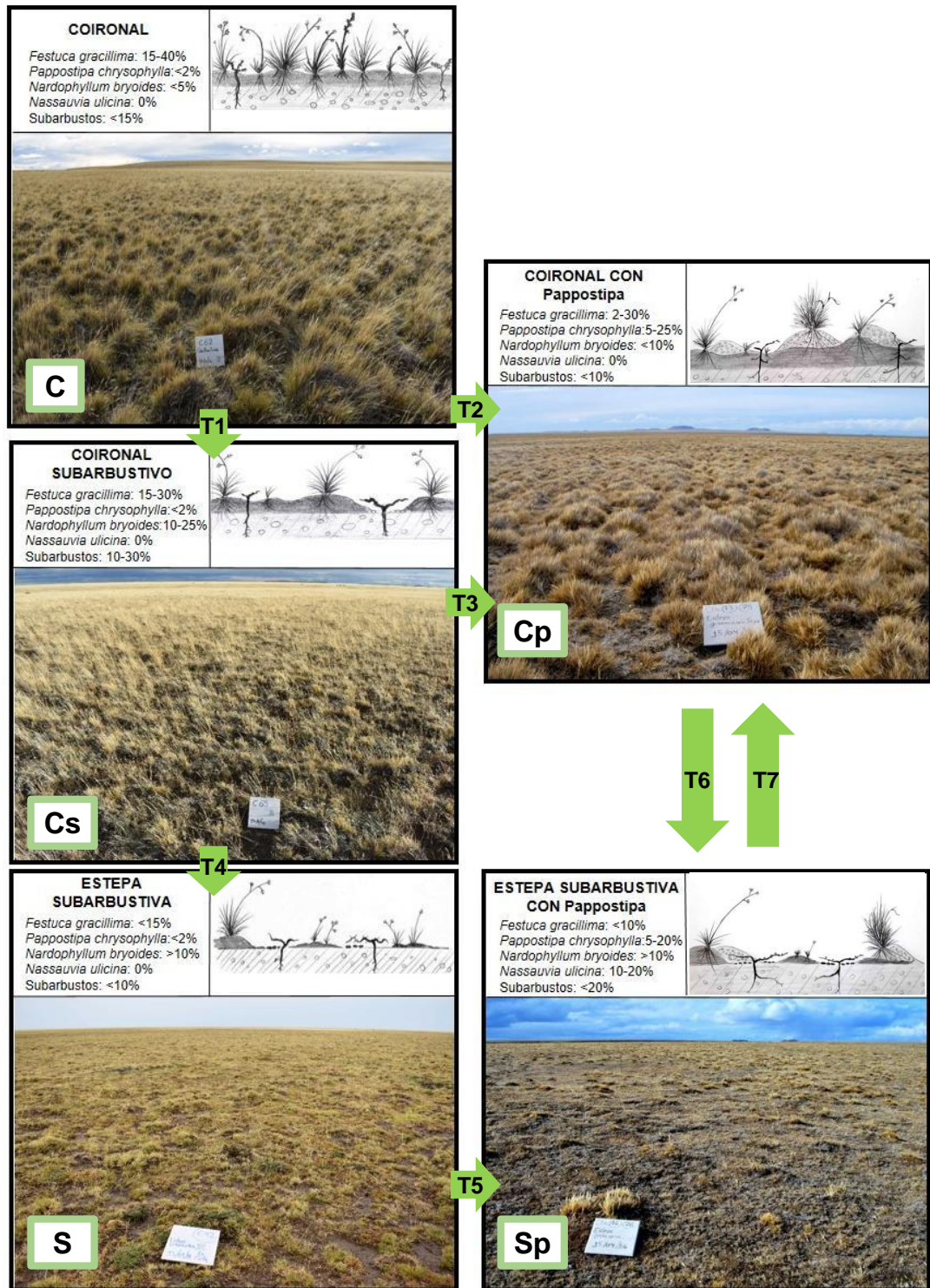


Figura 3.7. Catálogo de Estados del MEyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca. En cada Estado se describe la cobertura de *Festuca gracillima*, *Pappostipa chrysophylla*, *Nardophyllum bryoides*, *Nassauvia ulicina* y el resto de subarbustos. Hacia la derecha se realizó un esquema del pastizal natural y suelo y abajo una foto que muestra como se observa el Estado en el campo.

Catálogo de Transiciones del MEyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca

Transición 1: El pastoreo de altas cargas reduce la cobertura de *Festuca gracillima* y produce desagregación de los montículos con liberación de suelo y posterior erosión. La pérdida de cobertura de especies gramíneas favorece a los subarbustos de *Nardophyllum* por menor competencia por agua y nutrientes

Transición 2 y 3: Coironales (C) y Coironales Subarbustivos (Cs) se cubren con acumulaciones de arena de espesor variable por erosión y movilización desde áreas cercanas. Sobre este material eólico se instalan propágulos de “coirón amargo” *Pappostipa chrysophylla*, una especie psamófila en proporciones variables hasta llegar a una dominancia total en áreas medanosas.

Transición 4: Las gramíneas altas remanentes en los Coironales Subarbustivos (Cs) se pierden por pastoreo intenso, los montículos se desestructuran y disminuyen los elementos rugosos. Aumenta la intensidad del viento sobre la superficie de suelo y la pérdida del horizonte superficial expone los horizontes B_t. Esta superficie no ofrece sitios seguros para los propágulos y resulta en un impedimento físico para las raíces de las gramíneas.

La transición 4 tendría dos variantes, por deflación dominante sobre suelos con horizontes argílicos se originarían las Estepas subarbustivas dominadas por *Nardophyllum bryoides*, mientras que una combinación de erosión hídrica y eólica con altas cargas y aporte de nutrientes por bosteo, comunes en pendientes con orientación norte, daría origen a las de *Nassauvia ulicina*. Esta variante estaría asociada a suelos con horizonte B cámbico, con una mayor proporción de limos, que tienden a compactarse y podrían favorecer los sistemas radiculares superficiales de *Nassauvia*.

Transición 5: Sobre los horizontes B_t o B_w de las Estepas subarbustivas (S) se depositan sedimentos arenosos que son colonizados por *Pappostipa chrysophylla*, generando Estepas subarbustivas con *Pappostipa* (Sp).

Transición 6: El proceso de acumulación de sedimentos eólicos da lugar a una fase de deflación, exponiendo el horizonte subsuperficial donde se instalan subarbustos de *Nassauvia ulicina*.

Transición 7: La acumulación de arena sobre las estepas degradadas favorece a las especies psamófilas, dando lugar a la variante de Cp que tiene al coirón amargo *Pappostipa* como dominante exclusivo.

Descripción fisonómica de los Estados

Los valores de cobertura por grupo funcional y diversidad por Estado se muestran en el Cuadro 3.4. La mayor cobertura vegetal la presentan los **Coironales**, en los que dominan los grupos funcionales de Pastos forrajeros seguido de Coirones, principalmente de *Festuca gracillima*. Los **Coironales Subarbustivos** poseen una cobertura vegetal similar, pero la de Subarbustos se triplica. En el resto de los estados la cobertura vegetal total disminuye a valores de entre 50-60%. En los **Coironales con Pappostipa** y en las **Estepas Subarbustivas con Pappostipa**, aumenta la proporción de Coirones, pero del género *Pappostipa* (coirones amargos). En las **Estepas Subarbustivas** la cobertura de Coironal es baja y se incrementa notablemente la de Subarbustos.

Los Coironales presentan la mayor riqueza, seguido por los **Coironales Subarbustivos** y **Estepas Subarbustivas** (Cuadro 3.4). Las Estepas y Coironales invadidos con *Pappostipa* poseen la menor riqueza y coincidieron en el número de especies. El Índice de Shannon- Wiener fue cercano a 2 para la mayoría de los Estados, excepto para los **Coironales con Pappostipa**.

Cuadro 3.4. Cobertura vegetal promedio (%) y cobertura promedio de Grupos Funcionales (%), Riqueza e Índice de Shannon-Wiener para los Estados.

Atributos	Estados				
	Coironal	Coironal Subarbustivo	Coironal con <i>Pappostipa</i>	Estepa Subarbustiva	Estepa Subarbustiva con <i>Pappostipa</i>
Arbustos	0.5	0	2	0	0
Coirones	24	22	33	11	13
Hierbas	9	4	4	2	1
Pastos Forrajeros	27	20	14	18	13
Pastos no Forrajeros	3	3	2	3	2
Subarbustos	8	19	4	23	23
Cob. Vegetal Total	72	68	58	57	51
Riqueza	25	22	18	20	18

Índice Shannon	2,07	1,98	1,67	2	1,9
----------------	------	------	------	---	-----

El Cuadro 3.5 muestra los rangos de valores de *Festuca gracillima*, *Pappostipa chrysophylla*, *Nardophyllum bryoides*, *Nassauvia ulicina* y otros subarbustos para los Estados definidos en el Modelo de Estados y Transiciones para la Estepa Magallánica Seca.

Cuadro 3.5. Rangos de valores (%) de cobertura de las especies vegetales dominantes que definen los Estados para el nuevo Modelo de EyT propuesto para la Estepa Magallánica Seca.

	Estados				
	Coironal	Coironal Subarbustivo	Coironal con <i>Pappostipa</i>	Estepa Subarbustiva	Estepa Subarbustiva con <i>Pappostipa</i>
<i>Festuca gracillima</i>	15-40	15-30	2-30	0-15	0-10
<i>Pappostipa chrysophylla</i>	0-2	0-2	5-25	0-2	5-20
<i>Nardophyllum bryoides</i>	0-5	10-25	0-10	>10	>10
<i>Nassauvia ulicina</i>	0	0	0	0	10-20
Otros subarbustos	0-15	10-20	0-10	0-10	0-20

La cartografía en función del modelo de la Figura 3.5 generó una distribución de superficies por Estado (Cuadro 3.6) que muestran que los 1,2 M ha están dominadas en un 40% por Coironales. En importancia siguen las Estepas Subarbustivas con *Pappostipa* y luego las Estepas Subarbustivas. Las áreas que no correspondían claramente a comunidades vegetales definidas en el análisis de conglomerados se clasifican como misceláneas explican una baja proporción de la imagen (14%).

Cuadro 3.6. Superficie (% y hectáreas) por Estado del MEyT propuesto.

Estado	Superficie	
	Hectáreas	%
Coironal (C)	465.539	39,1
Coironal Subarbustivo (CS)	93.867	7,9
Coironal con <i>Pappostipa</i> (Cp)	70.813	6
Estepa Subarbustiva (S)	179.139	15,1
Estepa Subarbustiva con <i>Pappostipa</i> (Sp)	219.091	18,4
Misceláneas*	161.257	13,6
Total	1.189.709	100

*Ciudad de Río Gallegos, valles, caminos, basaltos, nubes, sombras.

Los estimadores de precisión para la cartografía de los Estados se muestran en el Cuadro 3.7. La *precisión total* del mapa fue del 61%. La *precisión de la generación* fue mayor para los Coironales y los Coironales Subarbustivos, pero fue baja para los Coironales con *Pappostipa*, en relación a la total.

En cuanto a la precisión que corresponde al *uso* del mapa, la mayoría de los Estados cartografiados tienen una precisión cercana o superior al 70%. Una excepción son las Estepas Subarbustivas con *Pappostipa*, que resultaron en una precisión de menos del 30%.

Cuadro 3.7. Matriz y cálculos de precisión total, de uso y generación de la cartografía de Estados (Story y Congalton 1986). En las filas se encuentra cada Estado definido en la Clasificación Supervisada y en las columnas, los Estados diferenciados en el Análisis de Agrupamiento. Cada celda representa la cantidad de censos que coinciden entre el mapa (Clasificación Supervisada) y el Análisis de Agrupamiento (InfoStat). C: Coironal, CS: Coironal Subarbustivo, Cp: Coironal invadido por Pappostipa, S: Estepa Subarbustiva y Sp: Estepa Subarbustiva invadida por Pappostipa.

		Análisis de Agrupamiento					TOTAL
		C	CS	Cp	S	Sp	
Clasificación supervisada	C	23	2	3	8	1	37
	CS	0	9	1	2	1	13
	Cp	1	0	4	0	1	6
	S	1	0	2	16	1	20
	Sp	2	3	2	5	5	17
TOTAL		27	14	12	31	9	93

Precisión total= 61 %

Precisión del uso			Precisión de la generación		
C=	23/37	85.2 %	C=	23/27	85.2 %
CS=	9/13	69.2 %	CS=	9/14	64.3 %
Cp=	4/6	66.7 %	Cp=	4/12	33.3 %
S=	16/20	80.0 %	S=	16/31	51.6 %
Sp=	5/17	29.4 %	Sp=	5/9	55.6 %

La distribución de Estados (Figura 3.8) muestra que los Coironales (verde) se ubican principalmente hacia el sur del Río Gallegos y en un sector hacia el norte del estuario del mismo río. Los Coironales Subarbustivos (verde claro) se disponen en forma de manchones en la matriz de los Coironales. Los Coironales invadidos por *Pappostipa* (rojo) ocupan las menores superficies, generalmente bordeando cuerpos de agua someros, y asociados a médanos. Hacia el noroeste ocupan extensas áreas de deposición de arenas. Las Estepas Subarbustivas (amarillo) se distribuyen en forma dispersa, pero es notable la formación de tres bloques: uno en el centro-norte, uno en el sudeste y otro en el noreste. Las Estepas Subarbustivas con *Pappostipa* (anaranjado) forman una cuña en el centro-norte y limita con el Matorral de Mata Negra.

En el mapa son evidentes (Figura 3.8) los “contrastes de alambrados”, es decir cambios en la fisonomía que tienen un desarrollo geográfico lineal asociado a las divisiones catastrales. Esto muestra que campos con el mismo tipo de suelo y que originalmente habrían estado cubiertos por comunidades vegetales similares habrían sufrido Transiciones entre Estados por manejo ganadero. Estos contrastes se ven con mayor detalle en la Figura 3.9.

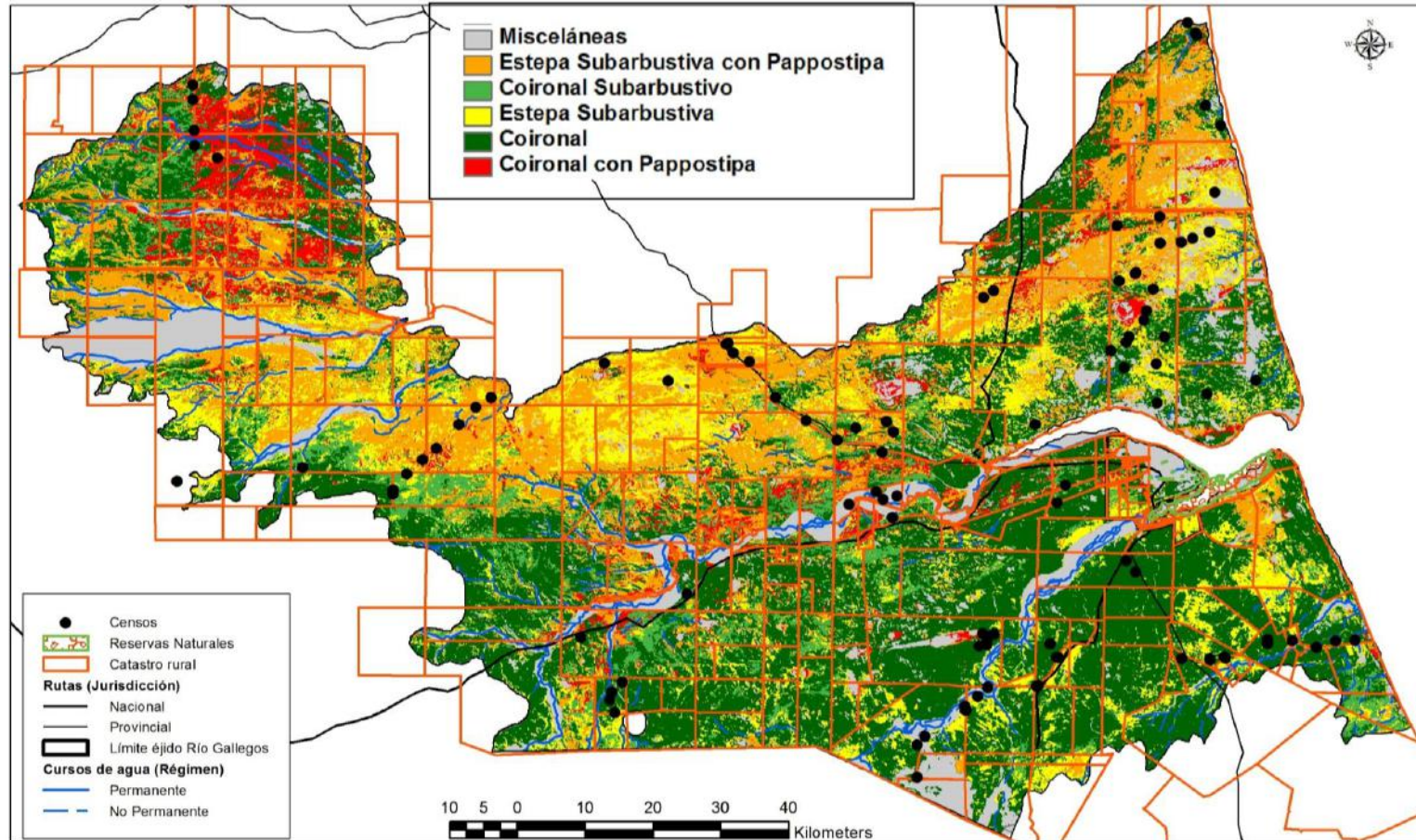


Figura 3.8. Mapa de Estados propuestos en este estudio para la Estepa Magallánica Seca. A partir de un en un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Río Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo y se obtuvieron firmas espectrales combinando los AOI de los censos pertenecientes a un mismo Estado definido por el análisis de agrupamiento. Se definieron AOI adicionales sobre clases especiales, consideradas áreas misceláneas, en la imagen: sombras, nubes, basalto, marismas costeras, lagunas, áreas de arbustales, caminos, pasturas implantadas. A partir de estas firmas espectrales se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997).

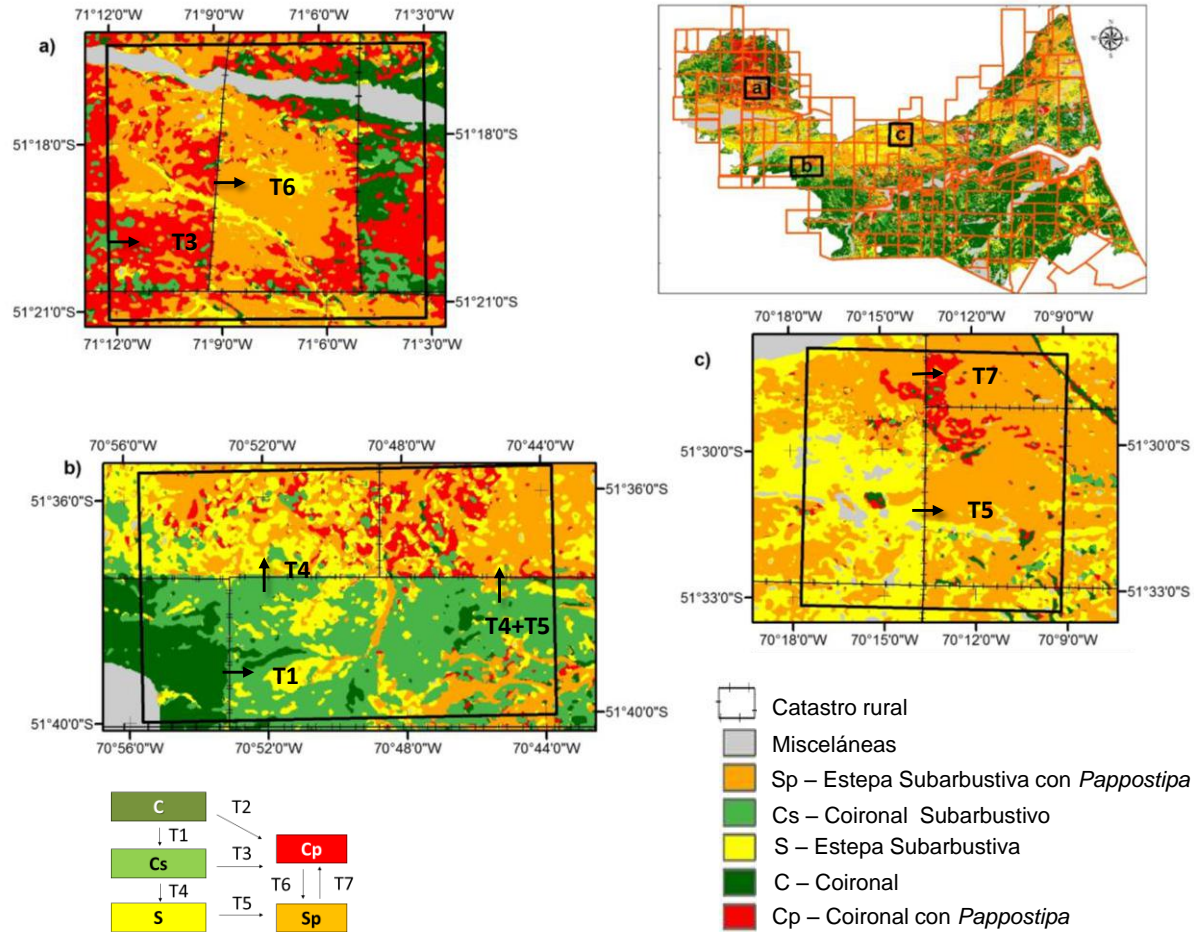


Figura 3.9. Contrastes de alambrado que muestran Transiciones entre Estados. En la parte superior derecha se ubica la Estepa Magallánica Seca con la división catastral (líneas rojas) y resaltada con las letras a, b y c los contrastes de alambrado. La Figura 3.11a, Cs fueron cubiertos por arenas generando Cp por la Transición 3. La erosión posterior de Cp dió lugar a Sp por la Transición 6 por deflación. En la Figura 3.11b, C dieron lugar a Cs por la Transición 1, por procesos erosivos menos intensos. En la misma figura se observa que Cs por Transición 4 puede dar a lugar S, por pérdida de suelo. En ciertas áreas, las S se originan Sp a través de la Transición 5, por la acumulación de sedimentos. En la Figura 3.11c, S pueden generar Sp por la Transición 5, por depósitos de sedimentos arenosos sobre los horizontes B_t o B_w de las S. Posteriormente Sp podría ser colonizado por *Pappostipa chrysophylla*, dando lugar a Cp por la Transición 7, en este caso dando lugar a la variante de Cp que carece de *Festuca gracillima*.

Cartografía de especies invasoras

La cartografía de la distribución de *Pappostipa chrysophylla* y *Nardophyllum bryoides* se realizó debido a que actúan como invasoras y son determinantes de los Estados propuestos en el nuevo MEyT. *Pappostipa chrysophylla* está presente con coberturas variables en la mayor parte de la Estepa Magallánica Seca (Figura 3.10). En los pastizales al sur de la región estudiada la frecuencia de esta gramínea psamófila es baja (<2%). Hacia el centro-norte, y los extremos noroeste y noreste se incrementa y puede llegar a una dominancia de hasta el 50%. En el sur, existen áreas pequeñas con elevados porcentajes de *Pappostipa chrysophylla* (>50%) asociadas al contorno de plumas de erosión y zonas de sobreutilización como corrales de encierre o sectores oeste de los campos, formando claros contrastes de alambrado.

La distribución de *Nardophyllum bryoides* (Figura 3.11) presenta un patrón inverso al de *Pappostipa chrysophylla*. En el sur los porcentajes de este subarbusto son intermedios (10-20%), pero existen sitios con cobertura superior al 20%. En el centro, hay sectores sin *Nardophyllum* o en porcentajes relativamente bajos. En cambio, hacia el centro-oeste hay un sector con elevadas coberturas (20-25%), que coincidiría con áreas de invernada. Tanto en el noreste como noroeste, la distribución es más compleja, formando un mosaico con comunidades de *Pappostipa* y *Festuca gracillima*, con porcentajes de cobertura que varían ampliamente.

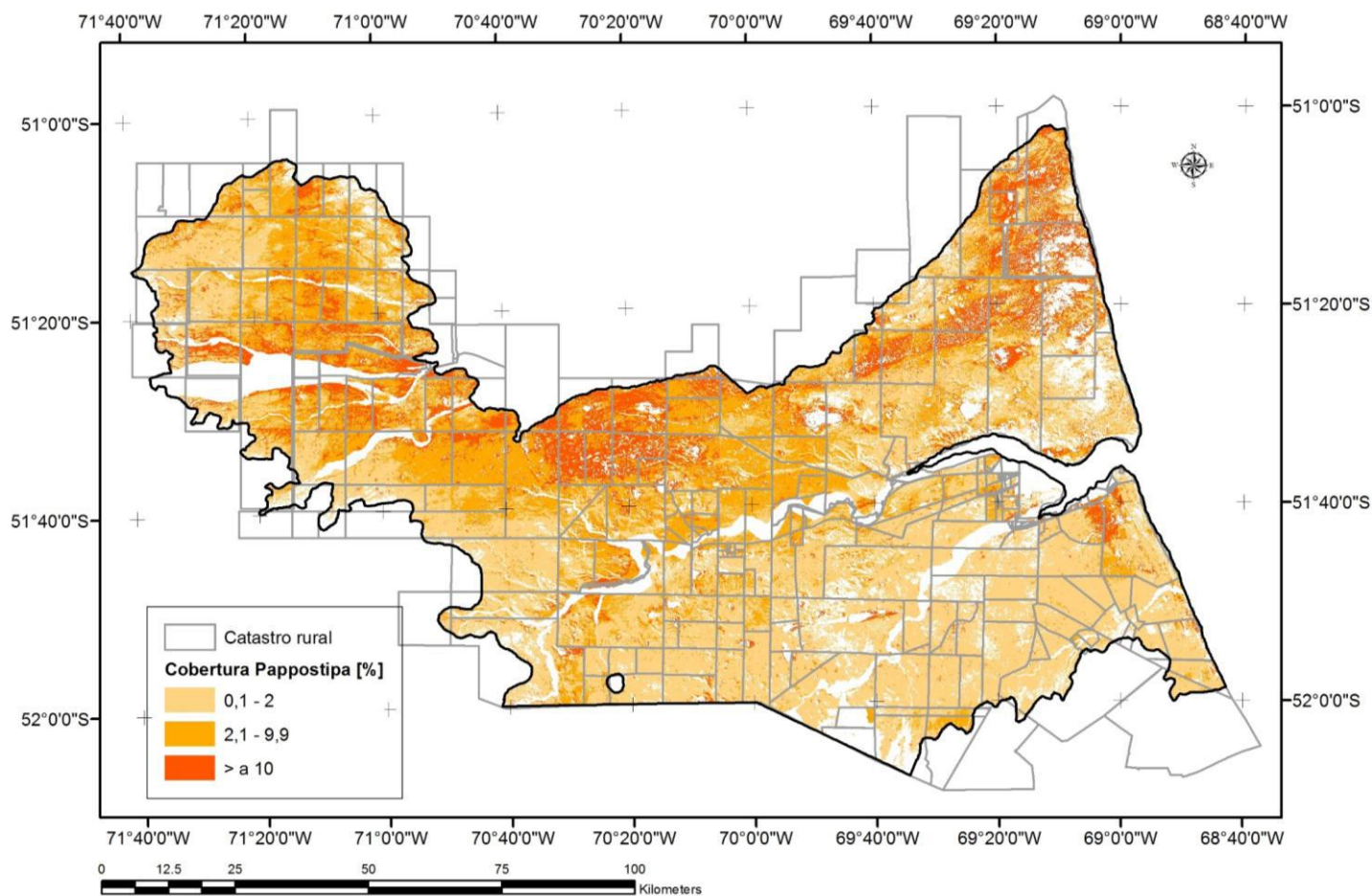


Figura 3.10. Distribución, en %, de *Pappostipa chrysophylla* en la Estepa Magallánica Seca. A partir de un en un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Río Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo. Los censos fueron ordenados y agrupados en rangos de cobertura de *Pappostipa chrysophylla*. Los AOI pertenecientes a las clases especiales de la imagen se consideraron como 0% de cobertura. Se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997). El color naranja claro indica la presencia entre 0,1 a 2%, el naranja intermedio entre 2,1 a 9,9% y el naranja más oscuro mayor a 10% de *Pappostipa chrysophylla*. Las líneas grises representan la división catastral.

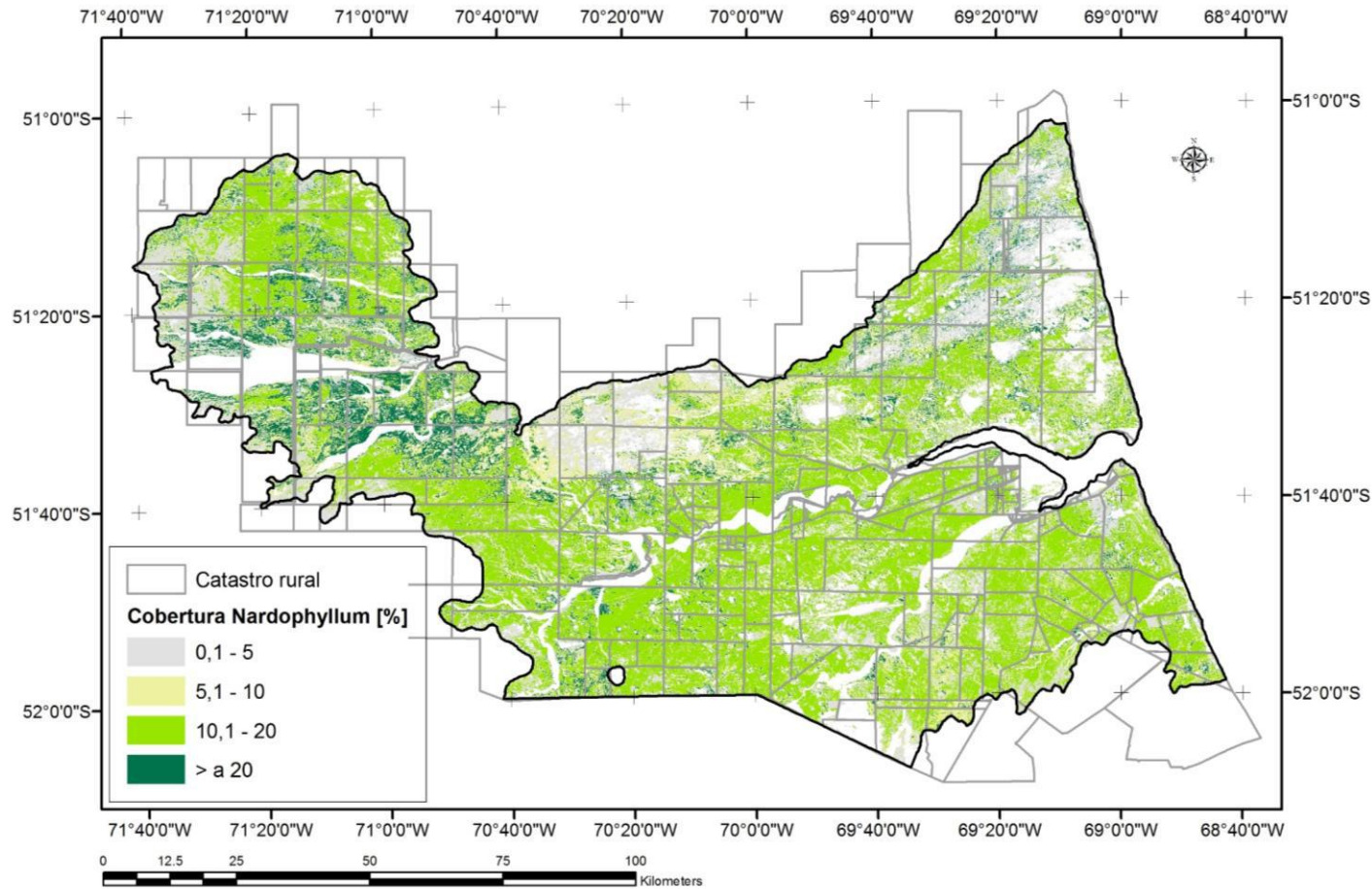


Figura 3.11. Distribución, en %, de *Nardophyllum bryoides* en la Estepa Magallánica Seca. A partir de un en un mosaico satelital de imágenes Landsat 8 (228/096 – Fecha: 2/02/2015 y 229/096 – Fecha: 14/02/2014), de cinco bandas y mediante el software ERDAS se enmascararon y excluyeron áreas de valles, marismas, arbustales costeros y la zona urbana de Río Gallegos. Se trazaron polígonos (Áreas de Observación Intensiva - AOI) de alrededor de 4-5 píxeles homogéneos asociados a cada censo. Los censos fueron ordenados y agrupados en rangos de cobertura de *Nardophyllum bryoides*. Los AOI pertenecientes a las clases especiales de la imagen se consideraron como 0% de cobertura. Se realizó una clasificación supervisada utilizando el método del Paralelepípedo y la Mínima Distancia (ERDAS 1997). El color gris indica la presencia entre 0,1 a 5%, el amarillo entre 5,1 a 10%, el verde claro entre 10,1 a 20% y el verde más oscuro mayor a 20% de *Nardophyllum bryoides*. Las líneas grises representan la división catastral.

Discusión

El MEyT propuesto en este estudio, que surge de una mayor distribución espacial de relevamientos y de la aplicación de métodos multivariados a una matriz ampliada de censos de vegetación, indica la presencia de Estados que no habían sido descriptos. Permite además reinterpretar la degradación de la vegetación bajo pastoreo, que sufre determinadas Transiciones de acuerdo al tipo de suelo y diferenciar los efectos de la erosión eólica sobre la vegetación en dos aspectos: pérdida de suelo y acumulación de sedimentos.

Los Modelos de Estados y Transiciones son hipótesis sobre la dinámica de la vegetación que van evolucionando a medida que se incorporan nuevos conocimientos y relevamientos, mejores instrumentos para la cartografía y cambian los marcos conceptuales de EyT (Bestelmeyer et al. 2003, Bestelmeyer et al. 2004), que en la primera versión de Westoby et al. (1989) no estaban claramente definidos. En este caso encontramos limitaciones en el modelo para la Estepa Magallánica Seca de Oliva y Borrelli (1993) (Figura 3.3) por la falta de correspondencia entre la clasificación de los censos y los Estados descriptos hace más de 25 años. Por un lado, el Estado I de Oliva y Borrelli (1993) es muy poco frecuente. Roig et al. (1985), Anchorena (1985), Borrelli et al. (1984) y Borrelli et al. (1988), ya consideraban que no existían sitios prístinos para la estepa y es posible que hayan desaparecido del paisaje después de un siglo de pastoreo con altas cargas. Whittaker (1973) sostiene que no existe un clímax absoluto para cada área y que la composición climácica solamente tiene significado en términos relativos a lo largo de gradientes ambientales.

Ciertos Estados del MEyT original como el II (Coironales abiertos sin pastos cortos) fueron de menor ocurrencia que lo esperado y siempre estuvieron asociados

geográficamente al Estado III (Coironales abiertos con pastos cortos). En el modelo original se describen únicamente comunidades de *Pappostipa chrysophylla* asociadas a estepas subarbutivas de *Nassauvia ulicina*, pero existen diversas comunidades invadidas por *Pappostipa*, incluyendo coironales de alta cobertura de *Festuca gracillima* y estepas subarbutivas.

El análisis de conglomerados de los 103 censos agrupó a estas comunidades no descritas previamente generando clases que no se corresponden con Estados del Modelo original. Las nuevas comunidades surgen del Análisis de agrupamiento de un conjunto de censos más numeroso y que incluye toda la distribución geográfica de la Estepa Magallánica Seca. Un nuevo modelo (Figura 3.6 y 3.7) resultó necesario para incluir estos grupos de censos que no pertenecerían a un Estado y para plantear hipótesis sobre las transiciones que los generaron.

Mientras que el MEyT original (Figura 3.3) consideraba un eje principal dominado por la erosión y pérdida de horizontes superficiales desde los coironales hasta las estepas subarbutivas, el nuevo modelo (Figura 3.6) incluye la pérdida de suelo en determinados sectores y la acumulación de sedimentos en otros. El sobrepastoreo lleva a una aceleración de la erosión, pero como contraparte produce sedimentos que se movilizan. Este concepto fue descrito como “células de erosión” y se produce a distintas escalas (Pickup 1985, Okin y Gillette 2001, Okin et al. 2006). Estos procesos pueden generar efectos acumulativos en el suelo que paulatinamente van cambiando las condiciones para las plantas, y finalmente se reflejan en cambios en la composición botánica (Ellison 1949, Klemmedson 1956, Borrelli et al. 1984).

Faggi (1985) ya había identificado comunidades vegetales diferentes asociadas a pérdida de suelo o acumulación de sedimentos: Las fisonomías subarbutivas serían consecuencia de la erosión acompañada por incremento de leñosas cuando aumenta la

presión de pastoreo. Describen un mosaico constituido por subarbustos dominados por *Nardophyllum bryoides* sobre suelos arenosos húmicos y parches de suelo desnudo con piedras en superficie expulsadas por el congelamiento-descongelamiento. Al igual que estos autores, Borrelli et al. (1984) reconocen que a medida que avanza la degradación del pastizal es más evidente la inestabilidad y disturbio en el suelo: pavimentos de erosión, plantas en pedestal, suelo desnudo, pérdida de mantillo y disminución del espesor del horizonte superficial.

La acumulación de arena de origen eólico generaría condiciones para el desarrollo de comunidades con *Pappostipa chrysophylla*, la especie del género que mejor se adapta a suelos muy sueltos y más secos que (Roig et al. 1985) denominaron “Facies de *Stipas*” o “Islas de *Stipa*”. Estas son formaciones relativamente pequeñas dentro de la matriz de “*Festucetum gracillimae*”. A diferencia de lo descrito por (Roig et al. 1985) observamos además una invasión de *Pappostipa* sobre comunidades de Coironales y Estepas Subarbustivas que origina una comunidad codominada entre *Pappostipa* y *Festuca*, *Nardophyllum* o *Nassauvia*. Estas comunidades invadidas se ubican mayormente hacia el norte, coincidentemente con las acumulaciones de arenas recientes sobre los horizontes que según Roig et al. (1985) podrían ser consecuencia del mal manejo de los campos.

En los trabajos anteriores (Borrelli et al. 1984, Faggi y Roig 1985, Oliva y Borrelli 1993) se plantea que el deterioro de los pastizales del sur de Santa Cruz se manifestaría principalmente por un incremento en la abundancia de leñosas. En el nuevo MEyT el deterioro podría conducir al incremento de leñosas o a comunidades graminosas (coironales amargos) por invasiones de *Pappostipa*. Los Coironales y las Estepas Subarbustivas del nuevo Catálogo podrían ser equivalentes a las comunidades de

fisionomías graminosas (*Festucetea gracillimae*) y subarbusivas (*Nardophyllo-Festucion*) definidas por Roig y Faggi (1985).

En el nuevo Catálogo de Estados no se incluyeron los que se diferenciaron por la cobertura de pastos cortos (III y V. Figura 3.3). Los censos que clasificarían en Estado II fueron muy poco frecuentes en este análisis, probablemente porque surgen de una presión ganadera intensa que era generalizada en el pasado, pero hoy en día es poco habitual. Los pastos cortos son un grupo funcional dinámico y, a diferencia de *Festuca gracillima*, se instalan fácilmente por semilla y crecen en cobertura bajo niveles de pastoreo moderado (Oliva et al. 1998). Son además palatables y a pesar de tolerar el pastoreo, disminuyen a cargas elevadas y sostenidas. Las Transiciones de pastos cortos son por lo tanto reversibles y de acuerdo a las propuestas recientes de formulación de EyT (Bestelmeyer et al. 2003) serían Fases dentro de un Estado. El nuevo MEyT incluye solamente transiciones con cambios fisonómicos irreversibles de la vegetación y suelos.

En el Modelo propuesto las estepas subarbusivas de *Nassauvia ulicina* fueron agrupadas con las de *Nardophyllum bryoides* en un mismo Estado. Estos dos tipos se segregan ambientalmente: las dominadas por *Nassauvia ulicina* se asocian a dormideros y laderas de orientación norte, mientras que las de *N. bryoides* serían características de lugares planos (Anchorena 1985, Faggi 1985, Roig et al. 1985). Es necesario profundizar el estudio de estas dos comunidades que podrían diferenciarse en Estados en el futuro.

La cartografía obtenida puede ser considerada confiable, ya que la mayor parte de los Estados presentaron valores de precisión de uso iguales o mayores al 70% (Cuadro 3.7), excepto para las Estepas Subarbusivas con *Pappostipa*. Este Estado tiende a confundirse con Coironales y Coironales Subarbusivos. Aunque el análisis de

conglomerados definió claramente las Estepas subarabustivas con *Pappostipa*, es posible que la firma espectral de un Estado con porcentajes de cobertura de apenas 50% sea muy amplia y variable por diferencias en la superficie de los suelos, llevando a errores en la clasificación de la imagen.

La mayor parte de la superficie de la Estepa Magallánica Seca clasifica dentro de los Coironales (Figura 3.8). Estos pastizales están en buen estado de conservación y son dominantes hacia el sur del río Gallegos. Tienen porcentajes bajos de *Pappostipa chrysophylla* (<2%) y de *Nardophyllum bryoides* (<5%). Las precipitaciones son aquí levemente superiores, en el rango de 200- 260 mm, lo que favorece a *Festuca gracillima* que en general ocupa suelos neutros o ácidos y bien drenados (Roig y Mendez 1993, Roig et al. 2003).

En la mayor parte de la Estepa Magallánica Seca las coberturas de *Nardophyllum bryoides* superan el 10% (Figura 3.11). En el sector centro-oeste la abundancia de esta especie es mayor (>20%), probablemente como resultado de la interacción del manejo y tipo de suelo. Estos sitios fueron en el pasado campos de invernada de grandes establecimientos. Los suelos dominantes son Ustifluvente tapto argílico, Paleargide ústico y Torriortente ústico lítico, que poseen un horizonte superficial arenoso y suelto susceptible a la erosión. Además, los dos primeros tienen un horizonte subsuperficial arcilloso; mientras que en el último es lítico. Las menores abundancias (<5%) de esta leñosa en el centro-norte coinciden con suelos sueltos y comunidades dominadas por *Pappostipa chrysophylla* (Figura 3.10)

Las comunidades con coberturas superiores al 10% de *Pappostipa chrysophylla* se ubicaron al norte-centro y noreste del área estudiada (Figura 3.10). En el norte-centro la presencia de esta psamófila resistente a la sequía coincide con el área de menor precipitación de la Estepa Magallánica Seca (< 200 mm) y con los Ustipsamente tapto

nátrico, suelos secos y sueltos en superficie con un horizonte arcilloso-sódico en profundidad. En cambio, en el noreste ocupa grandes extensiones relativamente húmedas por la influencia marina, sobre los Natrargide xérico, desarrollados, posiblemente, sobre sedimentos de origen marino cubiertos por un horizonte superficial de origen eólico. La presencia de sodio no favorecería a *Festuca gracillima*, pero *Pappostipa chrysophylla* podría ser más tolerante a estas condiciones. En el sur del área estudiada comunidades dominadas por esta última especie se manifiestan únicamente en áreas pequeñas como vértices de potreros, dormideros, aguadas y plumas de erosión. Las invasoras parecen excluirse mutuamente, ya que los sitios dominados por *Pappostipa chrysophylla* no presentan coberturas importantes de *Nardophyllum bryoides* y viceversa.

La cartografía refleja los efectos de manejo como “contrastes de alambrados” (Figura 3.9). Estas líneas geométricas claramente definidas responden a las divisiones de campos que, partiendo de una comunidad desarrollada en la misma unidad de suelo, han recibido diferentes manejos del pastoreo que ha inducido a Transiciones entre los Estados. Estos contrastes son numerosos y están distribuidos en toda la Estepa Magallánica Seca (Oliva y Borrelli 1993, Oliva et al. 2001a, Aguiar y Paruelo 2003, Vazquez y Mazzoni 2004).

La Figura 3.9a muestra que Coironales Subarbustivos (Cs) fueron cubiertos por arenas generando Coironales con *Pappostipa* (Cp) por la Transición 3. La erosión posterior de Coironal con *Pappostipa* (Cp) dió lugar a Estepas Subarbustivas invadidas por *Pappostipa* (Sp) por la Transición 6, producto de un proceso de deflación.

En la Figura 3.9b se observa que Coironales (C) dieron lugar a Coironales Subarbustivos (Cs) por la Transición 1, que implicaría procesos erosivos menos intensos. Este contraste implica una reducción de *Festuca gracillima* por pastoreo de

altas cargas que desagregarían montículos que luego se erosionan, aumentando las áreas de interparches de suelo desnudo. Los subarbustos se verían favorecidos por menor competencia por recursos. En la misma figura se observa que los Coironales Subarbustivos (Cs) por Transición 4 pueden dar a lugar a Estepas Subarbustivas (S), un proceso que implica pérdida de suelo. También se notan áreas de acumulación de sedimentos sobre Estepas Subarbustivas (S) que originan Estepas Subarbustivas invadidas por *Pappostipa* (Sp) a través de la Transición 5.

La Figura 3.9c muestra que Estepas Subarbustivas (S) pueden generar Estepas Subarbustivas invadidas por *Pappostipa chrysophylla* (Sp) por la Transición 5, por depósitos de sedimentos arenosos sobre los horizontes B_t o B_w de las Estepas Subarbustivas. Posteriormente este Estado (Sp) podría ser colonizado por *Pappostipa chrysophylla*, dando lugar a Coironales invadidos por *Pappostipa* (Cp) por la Transición 7, en este caso dando lugar a la variante de Cp que carece de *Festuca gracillima*.

Los diferentes Estados de la Estepa Magallánica Seca son el resultado de la interacción del clima, suelo y manejo. La cartografía que presentamos será de utilidad desde el punto de vista de la conservación, ya que se han observado extensas comunidades de coironales, un tipo de vegetación que muestra valores de diversidad máximos en el marco de la vegetación de la Patagonia (Oliva et al. 2016a) y carece de áreas protegidas o de reservas pero que puede ser mantenido bajo cargas ganaderas moderadas (Oliva et al. 2012). También permite definir o postular Transiciones producto del manejo histórico de los campos que derivan en estados muy pobres en cuanto a cobertura y diversidad. El Modelo propuesto en este capítulo incorpora dos procesos de la erosión eólica: pérdida de suelo y acumulación de sedimentos. Probablemente falte incorporarle a este Catálogo las Transiciones posibles por efecto de la erosión hídrica y por el aporte de nutrientes en dormideros o laderas norte, que

podrían explicar mejor las variantes de la Estepa subarabustiva dominada por *Nassauvia ulicina*, que ya eran mencionadas por Borrelli et al. (1988).

Capítulo 4: Dinámica de la erosión eólica

Introducción

El pastoreo acelera las tasas de erosión eólica porque afecta la cobertura vegetal y la estabilidad del suelo (Zender et al. 2004, Fister y Ries 2009, Colazo y Buschiazzo 2010, Webb y Strong 2011), pero los estudios sobre el impacto del pastoreo en la erosión eólica a escalas relevantes para el manejo son escasos (Li et al. 2003, Li et al. 2005, Belnap et al. 2009, Aubault et al. 2015). En la Estepa Magallánica Seca han ocurrido cambios de cobertura vegetal generados por la presión de pastoreo (Anchorena 1985, Borrelli et al. 1988, Oliva et al. 1998), lo que posiblemente acelere las pérdidas de suelo por erosión eólica (Zender et al. 2004). Aunque existen estimaciones de la superficie afectada por este proceso (Vazquez y Mazzoni 2004, Diez et al. 2013, Oliva et al. 2015, Oliva et al. 2017) e incluso prácticas de manejo para recuperación de suelos erosionados (Castro 1983), se desconoce la dinámica del mismo a distintas escalas.

La vegetación protege la superficie de suelo por tres mecanismos (Bergametti y Gillette 2010, Burri et al. 2011, Leenders et al. 2011, Davidson- Arnott et al. 2012, Hagen y Casada 2013, Leenders et al. 2016): (1) la cobertura directa elimina la acción del viento sobre una proporción de la superficie, (2) Actúa como un obstáculo que intercepta el viento y extrae una parte de su impulso a nivel de la superficie, (3) Entrampa partículas de suelo transportadas (Van de Ven et al. 1989).

La erosión eólica depende de la energía cinética del viento, que es regulada por el tamaño (altura y diámetro), la forma, la porosidad, la flexibilidad y la disposición en la superficie de las plantas (Grant y Nickling 1998) que son los principales obstáculos o “elementos rugosos” en los pastizales naturales sujetos a ganadería (Wolfe y Nickling 1993). Mediante experimentos utilizando túnel de viento, Morris (1955) describió zonas

de baja velocidad de viento o “estelas” a partir de estos obstáculos e identificó tres regímenes de flujo de acuerdo a su espaciamiento (Figura 4.1). El *Flujo de rugosidad aislada* se desarrolla cuando los elementos espaciados actúan aisladamente con una estela completamente formada y separada de otras. Cuando los elementos están menos distanciados pero el desarrollo de las estelas es aún completo se denomina *Flujo de interferencia de estelas*. Una disminución mayor del espaciamiento ente los elementos rugosos da lugar estelas superpuestas, generando un régimen conocido como *Flujo Skimming*.

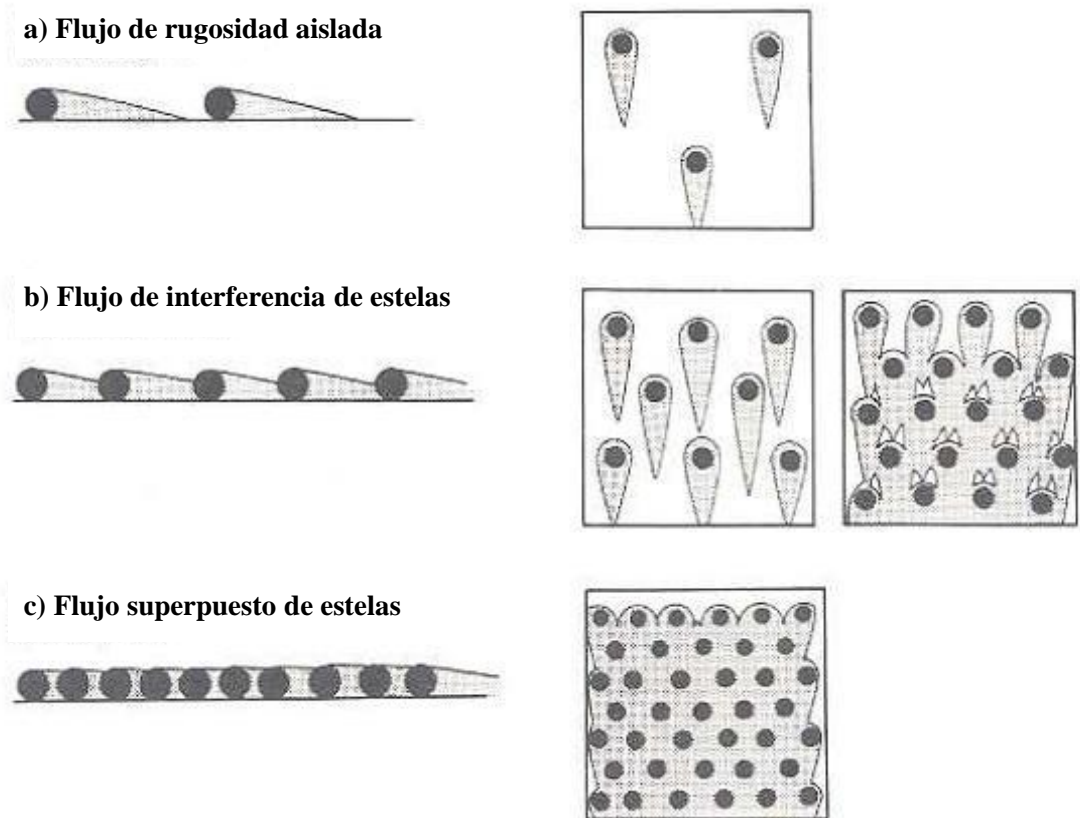


Figura 4.1. Regímenes de flujo y asociaciones teóricas del desarrollo de estelas (Wolfe y Nickling 1993). Los puntos negros representan los elementos rugosos y las áreas sombreadas las estelas. Del lado izquierdo se ilustra una vista horizontal y del lado derecho una vista desde arriba.

La reducción de la velocidad de viento en las estelas genera áreas de sedimentación que forman un mosaico de “sumideros” a pequeña escala, que retienen las partículas

móviles. De esta manera, a pesar de que un paisaje típico de regiones áridas presenta una proporción importante de suelo desnudo propenso a la deflación con un flujo de tipo de rugosidad aislada o de interferencia de estelas, estas partículas móviles que contienen materia orgánica, nutrientes, y propágulos podrían quedar atrapadas localmente en la matriz de sumideros. Un paisaje funcional podría incluso capturar sedimentos desde áreas que actúan como fuentes e ir enriqueciéndose de estos valiosos recursos movilizados a escala de paisaje. Cuando se inicia el proceso de erosión, las partículas de mayor tamaño se mueven a centímetros o pocos metros del sitio original. Mientras que las partículas más livianas, que concentran nutrientes del suelo, se emiten en forma de polvo, en suspensión recorren grandes distancias (inclusive kilómetros) hasta que se depositan con importantes impactos positivos en el estado de los nutrientes del suelo sumidero, aunque negativos para el suelo fuente (Okin et al. 2006). Un manejo inadecuado, por otro lado puede afectar los elementos rugosos y transformar el paisaje en uno disfuncional, que no retiene eficientemente estos recursos (Tongway y Ludwig 1996).

Estos regímenes de flujo han sido descritos en comunidades vegetales de arbustos del género *Larrea* (Creosotebush) en el suroeste de Norteamérica por Woodell et al. (1969). En ese estudio se corroboró que una disminución en el espaciamiento de los elementos cambia significativamente el régimen de flujo sobre la superficie. En Patagonia el pastoreo puede reducir la cobertura vegetal (Castro 1983, Rostagno et al. 2004) y cambiar los regímenes de flujo, afectando las tasas de erosión. En los pastizales naturales del sur de Santa Cruz, Oliva et al. (2012) han descrito el descenso de la cobertura de coirones (*Festuca gracillima*), que proveen sumideros de recursos e incrementan la estabilidad del suelo ante el efecto erosivo del viento.

La erosión eólica es un proceso selectivo, ya que durante los eventos erosivos se genera una remoción de los agregados y partículas de acuerdo a su tamaño y peso (Lyles 1988). Esto produce un cambio en la textura que altera la capacidad del suelo para acumular materia orgánica y disminuye la proporción de varios elementos que tienden a acumularse en las fracciones más finas como el P (Buschiazzo y Aimar 2003). Dependiendo de su tamaño, las partículas o agregados del suelo serán depositadas o sedimentadas a menor o mayor distancia (Buschiazzo y Aimar 2003). La sedimentación puede ocurrir por vía húmeda o seca. La sedimentación seca es la transferencia de las partículas de polvo atmosférico a la superficie a través de mecanismos de difusión (turbulenta y molecular) y de sedimentación gravitacional, mientras que la húmeda es a través de las precipitaciones (Shao 2008). Las tasas medias de sedimentación varían ampliamente y Gillette (2006) las estimó en $10 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para áreas desérticas sin disturbar, $10 - 100 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para superficies disturbadas y $> 100 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para lugares próximos a áreas de gran emisión de polvo, como el Sahara.

En el proceso erosivo pueden reconocerse distintas fases: inicio (o desprendimiento), transporte, abrasión, selección y sedimentación de partículas primarias y agregados del suelo (Lyles 1988). Comienza cuando el viento excede la velocidad umbral (Chepil y Woodruff 1963) requerida para iniciar el movimiento de las partículas, que es condicionada por la proporción de agregados erosionables del suelo, la rugosidad del terreno y la presencia de materiales que cubran la superficie del suelo, como piedras y residuos (Saleh y Fryrear 1999). Una vez que las partículas y agregados están en movimiento la capacidad de transporte del viento depende entre otros factores de su velocidad, turbulencia, viscosidad, y de las propiedades aerodinámicas de las partículas (Saxton et al. 2001, Buschiazzo y Aimar 2003). El tamaño, forma y densidad de las

partículas y agregados determinan el tipo de transporte: rodadura, saltación o suspensión (Figura 4.2).

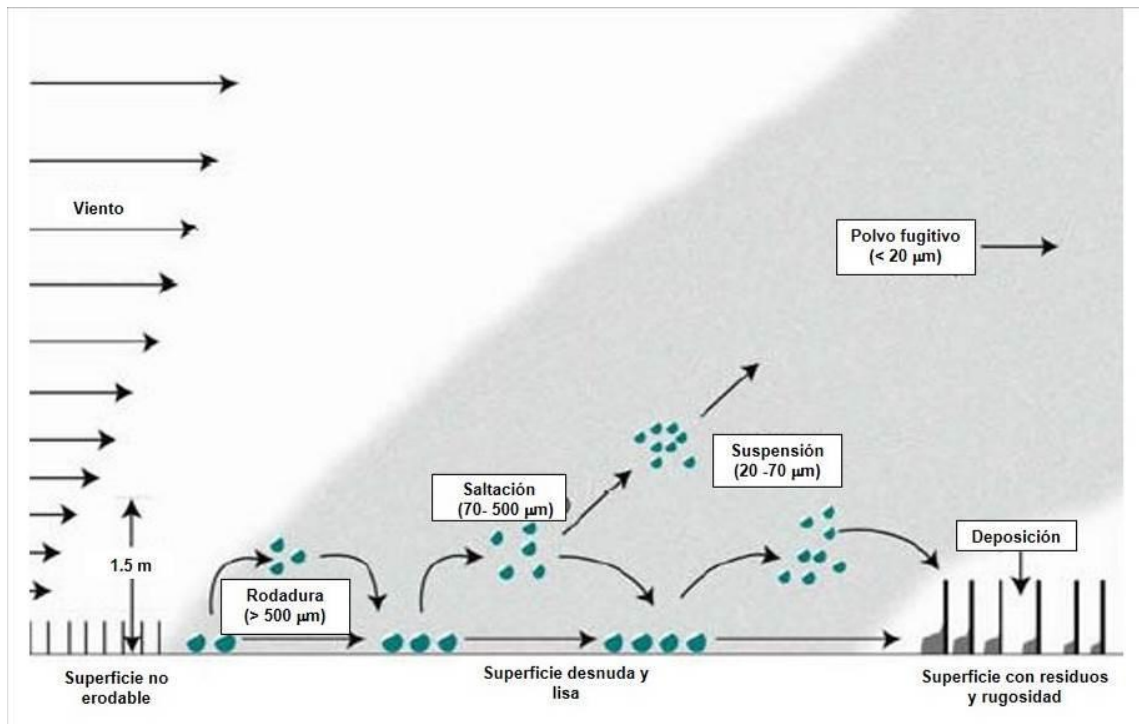


Figura 4.2. Representación del perfil de viento y de los movimientos de rodadura, saltación y suspensión (De Oro 2015).

Los agregados mayores, de 500 a 1000 μm de diámetro (Chepil 1945) no pueden ser transportados en el flujo de aire, pero ruedan por el empuje del viento sobre la superficie. Entre el 7 y el 25 % del total del suelo erosionado se mueve por rodadura y los agregados pueden cambiar su forma de transporte por desgaste (Chepil 1945). Las partículas y agregados intermedios, entre 70 a 500 μm de diámetro son transportados por saltación, proceso por el cual se moviliza entre 50-80 % del material erosionado (Chepil et al. 1961, Lyles 1988). Estas partículas recorren distancias relativamente cortas de hasta unos cientos de metros (Zhang et al. 2011), por lo tanto su efecto se puede observar a nivel de parcela. El impacto de las partículas que se mueven por saltación desintegra otras partículas de la superficie del suelo y las moviliza (Dong et al.

2003). Estas también pueden rebotar y reiniciar el movimiento (Lyles 1988). Por esto mismo, Chepil (1957) considera que el proceso de saltación tiene un efecto multiplicador o de “avalancha” que se incrementa en forma exponencial al aumentar la distancia recorrida.

Las partículas más pequeñas, entre 2 y 100 μm , se movilizan por flujo vertical (Karaca et al. 2009) en suspensión. Para (Chepil 1945) la proporción de suelo transportado por este mecanismo varía entre el 3-38 % dependiendo de la textura. Las partículas transportadas son removidas desde una fuente local y pueden ser depositadas a cientos o miles de kilómetros afectando la calidad del ambiente (Gillette y Walker 1977). Fullen y Mitchell (1991) reportaron que en el observatorio de Mauna Loa (Hawai) han detectado polvo en la atmósfera proveniente de las áreas desérticas de China situadas a 5000 km al oeste. Según la velocidad terminal de las partículas, la suspensión puede ser dividida en corto y largo plazo. La suspensión de largo plazo es la que sufren las partículas muy pequeñas ($< 20 \mu\text{m}$), que pueden permanecer suspendidas por varios días, posibilitando el transporte a grandes distancias (Gillette 1977). Las partículas con un diámetro entre 20 – 100 μm son consideradas de suspensión de corto plazo, ya que permanecen suspendidas unas pocas horas, por lo que difícilmente pueden ser transportadas más que unos cientos de kilómetros (Shao 2008).

Existen distintas metodologías que permiten estimar el proceso erosivo eólico. Hasta 1990 en nuestro país las tasas de erosión se estimaban empíricamente a partir del clima y propiedades del suelo (Prego 1962). Las parcelas de muestreo estandarizadas a campo (Buschiazzo et al. 1999), permitieron identificar y describir eventos individuales, evaluar la eficiencia de las prácticas de manejo y validar los modelos predictivos (Buschiazzo et al. 2007, Buschiazzo y Zobeck 2008, Bouza et al. 2012, Mendez y Buschiazzo 2015). Una alternativa a otra escala de medición es la utilización de túneles

de viento, que permiten realizar manipulaciones en condiciones controladas. A nivel mundial, diversos autores los han utilizado (Gabriels et al. 1997, Cornelis y Gabriels 2004) para explorar la relación entre la vegetación y el transporte de sedimentos. Los estudios en pastizales naturales de zonas semiáridas en tanto, son escasos, y en la mayoría de ellos se utilizaron como elementos rugosos objetos sólidos (Minvielle et al. 2003, Poggi et al. 2004, Gillies et al. 2006, Udo y Takewaka 2007, Sutton y McKenna-Neuman 2008), piezas de vegetación muerta (Molina-Aiz et al. 2006) o vegetación artificial (Finnigan y Mulhearn 1978, Li et al. 2008, Wuyts et al. 2008, Walter et al. 2012b, Youssef et al. 2012). Existen sin embargo ejemplos de estudios del efecto de las plantas vivas en pastizales en ambiente natural (Buckley 1987, Burri et al. 2011, Walter et al. 2012a, Walter et al. 2012b, Hagen y Casada 2013, Suter-Burri et al. 2013).

En la Estepa Magallánica Seca, los estudios de cuantificación de la erosión eólica son limitados (Aimar 2016), y no se conocen las tasas de pérdida de suelo ni las modificaciones en el perfil de viento provocado por el manejo pasado y el efecto del pastoreo relativamente reciente en los cambios de cobertura vegetal generados por la presión de pastoreo.

Objetivo

Evaluar el efecto de distintas coberturas vegetales y la distribución de elementos rugosos en las tasas de erosión eólica y perfiles de viento de un Natrargide xérico de la Estepa Magallánica Seca e interpretar sus posibles efectos en las transiciones entre Estados de la vegetación a escala regional.

Materiales y métodos

Área de estudio. Clima y suelos.

El sitio de estudio fue la Estancia Moy Aike Chico (Figura 4.3) que se encuentra a 60 km al noroeste de Río Gallegos (Latitud 51°24`S, Longitud 69°38`W).

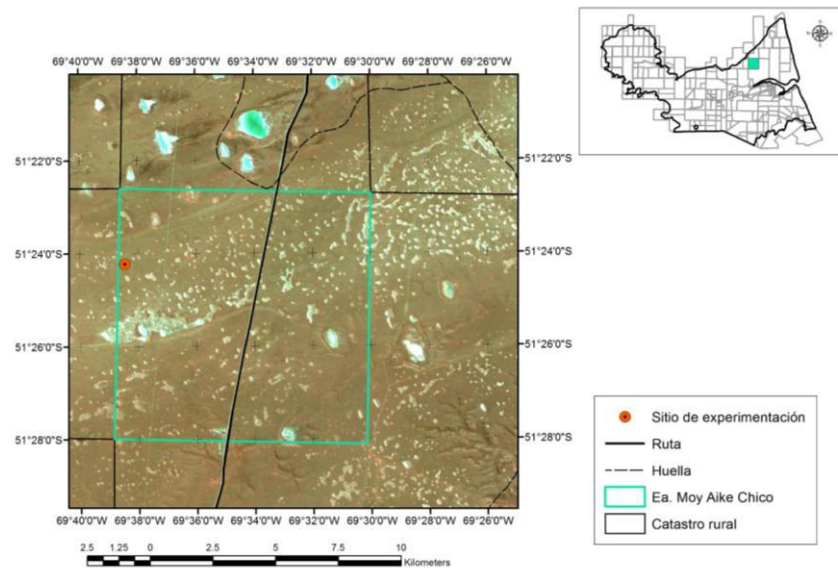


Figura 4.3. Sitio de estudio. En el mapa de la Estepa Magallánica Seca, en la parte superior de la imagen, el recuadro verde resaltado corresponde a Estancia Moy Aike Chico en la cual se ubica el sitio de estudio. El punto rojo de la imagen satelital muestra el sitio de estudio y el recuadro verde son los límites catastrales del establecimiento.

Corresponde a la Unidad Cartográfica 18 de la Estepa Magallánica Seca (Anexo 2), que ocupa amplias planicies profundamente disectadas y de relieve ondulado que incluyen depresiones, lagunas y paleocauces. Los suelos dominantes son Natrargides xéricos, franca fina, asociados a Paleargides xéricos, fina. Los ensayos con túnel de viento se hicieron sobre estos últimos, que poseen un horizonte A_{n1} (epipedón mólico) de 10 cm de espesor (Figura 4.4). El régimen de humedad edáfica corresponde al arídico y tiene un horizonte diagnóstico argílico, producto de condiciones climáticas húmedas pasadas que favorecieron la iluviación de arcillas (Godagnone et al. 2019).

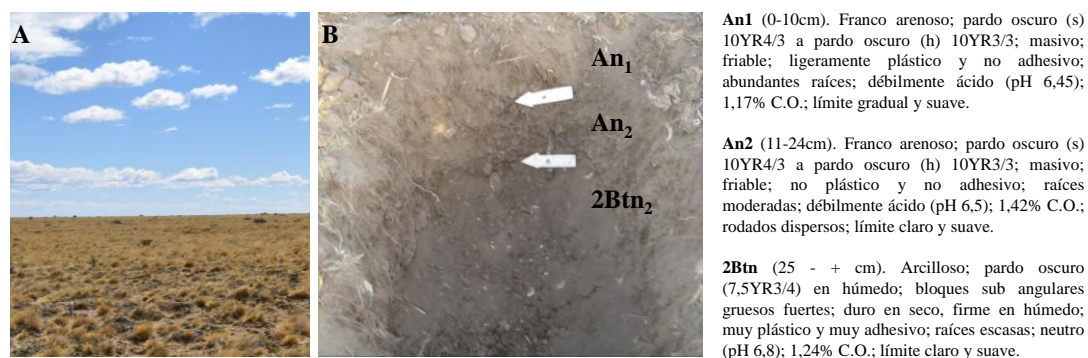


Figura 4.4. Descripción del perfil Paleargides xericus. a) Vista general del paisaje de estos suelos. b) Perfil del taxón.

Los pastizales presentan un 27% de suelo desnudo y el 15% del material muerto en pie o como mantillo. La longitud promedio de los interparches es de 51 cm y de los parches vegetados 52 cm. La cobertura vegetal es aproximadamente del 58%, de los cuales 16% son coirones, 20% pastos forrajeros, 7% hierbas y pastos no forrajeros y 14% subarbustos. Fueron clasificados como Coironales Subarbustivos (Figura 4.5). La densidad promedio de *Festuca gracillima*, considerada en la presente Tesis como la especie que le otorga rugosidad al pastizal, es de 5,4 ind.m⁻² (máximo: 6,67 ind.m⁻²; mínimo: 4,17 ind.m⁻²). La altura promedio registrada en el sitio de experimentación para esta gramínea es de 11,5 cm.

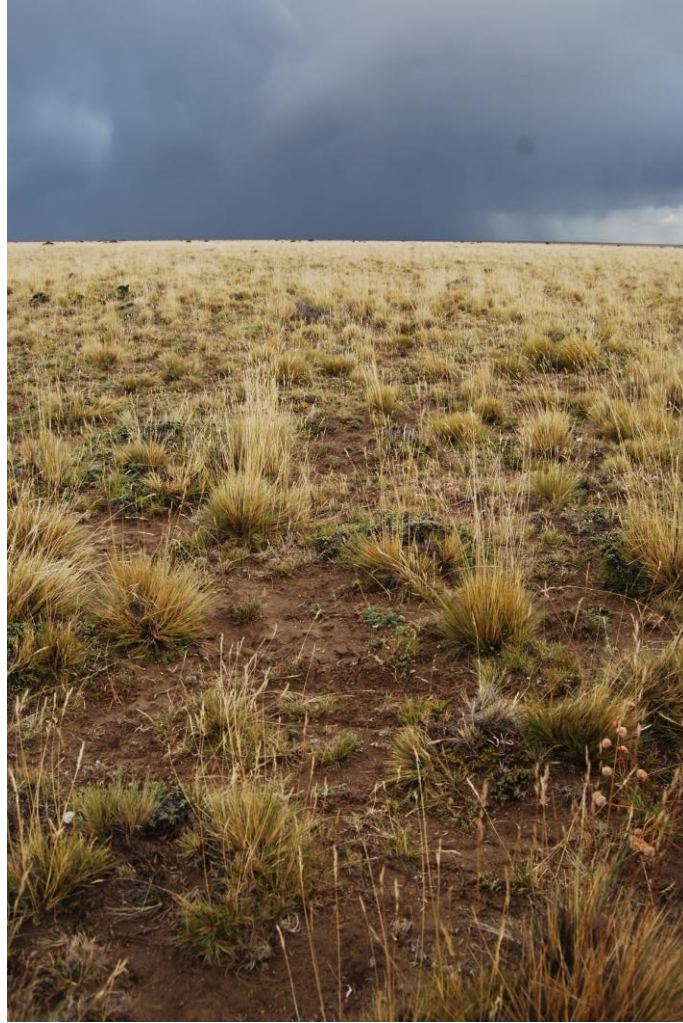


Figura 4.5. Pastizal natural del sitio de experimentación. En esta imagen se puede observar la estructura de parche – interparche que caracteriza a los ecosistemas áridos y semiáridos. Los parches vegetados están compuestos por intercoironal (especies de escasa altura), Festuca gracillima (gramíneas perennes de altura media) y subarbustos rastreros. Se nota la ausencia de arbustos de gran porte.

Diseño Experimental.

Se utilizaron parcelas que estuvieron entre 1986 y 2000 sujetas a tres niveles de carga: alta, baja y nula. A partir del 2001 se retiraron los alambres perimetrales y el pastizal volvió a tener un manejo continuo. En ese año se marcaron 18 parcelas, seis en cada una de las áreas que habían tenido previamente niveles de carga alta, baja y nula. Se eligieron al azar 3 parcelas de cada nivel previo de carga para instalar clausuras de 20x20 m que impidieron el acceso de ovinos y guanacos (Figura 4.6 y 4.7). En los

tratamientos de alta y baja carga histórica, la distancia entre las parcelas (clausuradas y pastoreadas marcadas a partir de la fecha) es de centenares de metros. En cambio, la distancia es menor (decenas de metros) en las que se encuentran en el área que antiguamente estuvo excluida del pastoreo.

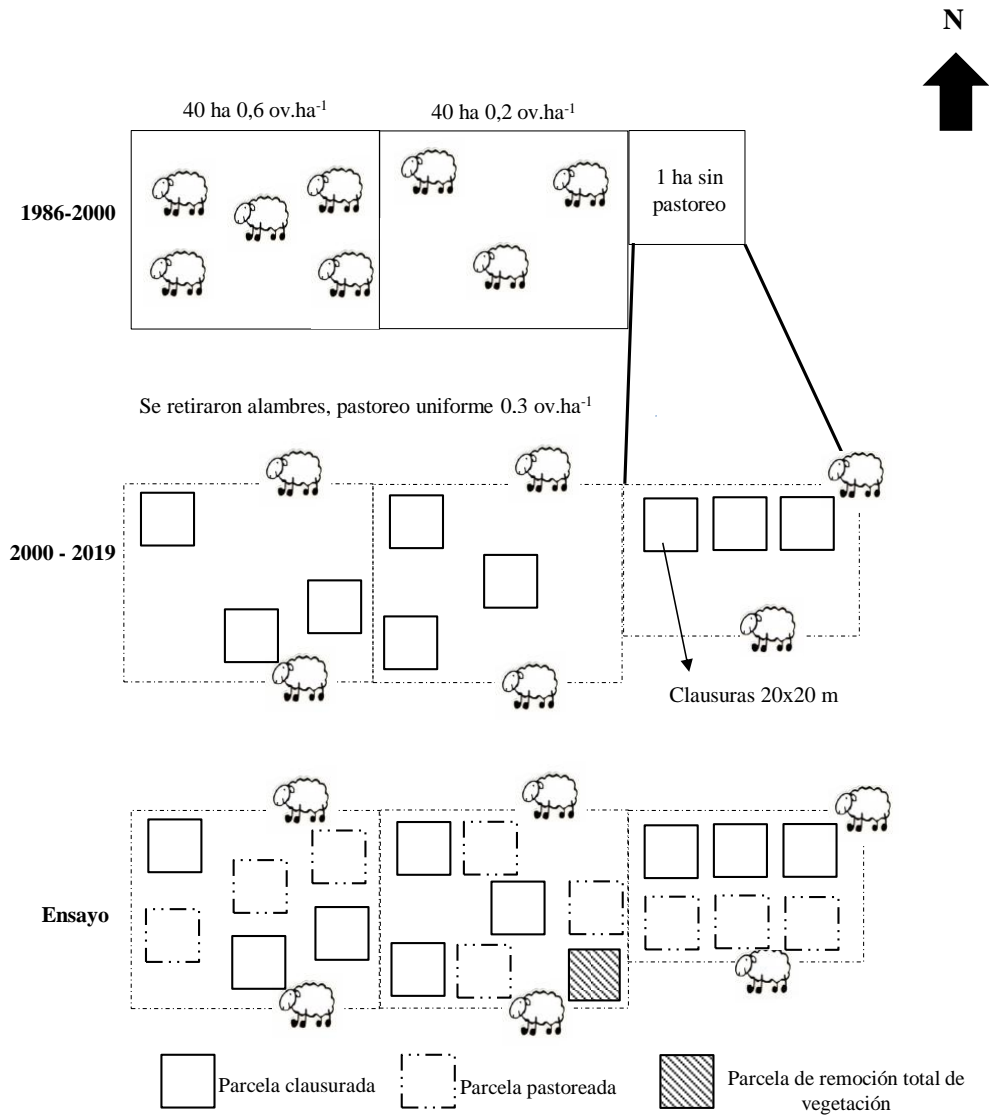


Figura 4.6. Esquema del diseño experimental en la Ea. Moy Aike Chico. El diagrama superior corresponde a los niveles de carga históricos: alta (0,6 ov.ha⁻¹), baja (0,2 ov.ha⁻¹) y clausura (sin pastoreo). En el año 2000 se retiraron los alambrados y todo el área recibe pastoreo de carga uniforme (aproximadamente 0,3 ov.ha⁻¹). En cada uno de los niveles de carga se establecieron 3 clausuras (delimitadas con alambres) y sus respectivos pares (marcadas con estacas) de 20x20 m que se mantienen hasta la actualidad. En el presente ensayo se sumó una parcela de la misma dimensión y se realizó la eliminación total de la vegetación. En el diagrama, los cuadrados con líneas completas representan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción.



Figura 4.7. Clausura (20x20 m) establecida en el 2001 hasta la actualidad.

Para el presente estudio, en 2017, se estableció una parcela de suelo desnudo (en la que se removió la vegetación), simulando una situación de máxima erodabilidad: “Parcela de Referencia” (Figura 4.6 y 4.8). Para la remoción se optó por un sitio distanciado y a favor del viento para evitar que los sedimentos generados en esta parcela incidieran en la medición del resto. La maquinaria que se utilizó eliminó por completo la vegetación, por lo tanto, no hubo incidencia del antiguo tratamiento de cargas.



Figura 4.8. Remoción de la vegetación natural para generar la “Parcela de Referencia” utilizada para medir la máxima pérdida de suelo por erosión.

Caracterización meteorológica y textura - erosionabilidad del suelo

Se instaló una estación meteorológica Davis Vantage Pro2 Plus, que registró la velocidad y la dirección del viento a 2 m de altura, la temperatura, la radiación y la precipitación con una frecuencia de 60 minutos. Los registros se realizaron durante un año (desde mayo de 2018 a mayo 2019). Durante este período la temperatura media fue de 6,8°C, con máxima media de 12,1°C en el mes de febrero y mínima media de -0,6°C en julio. Las precipitaciones fueron de 293 mm y el evento de máximas precipitaciones (52,4 mm) se registró en el mes de marzo. Los vientos medios fueron de 15,8 km.h⁻¹ con ráfagas que alcanzaron máximas de 85,3 km.h⁻¹ en el mes de octubre (Figura 4.9).

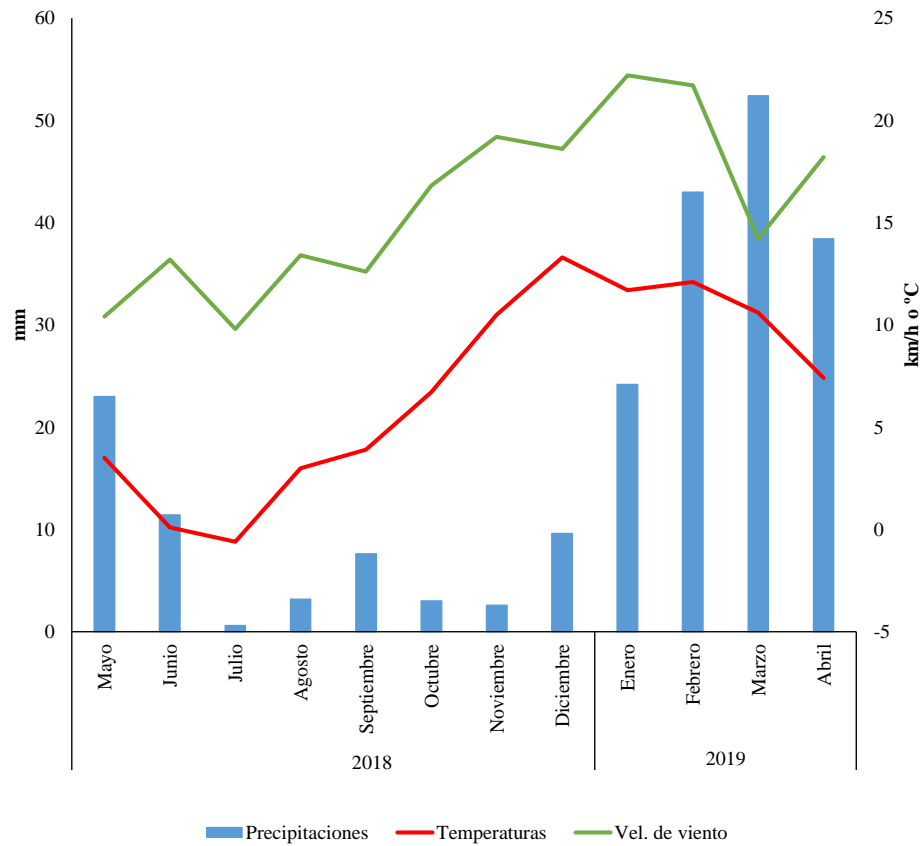


Figura 4.9. Variables climáticas registradas durante el período del presente estudio. Los datos corresponden al período mayo 2018 – mayo 2019. El eje “y” primario y las barras azules pertenece a los registros de precipitaciones medias mensuales (mm). El eje “y” secundario muestra la velocidad de viento media mensual (km.h⁻¹) y las temperaturas medias mensuales (°C). En el eje “x” se localizan los meses desde mayo 2018 a mayo 2019. La línea verde representa la velocidad de viento media mensual y la roja la temperatura media mensual.

Se tomaron muestras de suelo compuestas tanto de parches como de interparches de los primeros 2,5 cm para determinar textura mediante el método de la Pipeta (Gee y Or 2002) en todas las parcelas, excepto en la de remoción de la vegetación. Además, de cada una de las parcelas se extrajo una muestra de suelo sin disturbar de 3 kg en los primeros 10 o 15 cm de profundidad. Estas 18 muestras fueron procesadas con tamiz rotativo (Chepil 1962). Se determinó el contenido de distintos tamaños de agregados y se calculó la fracción erosionable (FE) mediante la siguiente fórmula:

$$FE = \frac{\sum A < 0,84}{A} \times 100$$

Donde $\sum A < 0,84$ es la sumatoria de los pesos de los agregados menores a 0,84 mm obtenidos del tamizado y A es el peso de la muestra total que surge de la sumatoria de todas las clases de agregados obtenidos del tamizado.

Colectores a escala de sitio en parcelas de erosión

En todas las parcelas con pastoreo, en una parcela clausurada por cada nivel de carga histórica y en la parcela de remoción de vegetación se instalaron colectores de erosión (Figura 4.10).

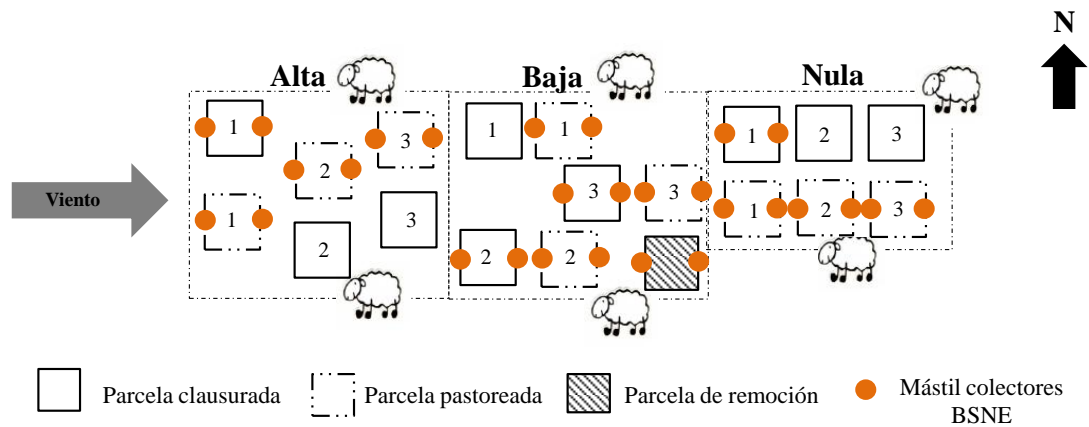


Figura 4.10. Esquema de ubicación de los colectores en las “Parcelas de erosión”. Las líneas punteadas representan la división de alambres que separaban áreas con distintos niveles de carga ganadera 1986-2000. Los cuadrados más pequeños con líneas completas simbolizan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuradas y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los puntos naranjas representan los mástiles (con 3 colectores BSNE cada uno), uno ubicado al ingreso y otro al egreso de la parcela.

Los colectores utilizados fueron Big Spring Number Eight (BSNE) (Fryrear 1986) y se colocaron de a tres en mástiles a 13,5; 50 y 150 cm desde la superficie del suelo al extremo inferior de la abertura del colector (Figura 4.11). Estos colectores son de metal galvanizado y están constituidos por una parte superior a la que se acopla una bandeja en donde se colectan los sedimentos. El piso de la parte superior tiene una malla de 1 mm de diámetro y la cara superior una de 0,3 mm de diámetro. El BSNE visto en planta

tiene una forma trapezoidal. El colector en la parte superior tiene una abertura de 2 cm de ancho por 5 cm de largo por la que ingresa el aire cargado de material. La velocidad del aire que ingresa se reduce y el material transportado cae en la bandeja inferior. El aire sin material sale a través de la malla de la parte superior. Cada mástil en su extremo superior posee una veleta que le permite orientarse en dirección al viento (Aimar et al. 2003).

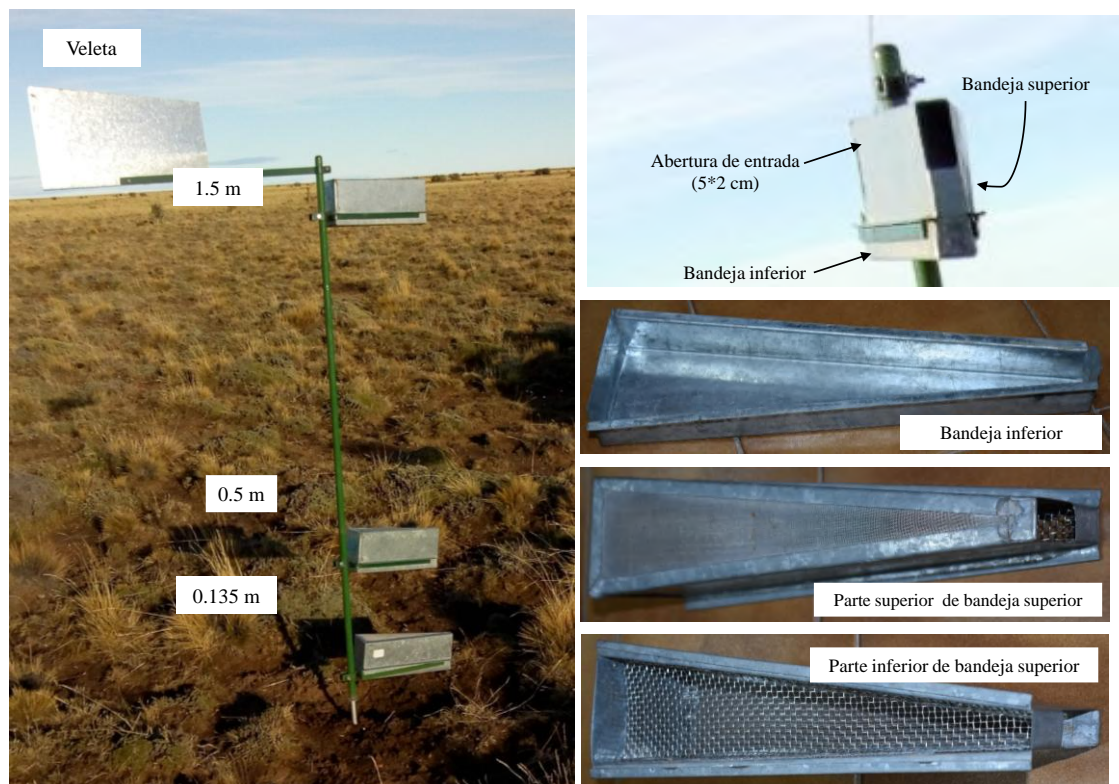


Figura. 4.11. Instrumento de recolección de sedimentos movilizados para medición en “Parcelas de Erosión”. A la izquierda, se muestra un mástil colocado en el campo con tres colectores BSNE a las alturas analizadas en este estudio (0,135, 0,5 y 1,5 m desde el suelo) y la veleta que orienta al mástil en dirección al viento. A la derecha, en la fotografía de arriba se detalla el exterior del colector BSNE y en la fotografía de abajo, se muestra el interior del colector.

Los mástiles fueron colocados en cada parcela en posición oeste y este que coincide con la dirección predominante de los vientos. Estas “parcelas de erosión” (Colazo et al. 2018) fueron evaluadas a lo largo de un año, entre mayo de 2018 hasta el mismo mes de 2019. La recolección del material acumulado en los colectores se realizó en 4 fechas:

octubre y diciembre 2018 y marzo y mayo 2019. Los datos de la primera fecha (octubre 2018) se descartaron, ya que los intensos vientos volaron algunos colectores y el set de datos estuvo incompleto. Luego de este inconveniente, los colectores se sujetaron con precintos. El material colectado fue pesado en una balanza de precisión de 0,1mg.

El flujo de masa horizontal (f) es la cantidad de material que se mueve en un plano vertical y surge de integrar la cantidad de material recolectado en diferentes alturas durante un determinado período de tiempo.

Se calculó la cantidad de sedimento recolectado por unidad de área de entrada ($f_{(z)}$) (kg.m^2) en cada altura de muestreo. La relación entre esta variable y la altura fue ajustada por medios de modelos no lineales de tipo exponencial. Por último, esta función fue integrada matemáticamente entre 13,5 y 150 cm. Para ello se utilizó el software Curve Expert 1.38 (Hyams 2001). A partir de estos cálculos se obtuvo la cantidad de material erosionado por hectárea (Q) para todas las parcelas (clausuradas – pastoreadas – remoción). Al dato obtenido por mástil se lo multiplicó por el ancho de la parcela (20 m). Luego para hacer referencia a la pérdida en una hectárea, se lo multiplicó por 10000 m y dividió por la superficie de la parcela de muestreo (400 m). La cantidad neta de material erosionado en las parcelas (kg.ha^{-1}) se calculó como la diferencia entre Q del mástil colocado a barlovento menos el Q del mástil a sotavento. Además, se analizó el perfil de sedimentos netos obtenidos durante todo el periodo de estudio y se ajustó a la ecuación exponencial.

Simulación en túnel de viento

La erosión eólica fue simulada con un túnel de viento portátil (Figura 4.9) para corroborar el efecto de la estructura de suelo y de la estructura y cobertura vegetal en las tasas de pérdida de suelo por erosión eólica. El túnel está compuesto por un motor, una

hélice y una placa cribada para homogeneizar el flujo. El aire pasa al túnel propiamente dicho formado por tres secciones equidimensionales de chapa galvanizada, cada una de 2 m de largo, 0,5 m de ancho y 1 m de alto. Dos de estas secciones no tienen piso y permiten que la corriente de aire entre en contacto con la superficie del suelo y corresponden a la zona de medición. Estas dos últimas secciones poseen dos ventanas laterales y una superior que permiten modificar la zona de medición sin necesidad de desacoplar los dos últimos tramos del túnel (Mendez et al. 2006). El motor es marca Honda GX 670 de 24 HP y se encuentra en un chasis con ruedas para movilizarlo más fácilmente (Figura 4.12a). Por medio de una correa y poleas reductoras (2,5: 1) el motor acciona una hélice que gira a 1000 rpm. La misma tiene 1 m de diámetro y está compuesta por 8 palas de 0,35 m en ángulo de 40°. El aire impulsado por la hélice es conducido hacia una placa cribada a través de una sección rectangular construida en lona. La placa cribada tiene 196 orificios de 2,5 cm de diámetro cada uno y reduce la turbulencia del flujo de aire (Figura 4.12b). Luego, el flujo de aire ingresa a la primera sección del túnel que tiene piso (Figura 4.12d) y en la entrada de la misma se ubica el conjunto de placas deflectoras (Figura 4.12c) que se encargan de orientar el flujo y de esta manera generar el perfil de viento deseado. Luego se encuentran las otras dos secciones del túnel sin piso (Figura 4.12e). Al final del túnel de viento se colocaron anemómetros con sistema de tubos Pitot (Pressure and flow meter CEM/DT-8920) a 10, 20, 30, 50 y 80 centímetros del suelo para medir el perfil vertical de viento y un mástil con 5 colectores BSNE a: 7, 20, 36, 53, 66 y 84 centímetros del suelo para recoger el material erosionado (Figura 4.12f).



Figura 4.12. Túnel de viento portátil funcionando en el campo y detalle de sus partes. a) motor sobre carro y segmento que lleva la hélice, b) placa cribada, c) chapas deflectoras, d) tramo del túnel con piso, e) zona de medición y f) salida del túnel con colectores y anemómetros.

Para cada simulación se delimitaron subparcelas de 0,5 x 4 m para el muestreo (Figura 4.13), que fueron fotografiadas.

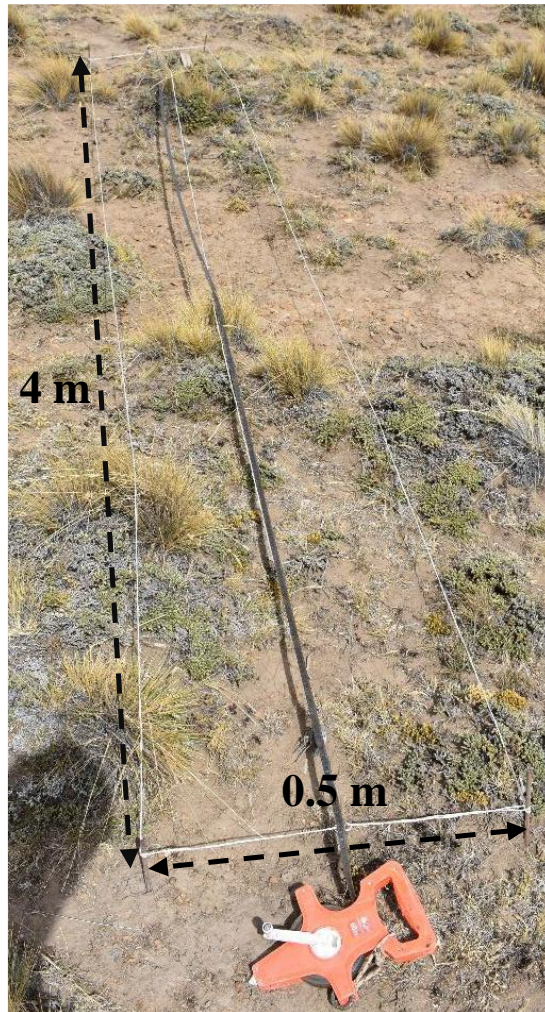


Figura 4.13. Subparcela de alto nivel de carga histórica y que permaneció clausurada desde 2001 hasta la actualidad en la que se realizó la simulación con túnel de viento. El tamaño de las subparcelas fue de 4 m de largo por 0,5 m de ancho coincidentemente con la longitud del túnel de viento. La densidad promedio de *Festuca gracillima* fue de 4 ind.m⁻² (calculada mediante la Distancia al Vecino más Cercano) y la altura promedio de 12 cm. Los subarbustos e intercoironal tenían aproximadamente entre 5 y 8 cm de altura.

Se calculó la cobertura vegetal a partir de estas imágenes utilizando el programa GIMP 2.8.10 (GNU Image Manipulation Program) (Gimp 2008). Además, se midió la altura, el diámetro y la densidad de los individuos de *Festuca gracillima* (coirones) presentes para estimar la rugosidad de las subparcelas con la ecuación propuesta por Raupach et al. (1980):

$$z=h+1,5D$$

Donde z es la rugosidad de los elementos, h es la altura media de los elementos rugosos y D es la distancia media de separación entre el vecino más cercano de los elementos rugosos.

Perfil de viento con extracción selectiva de vegetación

Para evaluar cambios en el perfil de viento producto de variaciones en los elementos rugosos se seleccionaron 3 subparcelas con alta cobertura de *Festuca gracillima*. La primera simulación se realizó con el 100% de la gramínea, luego se removieron al azar individuos de *F. gracillima* para dejar el 66, 33 y 0% de número de individuos remanente.

Perfil de viento con distintas cargas históricas de pastoreo

Las simulaciones con túnel de viento se realizaron para cada nivel de carga animal histórico 1986-2000: alta, baja y nula. Para cada carga se seleccionó una parcela que en el período 2001-2019 había permanecido clausurada y una que se mantuvo bajo pastoreo. En cada una se delimitaron 3 subparcelas de 0,5 x 4 m. Sobre cada subparcela se instaló el túnel de viento y se realizaron 3 simulaciones, la primera sobre vegetación natural (VN), una segunda sobre vegetación natural con agregado de 4 kg de suelo (CS) en el tramo inicial del túnel de viento que tiene piso, para estimar la capacidad de retención de la vegetación y la tercera con remoción total de vegetación (R) (Figura 4.14). Este último tratamiento no se realizó en las clausuras. Cada simulación tuvo una duración de 15 minutos. La velocidad de viento en cada pitot se registró a intervalos de 1 segundo. Se descartaron los primeros 250 registros que podrían reflejar un período en el cual el motor no había alcanzado su régimen normal. Algunos registros de viento resultaron valores negativos, especialmente en cercanías de la superficie del suelo.

Interpretando que éstos serían producto de flujos turbulentos, se utilizaron en los cálculos de velocidad como valores absolutos.

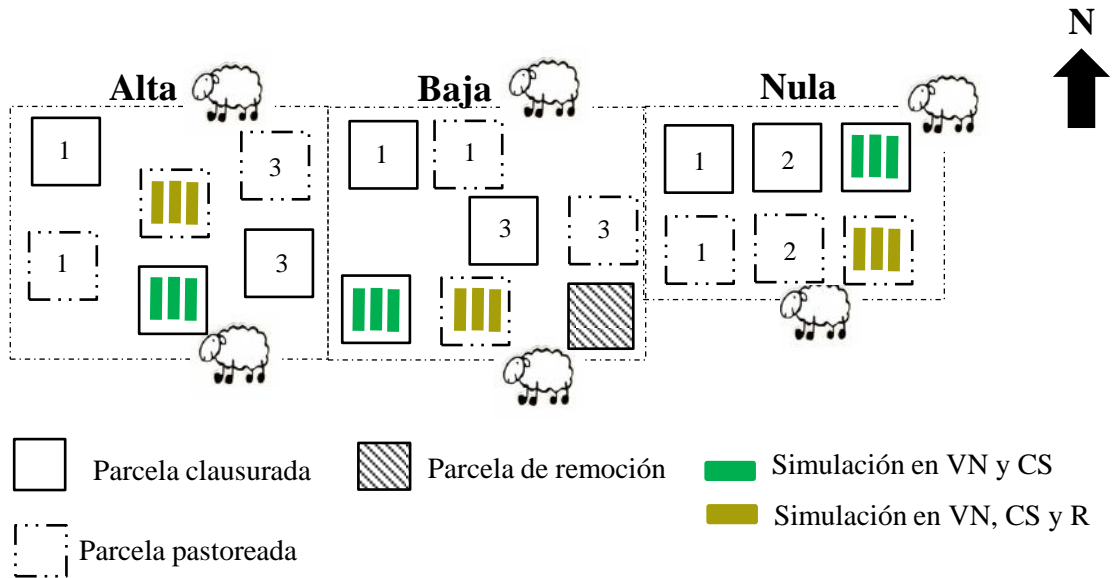


Figura 4.14. Esquema de muestreo de las simulaciones con túnel de viento en la Ea. Moy Aike Chico. Las líneas punteadas representan la división de alambres que separaban áreas con distintos niveles de carga ganadera 1986-2000. Los cuadrados más pequeños con líneas completas simbolizan las parcelas clausuradas, los de líneas discontinuas las que se encuentran bajo pastoreo y el relleno de líneas diagonales la parcela de remoción. Los números indican los pares de parcelas clausuradas y pastoreadas para cada nivel de carga histórica. Los rectángulos verdes oscuros ubicados dentro de las parcelas clausuradas (2001 – 2019) representan las simulaciones con túnel de viento que se realizaron sobre la vegetación natural y luego con agregado de suelo. Los rectángulos marrones localizados en las parcelas pastoreadas (2001 – 2019) corresponden a las simulaciones sobre vegetación natural, seguido se le agregó suelo y por último se eliminó la vegetación en su totalidad.

El túnel se utilizó a un régimen constante a 3500 rpm medido con un tacómetro digital, en el que el motor alcanza una potencia máxima.

Recolección de sedimentos con distintas cargas históricas de pastoreo en el túnel de viento

El total de sedimentos erosionados en la parcela se calculó por medio de la integración de la función que describe la distribución vertical del flujo horizontal de sedimento: $f(z)$, siendo z la altura de muestreo. El flujo de masa horizontal en un punto es igual al sedimento recolectado por unidad de superficie de recolección ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$). En nuestro caso

fue de 10 cm², ya que en los BSNE la superficie de recolección es 2x5 cm. Con la integración en altura se obtiene el transporte de masa: la cantidad de material que pasa desde 0 a 1 m de altura en un metro de ancho. A partir de los datos de sedimentos colectados en los cinco colectores del túnel se ajustó una ecuación para cada simulación utilizando el software Curve Expert 1.38 (Hyams 2001). Esta ecuación se ajustó entre los 7 y los 84 cm y se realizó luego la integración para calcular el transporte de masa horizontal de 0 a 1 m. Cuando los datos originales eran iguales a 0 los valores se modificaron a 0,0001 para poder utilizar funciones matemáticas que no aceptan valores nulos.

En las parcelas con agregado de suelo (CS), tanto para las de distintos niveles de carga histórica como para las clausuradas o pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad, se calculó el porcentaje de retención de sedimentos de la vegetación. Los 4 kg de suelo agregado equivalen a 20.000 kg.ha⁻¹, que representan el 100% de suelo que debería ser capturado por los colectores en caso que no se produjera captación por la vegetación. Mediante regla de tres simple entre la cantidad real de sedimentos capturados y el suelo agregado (20.000 kg.ha⁻¹) se calculó el porcentaje de retención por la vegetación.

Análisis de datos

En el análisis estadístico de la textura y fracción erosionable de los suelos se utilizó el Análisis de Varianza (ANOVA) con contrastes de Duncan. Para el análisis de textura de suelos las variables dependientes fueron las distintas fracciones granulométricas expresadas en porcentaje: arcilla, limo, arena muy fina, arena fina, arena media y arena muy gruesa + gruesa. Las variables de clasificación en cada caso fueron: (1) Nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta). (2) Exclusión del pastoreo (dos tratamientos: clausura y pastoreo) entre 2001-2019, en este caso se

incluyeron todas las parcelas sin diferenciar niveles de carga histórica previos). (2) Cobertura del suelo (dos tratamientos: parche y interparche) para el cual se incluyeron todas las parcelas sin diferenciar por exclusión o por cobertura.

En el análisis de la fracción erosionable de los suelos y la distribución de los agregados en seco las variables dependientes fueron: la sumatoria de los agregados <0,84 mm y los distintos tamaños de agregados (>19,2 - 19,2 a 6,4 - 6,4 a 2 - 2 a 0,84 - 0,84 a 0,42 - <0,42 mm). Las variables de clasificación fueron: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta) y clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo).

Los datos obtenidos de las fotografías de las subparcelas que luego fueron utilizadas para simulaciones de túnel de viento se evaluaron mediante Análisis de Varianza (ANOVA) con contrastes de Duncan. Se analizó separadamente las subparcelas clausuradas y pastoreadas. En cada uno de estos análisis las variables dependientes fueron: suelo desnudo, cobertura vegetal, *Festuca gracillima* y pastos, hierbas y subarbustos. La variable de clasificación fue el nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta). Además, con el mismo set de datos se realizó la comparación entre subparcelas clausuradas y pastoreadas. En este caso, las variables dependientes fueron las mismas y la variable de clasificación fue clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo). Se realizó utilizando Análisis de Varianza (ANOVA) con contrastes de Duncan.

En el análisis de la rugosidad calculada para las subparcelas la variable dependiente fue la rugosidad y las variables de clasificación fueron: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta) y clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo).

Para el análisis estadístico del perfil de viento promedio logrado con el túnel de viento se utilizaron los datos de las simulaciones realizadas sobre la vegetación natural. La variable dependiente fue la velocidad (km.h^{-1}) y la de clasificación fue la altura desde el suelo.

En los perfiles en los que se extrajeron coirones la variable dependiente fue la velocidad (km.h^{-1}) y las variables de clasificación: *Festuca gracillima* extraída (cuatro tratamientos: 0, 33, 66 y 100% de *F. gracillima* extraída) y altura del anemómetro (cinco tratamientos: 10, 20, 30, 50 y 80 cm).

Los perfiles de velocidad de viento para los distintos niveles de carga histórica (1986 – 2000) fueron analizados mediante simulaciones del túnel sobre Vegetación Natural. La variable dependiente fue la velocidad (km.h^{-1}) y las variables de clasificación: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta con tres repeticiones cada una) y la altura del anemómetro (cinco tratamientos: 10, 20, 30, 50 y 80 cm con tres repeticiones). Cuando se analizaron las parcelas clausuradas vs. las pastoreadas, la variable dependiente fue la velocidad (km.h^{-1}) y las variables de clasificación: con exclusión o sin exclusión de pastoreo durante 2001 - 2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreada) y la altura del anemómetro (cinco tratamientos: 10, 20, 30, 50 y 80 cm). Además, se compararon los perfiles de viento promedio de la Vegetación Natural (solamente las pastoreadas) con el de Remoción. La variable dependiente fue la velocidad (km.h^{-1}) y las variables de clasificación: con o sin vegetación natural (dos tratamientos: Vegetación Natural o Remoción) y la altura del anemómetro (cinco tratamientos: 10, 20, 30, 50 y 80 cm).

El peso de sedimentos capturados en los colectores dispuestos a distintas alturas en el túnel de viento se analizó de manera separada en parcelas clausuradas y pastoreadas. En cada uno de estos análisis la variable dependiente fue la cantidad de sedimentos

capturados por altura y las variables de clasificación: tratamiento (dos tratamientos: Vegetación Natural o Con agregado de Suelo) y la altura del colector (seis tratamientos: 0,7, 20, 36, 53, 66 y 84 cm). En el caso de las pastoreadas, a la variable de clasificación “tratamientos” se le sumó la Remoción.

El total de sedimentos calculados que se recolectaron durante las simulaciones con el túnel de viento se analizaron por tratamiento: Vegetación Natural, Con agregado de suelo y Remoción, estas últimas solamente para las parcelas pastoreadas. Para Vegetación Natural y Con agregado de Suelo la variable dependiente fue cantidad de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y las variables de clasificación: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta con tres repeticiones cada una) y clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo y tres repeticiones en cada nivel de pastoreo) con un total de 3 tratamientos carga x 2 tratamientos exclusión x 3 repeticiones. La variable dependiente fue la cantidad de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y las variables de clasificación fueron: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta), clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo), en cada caso hubo tres repeticiones (subparcelas). La remoción se aplicó solamente en las tres parcelas pastoreadas (sin clausura) entre 2000-2019. Para analizar su efecto, los datos fueron normalizados utilizando logaritmo natural y luego se realizó un ANOVA con dos tratamientos: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta con tres repeticiones cada una) y remoción (remoción o vegetación natural con tres repeticiones) con un total de 3 tratamientos carga x 2 tratamientos remoción x 3 repeticiones.

Para el análisis estadístico de las velocidades de los perfiles de viento con extracción de *Festuca gracillima*, perfiles de viento en los distintos niveles de cargas históricas y

sedimentos capturados por los colectores en el túnel de viento se utilizó el Análisis de Varianza (ANOVA) con contrastes de Duncan.

Los datos de sedimentos netos (diferencia entre el mástil este y oeste) obtenidos en las “parcelas de erosión” fueron analizados por los periodos de muestreo. La variable dependiente fue cantidad de sedimentos netos (g) y las variables de clasificación: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta), clausura o pastoreo entre 2001-2019 (dos tratamientos: clausura y pastoreo) y fecha de muestreo (octubre - diciembre 2018- marzo 2019 y marzo- mayo 2019).

La pérdida de sedimentos (sedimentos netos) se analizó para nivel de carga histórica (1986-2000) y clausura vs. pastoreo (2001-2019). La variable dependiente fue la cantidad de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y las variables de clasificación: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta) y clausura vs. pastoreo desde 2001 a 2019 (dos tratamientos: clausurado y pastoreado).

El análisis de los sedimentos netos recolectados por altura de muestreo se realizó separando parcelas clausuradas y pastoreadas. En cada una de estas situaciones, la variable dependiente fue la cantidad de sedimentos netos (g) y las variables de clasificación: nivel de carga histórica 1986-2000 (tres tratamientos: nula, baja y alta) y altura del colector (tres tratamientos: 13,5, 50 y 150 cm).

Para todos los análisis estadísticos realizados con los sedimentos recolectados en las “parcelas de erosión” se utilizó el Análisis de Varianza (ANOVA) con contrastes de Duncan.

Se utilizó un nivel de $p < 0,05$ y el software InfoStat (Di Rienzo et al. 2011) para todos los análisis descriptos anteriormente.

Resultados

Análisis de textura de los suelos y fracción erosionable

Los suelos que habían recibido alta carga en el ensayo 1986-2000, mostraban en 2019 una diferente distribución granulométrica con mayor contenido de fracciones más gruesas: arenas gruesas y medias. Los que permanecieron con carga nula en ese período acumularon arcilla, limo y arenas muy finas (Figura 4.15a), mientras que los que habían recibido cargas moderadas presentaron valores intermedios. Las diferencias resultaron significativas en limos y arenas muy finas.

En las parcelas que se mantuvieron protegidas por clausuras entre el 2001 hasta la actualidad se observó una acumulación similar de fracciones más finas: arcilla y limo, mientras que las que permanecieron bajo pastoreo acumularon fracciones gruesas, aunque estas diferencias no fueron significativas (Figura 4.15b).

Existe una relación inversa en la textura de parches e interparches: mayor contenido de material fino (arcilla y limo) en interparches y de fracciones gruesas (arenas finas, arenas medias y arenas gruesas) en los parches. Las fracciones de menor granulometría (arcillas, limos y arenas finas) fueron las que presentaron diferencias significativas (Figura 4.15c).

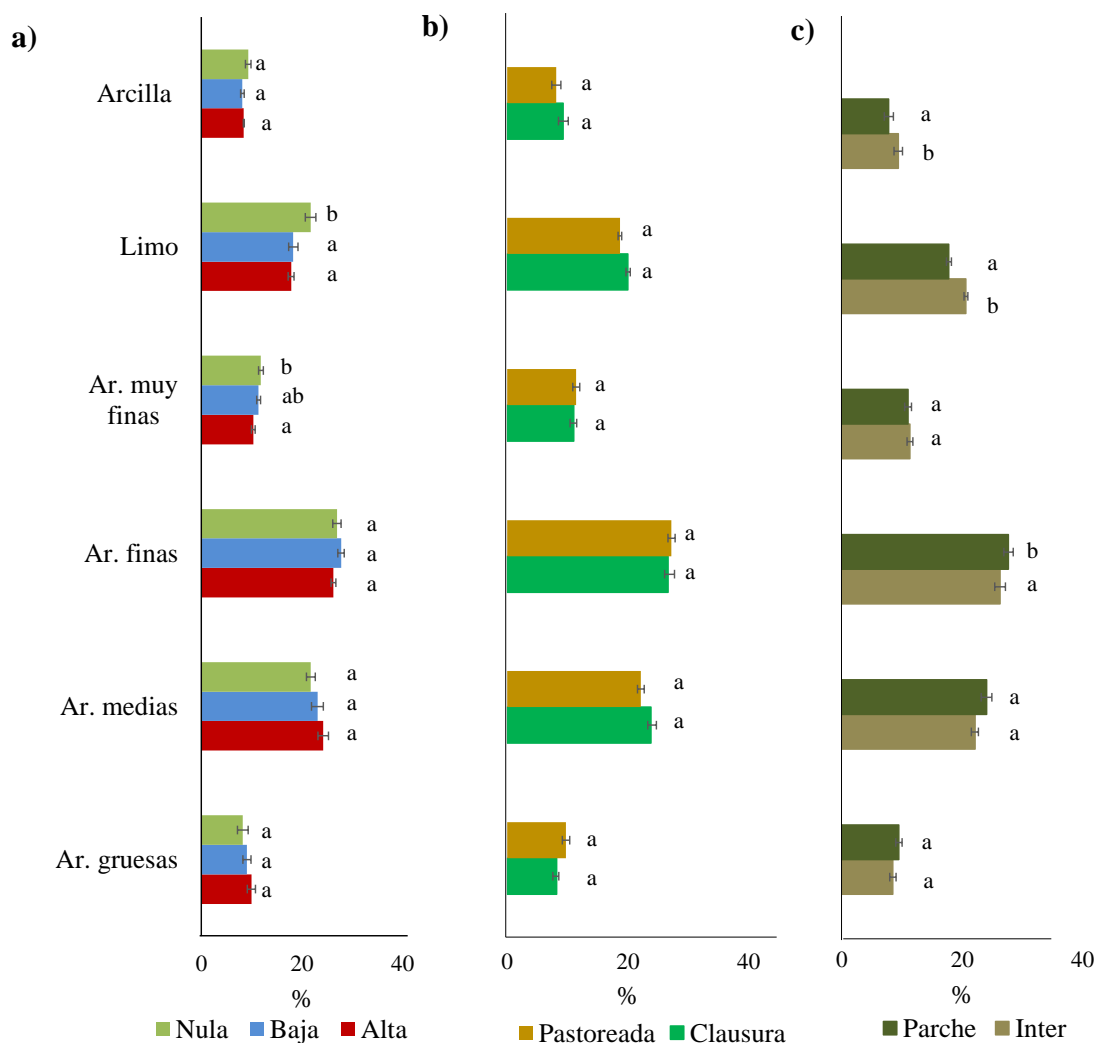


Figura 4.15. Fracciones granulométricas obtenidas por el método de la Pipeta de Robinson (Gee y Or 2002) para: a) Niveles de carga histórica, b) clausura vs. pastoreo y c) parche vs. interparche. Se analizaron las distinta fracciones con Análisis de la Varianza con contraste de Duncan, mediante el software InfoStat (Di Rienzo et al. 2011). Letras distintas indican diferencias significativas.

La distribución de agregados en seco (DAS) no presentó diferencias significativas entre los niveles de carga histórica (1986-2000) (Figura 4.16a) y tampoco hubo diferencias en esta propiedad entre las áreas protegidas desde 2001 y las pastoreadas en este período (Figura 4.16b). Es posible sin embargo observar una tendencia ya que los sectores que no fueron pastoreados entre 1986-2000 presentaron una proporción superior de agregados de tamaño mayor: >19,2 (34,8%), de 6,4 a 2 mm (11,4%) y de 2 a 0,84 mm de diámetro (18,7%).

Los sectores que históricamente (1986-2000) recibieron baja carga registraron la mayor cantidad de agregados de menor tamaño: 12 % para los de 0,84 a 0,42 mm y 20,4% para los de <0,42 mm. La fracción erosionable presentó diferencias significativas entre los tratamientos: los valores más altos en las áreas de baja carga histórica (32,5%), luego las de alta (27,5%) y, por último, las que en ese período permanecieron sin pastoreo (25,8%) (Figura 4.16a). Al analizar la distribución en seco de los agregados para las parcelas protegidas desde el 2001 y las pastoreadas en este mismo período las diferencias porcentuales para cada tamaño de agregado no superaron el 2%. La fracción erosionable no mostró diferencias significativas entre parcelas pastoreadas y con clausura, aunque en estas últimas se registró una fracción erosionable superior en un 16% (Figura 4.16b).

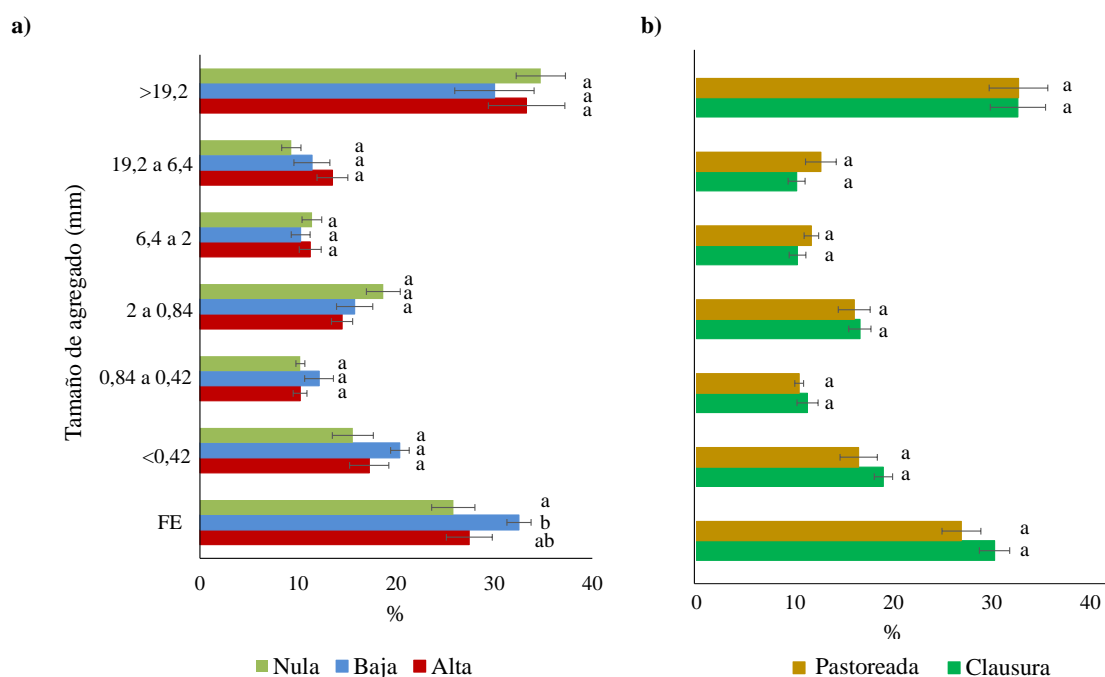


Figura 4.16. Distribución de agregados en seco y fracción erosionable. El gráfico de la izquierda (a) corresponde a los distintos Niveles de carga histórica (1986 – 2000) y el de la derecha (b) a clausuras vs. pastoreadas a partir de 2001 hasta la actualidad. La separación de los agregados en seco se realizó utilizando tamiz rotativo y la fracción erosionable es la sumatoria de los agregados menores a 0,84 mm. El eje “y” representa el tamaño de agregados y fracción erosionable (FE). El eje “x” corresponde al peso en porcentaje (%) que cada tamaño de agregado representa en el total de la muestra. Las barras de color rojo corresponden a las parcelas de alta, las azules a baja y verde a nula carga histórica (1986 – 2000) y las verde oscuro a la clausura y ocre a las pastoreadas desde 2001 a la actualidad.

Las barras negras son el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Coletores verticales a escala de sitio en parcelas de erosión

El peso de los sedimentos capturados por los colectores en las parcelas de erosión no presentó diferencias estadísticas entre los periodos considerados en este estudio. La diferencia en el peso de los sedimentos capturados por colectores verticales situados a sotavento (oeste) y barlovento (este) del sentido del viento predominante de dirección SO durante 7 meses (Figura 4.17) indica que en general ingresan menos sedimentos (colector oeste) que los que salen (colector este). Esto implica que las parcelas se están erosionando y se refleja en los valores positivos de las barras de la Figura 4.17 para todas las parcelas excepto la de alta carga clausurada, que actuó como un sumidero de sedimentos. Las pérdidas siempre fueron superiores en las parcelas pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad en relación a las que se mantuvieron clausuradas, con un máximo ($356 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) en las parcelas que habían recibido alta carga ganadera entre 1986 – 2000. En las parcelas que permanecieron con baja carga entre 1986 – 2000, las diferencias entre las clausuradas y pastoreadas entre 2001 – 2019 fueron mínimas. No se evidenciaron diferencias significativas ($p > 0,05$) para ninguno de los tratamientos (Figura 4.17).

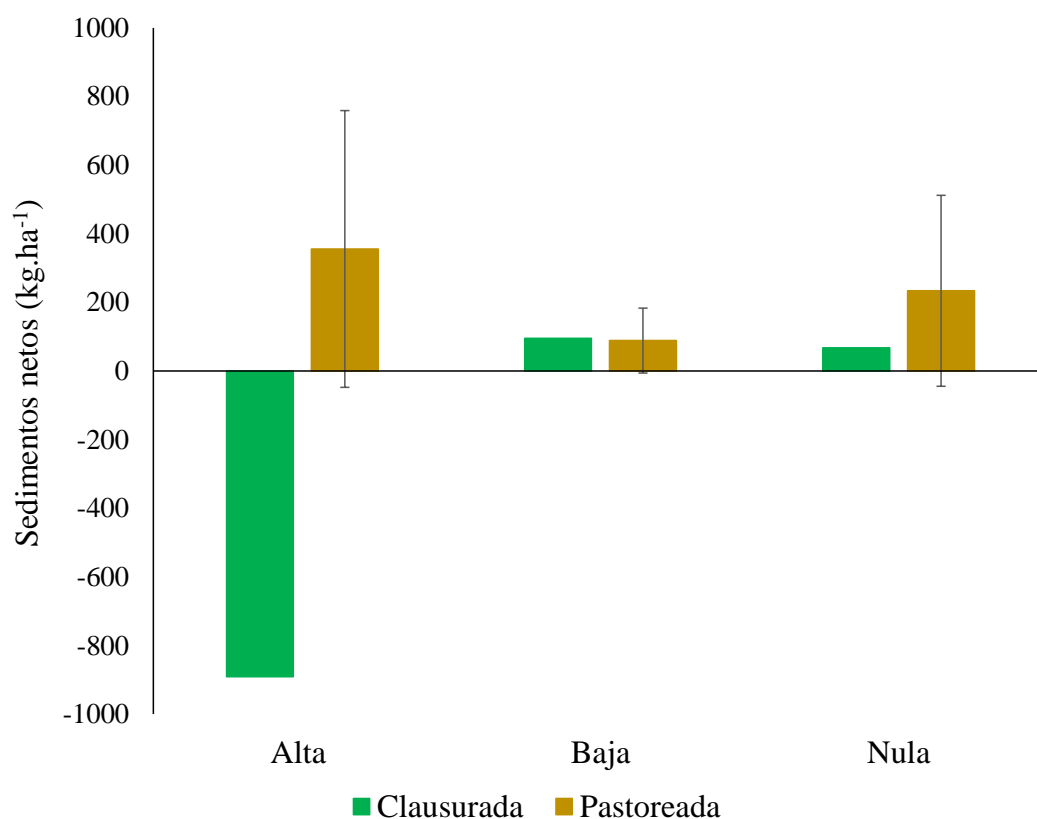


Figura 4.17. Peso medio de sedimentos netos (promedio de la diferencia entre el peso de los sedimentos colectados en el mástil este - oeste para todo el periodo de muestreo de diciembre/18 a mayo/19 en las “parcelas de erosión”. Se diferenciaron las parcelas de distintos niveles de carga histórica en el ensayo 1986 – 2000, y las parcelas clausuradas (en verde) y pastoreadas (color ocre) entre 2001-2019. El error estándar (barras negras) se calculó solamente en las parcelas pastoreadas ya que no había repeticiones en las parcelas clausuradas.

La Figura 4.18 muestra los resultados de un análisis de diferencia de sedimentos a sotavento y barlovento de las parcelas de erosión similar al descrito en la Figura 4.17 pero promediando parcelas pastoreadas, clausuradas y la “parcela de referencia” en la cual se ha eliminado totalmente la cobertura vegetal. La pérdida de sedimentos máxima, que sería la potencial para estos suelos sin la protección de la vegetación fue de 6305 kg.ha⁻¹. Las parcelas pastoreadas perdieron alrededor de 226 kg.ha⁻¹ y las clausuradas retuvieron alrededor de 243 kg.ha⁻¹ de sedimentos. No se registraron diferencias significativas entre los sedimentos obtenidos en las parcelas clausuradas y pastoreadas (Figura 4.18).

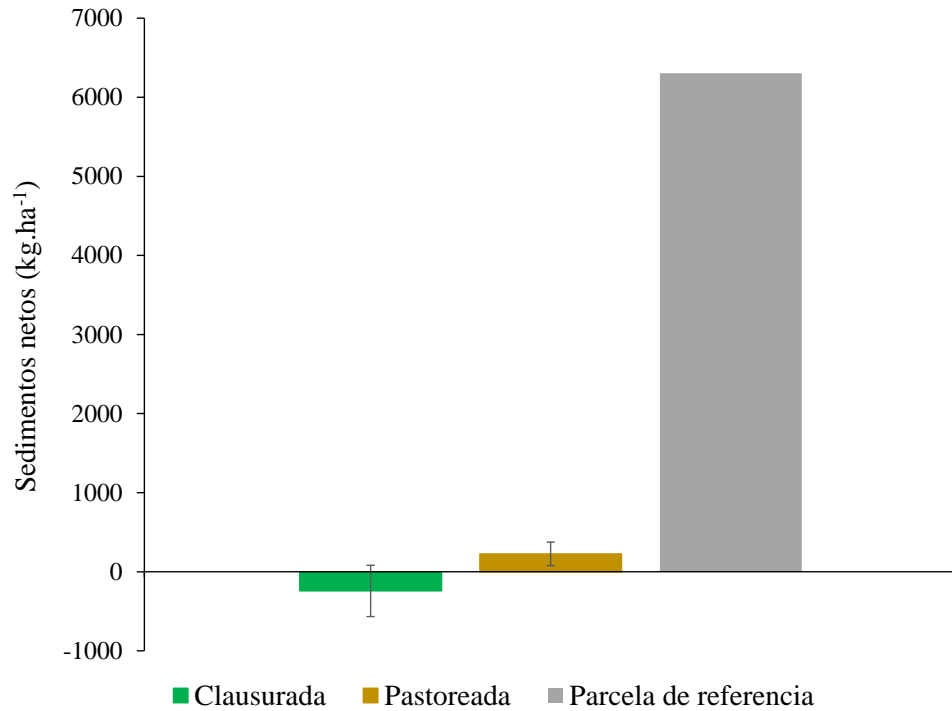


Figura 4.18. Peso medio de sedimentos netos para parcelas clausuradas, pastoreadas y de referencia. Los sedimentos netos resultan del promedio de la diferencia entre el mástil este y oeste para todo el periodo de muestreo (diciembre/18 a mayo/19) en las “parcelas de erosión” (clausuradas y pastoreadas) y “parcela de referencia”. La barra verde representa las parcelas clausuradas, la ocre las pastoreadas desde 2001 a la actualidad y la gris la “parcela de referencia”. El error estándar (barras negras) se calculó en las parcelas clausuradas (n=3) y pastoreadas (n=9). La “parcela de referencia” es única.

El ajuste de las curvas de captura en función de la altura respondió a una función exponencial, que varió entre Exponencial modificada ($y=ae^{b/x}$), Logarítmica natural ($y=a+b\ln(x)$) y Exponencial ($y=ae^{bx}$). El mejor ajuste obtenido fue para la parcela de referencia (con remoción total de la vegetación) y luego para las parcelas que permanecieron clausuradas desde 2001 hasta la actualidad (Cuadro 4.1).

Cuadro 4.1. Peso medio de sedimentos netos por altura, ajuste de función, parámetros de la ecuación de ajuste y valor del coeficiente de correlación (R^2) para los distintos niveles de carga histórica, clausura vs. pastoreadas y parcela de referencia (remoción total de la vegetación) obtenidos en las “parcelas de erosión” durante octubre 2018 – mayo 2019. C o P: Parcela clausurada o pastoreada desde 2001 hasta la actualidad, NC: Nivel de carga histórica (1986 – 2000).

		Sedimentos recolectados (g) por altura (cm)						
C o P	NC	13,5	50	150	Ajuste	a	b	R^2
Clausura	Alta	-0,73	-0,58	-1,05	$y=a+b\ln(x)$	-3,17	-1,22	0,61
	Baja	3,18	-0,05	-0,24	$y=ae^{b/x}$	5,37	1,48	0,95
	Nula	-0,55	0,25	0,12	$y=a+b\ln(x)$	1,17	2,89	0,99
Pastoreada	Alta	10,11	0,23	-0,20	$y=ae^{b/x}$	0,024	81,53	0,46
	Baja	1,65	0,08	0,13	$y=ae^{b/x}$	4,52	4,85	0,48
	Nula	1,52	0,93	-1,81	$y=a+b\ln(x)$	5,4	-1,35	0,54
Referencia	Remoción	65,87	9,83	0,83	$y=ae^{b/x}$	1,33	-5,2	0,99

Simulaciones con túnel de viento

Eficiencia y perfil de viento promedio logrado

El túnel simuló un viento que en promedio fue de 25 km.h⁻¹, con una velocidad máxima alcanzada de 39 km.h⁻¹ a los 80 cm de altura desde el suelo. Las velocidades promedio por altura respondieron a un perfil exponencial, desde los 7,7 km.h⁻¹ a 10 cm a los 35,3 km.h⁻¹ a los 80 cm. El perfil de viento obtenido se ajustó a una función logarítmica con un coeficiente de correlación igual a 0,964 (p<0.01) (Figura 4.19).

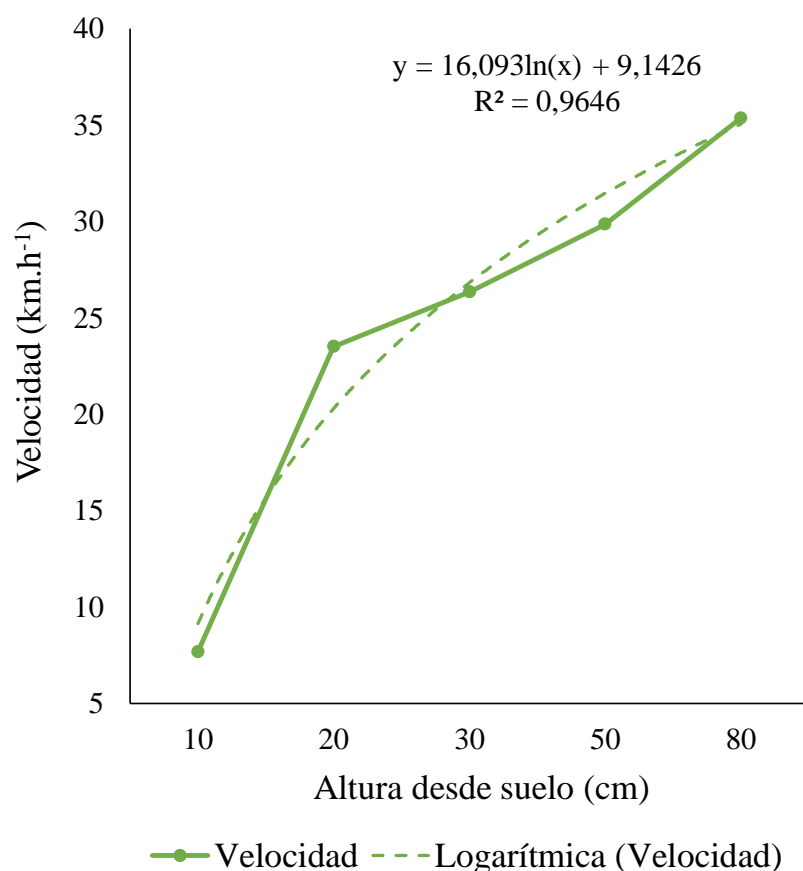


Figura 4.19. Perfil de velocidades medias de viento obtenido con el túnel y el ajuste exponencial obtenido a partir de las simulaciones sobre las subparcelas de vegetación natural. Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).

Perfil de viento con extracción selectiva de vegetación

Las subparcelas en las que se realizaron las extracciones de *Festuca gracillima* tuvieron un valor medio de 25.5% de suelo desnudo. La cobertura vegetal media fue de 74.5%, con 21.5% de *Festuca gracillima* y el 53% de pastos, hierbas y subarbustos. La velocidad promedio de viento fue máxima cuando se extrajo la totalidad de *Festuca gracillima*., aunque no se observaron diferencias significativas entre las velocidades de viento para las distintas coberturas de coirones (Cuadro 4.2).

Cuadro 4.2. Velocidad media de viento (km.h^{-1}) y número de muestras (n) para cada porcentaje de extracción de *Festuca gracillima*. Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

% <i>F. gracillima</i> extraída	Velocidad (km.h^{-1})	n	
0	25,08	3	a
33	24,73	3	a
66	24,70	3	a
100	25,93	3	a

El análisis del perfil de velocidad del viento en función de la altura de los anemómetros indica que la vegetación tiene una menor influencia relativa sobre el perfil después de los 10 cm. La cobertura máxima de *Festuca* reduce la velocidad a los 10 cm y genera velocidades significativamente mayores en el resto del perfil (Figura 4.20).

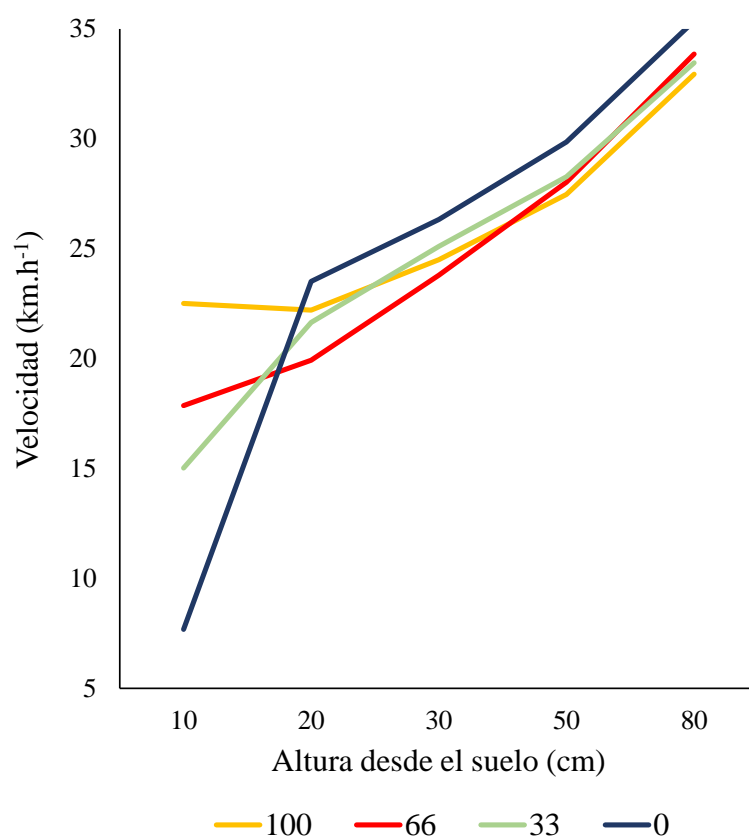


Figura 4.20. Perfiles de viento los distintos porcentajes de *Festuca gracillima* extraída. El eje “y” representa la velocidad de viento (km.h^{-1}) y el eje “x” la altura desde el suelo (cm) en la que se encontraban los tubos pitot. La línea de color naranja representa el 100%, la roja 66%, la verde 33% y la azul 0% de *Festuca gracillima* extraída.

Simulaciones de túnel de viento en distintos niveles de carga histórica

Análisis de la vegetación de las subparcelas de túnel de viento

En las subparcelas clausuradas desde 2001, la mayor proporción de suelo desnudo se registró en las de baja carga del antiguo ensayo (1986-2000) y la menor en los de alta carga durante este periodo. Las de nula carga (1986-2000) presentaron cobertura vegetal y de *Festuca gracillima* más elevada, aunque la menor de pastos, hierbas y subarbustos. No se observaron diferencias significativas entre los niveles de carga histórica para ninguna de las variables analizadas (Cuadro 4.3).

Las variables analizadas en las subparcelas pastoreadas (2001 – 2019) sometidas a distintas cargas históricas en el antiguo ensayo desarrollado entre 1986 y 2000 fueron similares y solamente se observaron diferencias significativas en la cobertura de *Festuca gracillima* (Cuadro 4.3). *Festuca gracillima*, la especie dominante en el grupo funcional Coirones, tuvo sin embargo una cobertura significativamente mayor en las áreas que estuvieron excluidas del pastoreo durante ese período (12%) y menor en las que tuvieron baja carga (5,5%). Esto puede deberse a la historia de pastoreo de esta área del pastizal previo al ensayo, ya que los cambios que induce el manejo en la cobertura de *F.gracillima* son de largo plazo.

La exclusión del pastoreo desde el 2000 hasta la actualidad indujo más diferencias significativas (Cuadro 4.3). Las subparcelas pastoreadas mostraron mayor porcentaje de suelo desnudo, menor cobertura vegetal y menor cobertura de pastos, hierbas y subarbustos ($p < 0,05$). Para *Festuca gracillima* sin embargo no se hallaron diferencias significativas entre ambos manejos (Cuadro 4.3).

Cuadro 4.3. Porcentaje de suelo desnudo, cobertura vegetal total, cobertura de Festuca gracillima y cobertura de pastos, hierbas y subarbustos de las subparcelas sobre las que se realizaron las simulaciones de túnel de viento. Las letras en el promedio de cada variable analizada es la comparación estadística entre clausura y pastoreada (2001 – 2019). Letras distintas indican diferencias significativas ($p>0,05$).

C o P	NC	Suelo desnudo (%)		Cobertura vegetal (%)		<i>Festuca gracillima</i> (%)		Pastos, hierbas y subarbustos (%)	
Clausura	Alta	29,9	a	63,6	a	7,6	a	62,5	a
	Baja	39,4	a	60,6	a	4,3	a	56,2	a
	Nula	36,7	a	70,1	a	9,3	a	54	a
	Promedio	35,3	a	64,7	b	7,1	a	57,6	b
Pastoreada	Alta	42,5	a	57,5	a	9,5	ab	48	a
	Baja	42,9	a	57,1	a	5,5	a	51,6	a
	Nula	43,0	a	57,0	a	12,1	b	44,8	a
	Promedio	42,8	b	57,2	a	9,0	a	48,1	a

La rugosidad no presentó diferencias significativas entre subparcelas con distintas cargas históricas 1986-2000 y tampoco se diferenciaron las que habían permanecido excluidas del pastoreo y las pastoreadas entre el 2001-2019. Aunque, se nota una leve tendencia en la cual la mayor rugosidad se registró en las subparcelas excluidas del pastoreo desde 1986 y la menor, en sus pares que a partir de 2001 estuvieron pastoreadas. Las subparcelas pastoreadas entre 1986 – 2000 y luego clausuradas a partir de 2001 presentaron menor rugosidad en relación a las pastoreadas en este mismo periodo (Figura 4.21).

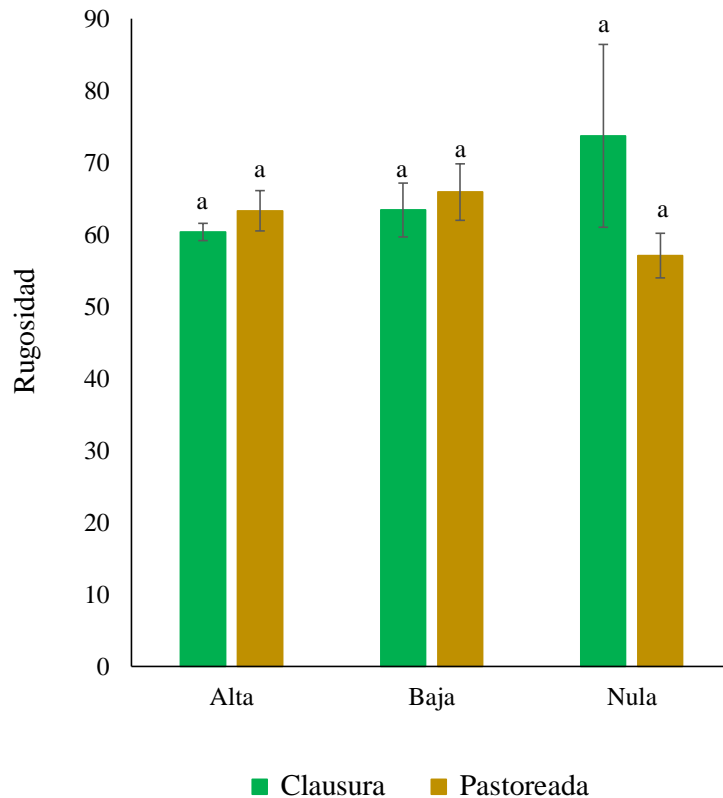


Figura 4.21. Rugosidad de las subparcelas sobre las que se realizaron las simulaciones de túnel de viento para: a) Niveles de carga histórica 1986-2000 y b) Clausura vs. pastoreo 2001-2019. Letras distintas indican diferencias significativas entre clausura – pastoreada (2001 – 2019) de cada nivel de carga histórica (1986 – 2000).

Perfil de velocidad en el túnel del viento

La velocidad promedio de viento para todo el perfil no mostró diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos. Sin embargo, se registró una tendencia a mayores velocidades en las pastoreadas, con una máxima de 31 km.h^{-1} entre las que siempre se mantuvieron pastoreadas y con alta carga entre 1986-2000. La exclusión de animales entre el 2001-2019 implicó un descenso en la velocidad del perfil únicamente de estas últimas parcelas. La remoción de la cobertura vegetal produjo un aumento generalizado en la velocidad media del perfil (Cuadro 4.4).

Cuadro 4.4. Velocidad media de viento (km.h⁻¹) y número de muestras (n) para los distintos niveles de carga histórica (1986 - 2000), parcelas clausuras y pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad y aquellas pastoreadas en las que se realizó la eliminación total de la vegetación natural (Pastoreo + Remoción). NC: Nivel de carga histórica (1986 – 2000). Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0,05).

Velocidad (km.h ⁻¹)						
NC	Pastoreada		Clausura		Pastoreada + Remoción	
Alta	31,0	A	23	A	32,0	a
Baja	25,4	A	27,7	A	30,0	a
Nula	26,6	A	27,1	A	29,3	a
Promedio	27,6	a	25,9	A	30,4	

El análisis más detallado de los primeros 30 cm del perfil de viento, donde incide de manera directa la vegetación, indica que la velocidad promedio fue mayor en las parcelas que habían recibido alta carga entre 1986-2000, llegando a los 37 km.h⁻¹ a los 30 cm. Los tratamientos de baja y nula carga durante ese período mostraron una menor velocidad y un perfil similar. La velocidad del viento en todo el perfil se redujo por el efecto de la exclusión de animales sobre los pastizales entre 2001-2019. Las velocidades llegaron a un mínimo de 16,11 km.h⁻¹ a los 10 cm en las parcelas que se mantuvieron sin animales en los últimos 33 años (nula carga entre 1986-2000 y después exclusión entre 2001-19) (Figura 4.22). No se notaron diferencias significativas (p>0,05) para la velocidad de viento en ninguna de las alturas analizadas para los distintos niveles de carga histórica y clausuras vs. pastoreadas.

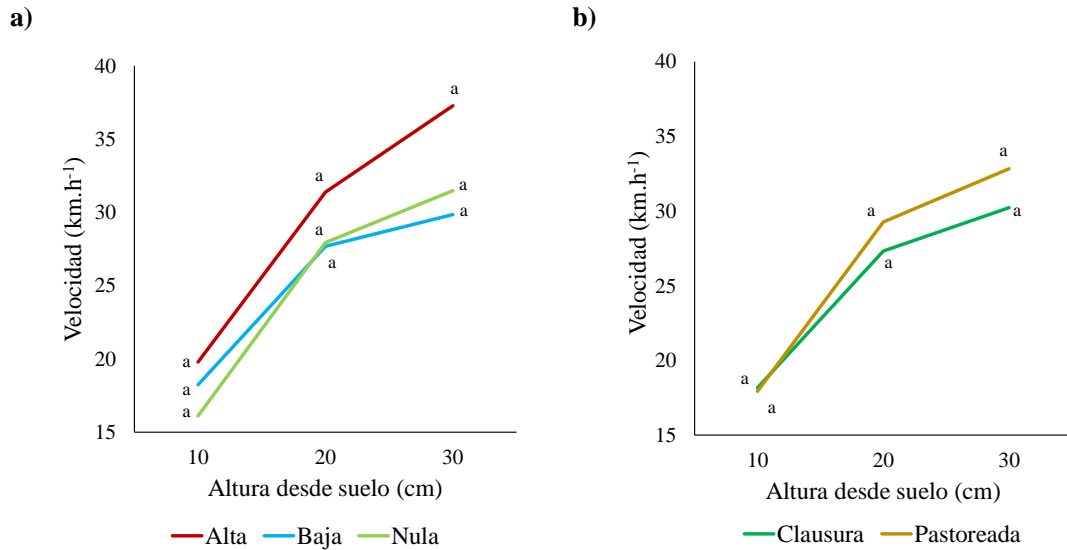


Figura 4.22. Velocidad de viento para los tubos pitot de 10, 20 y 30 cm de altura desde el suelo en el túnel de viento. El gráfico de la izquierda (a) muestra resultados para parcelas que entre 1986-2000 habían recibido Alta (rojo), Baja (azul) o Nula (verde) carga animal. En el gráfico de la derecha (b) corresponde a las parcelas Clausuras (verde) y Pastoreadas (ocre) durante 2001 hasta la actualidad. En el eje “y” se representa la velocidad del viento (km.h⁻¹) en el túnel y en eje “x” la altura de los tubos pitot (cm). Letras distintas indican diferencias significativas ($p>0,05$).

Con el tratamiento de Remoción, que implica la eliminación total de la vegetación se registró un aumento notable y significativo de 17 a 32 km/h en la velocidad del viento detectado por los tubos pitot a los 10 cm de altura. Un efecto similar pero menor y sin diferencias significativas se observó a los 20 cm, mientras que el registro a los 30 cm de altura no se modificó (Figura 4.23).

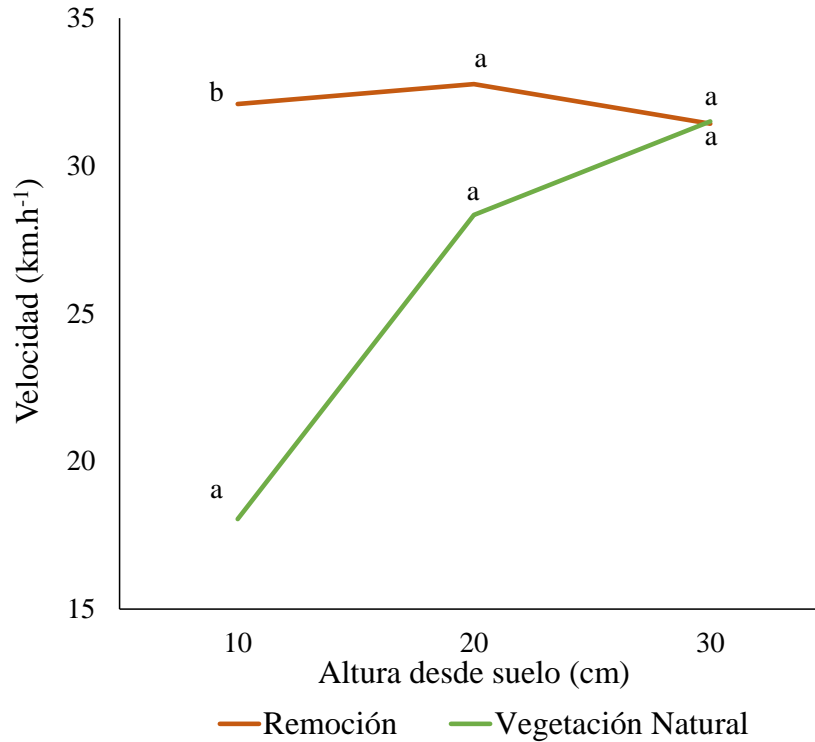


Figura 4. 23. Perfil de viento para los tubos pitot de 10, 20 y 30 cm de altura desde el suelo en el túnel de viento para parcelas pastoreadas con Vegetación Natural (verde) y las mismas parcelas luego de la Remoción total de la vegetación (naranja). Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).

Perfil vertical de captura de sedimentos en el túnel de viento

La cantidad de sedimentos erosionados para todas las alturas analizadas siempre fue mayor en las parcelas que permanecieron bajo pastoreo (2001 – 2019) en relación a las clausuradas. La mayor parte de los sedimentos se movilizó a poca altura y las curvas de captura en función de la altura de los colectores ajustan significativamente a una función exponencial de tipo logarítmica. En los testigos de Vegetación Natural y en el tratamiento de Remoción los valores del coeficiente b de la función logarítmica son muy negativos, ya que la mayor parte de los sedimentos se recoge en los dos primeros colectores de 7 y 20 cm de distancia al suelo (60-65% en vegetación natural, 94-99% en Remoción). En el tratamiento con adición de suelo al principio del túnel de viento los

sedimentos llegan también a los colectores de mayor altura, lo que se refleja en coeficientes menos negativos (Figura 4.24).

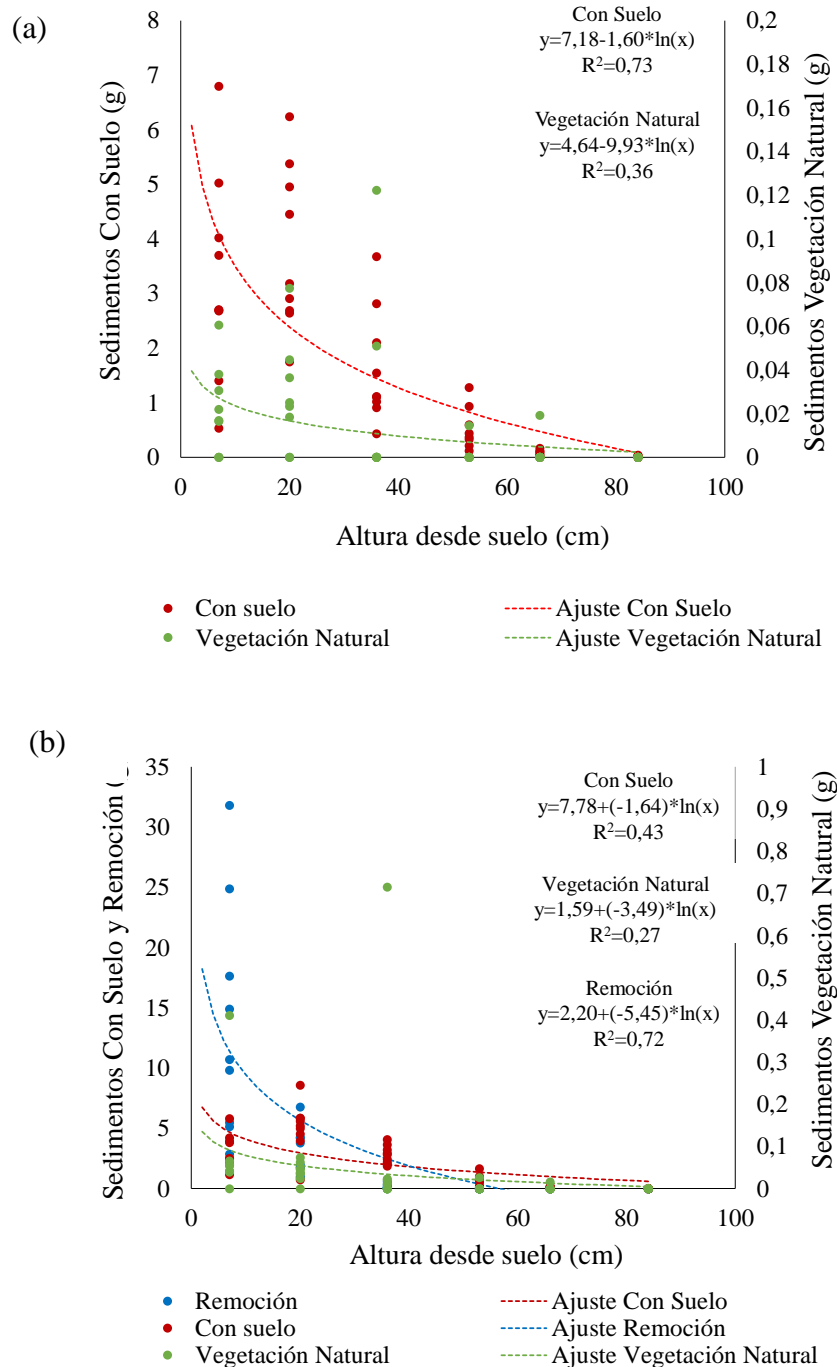


Figura 4.24. Perfiles de sedimentos obtenidos en simulaciones con túnel de viento y su ajuste de función logarítmica. (a) Parcelas pastoreadas desde 2001 hasta la actualidad en las que se realizaron simulaciones sobre la vegetación natural y luego se agregó suelo en el primer tramo del túnel de viento. (b) Parcelas pastoreadas durante este mismo periodo de tiempo en el cual además se realizó la eliminación total de la vegetación (Remoción). El eje “x” son las alturas de los colectores (0,7, 20, 36, 53, 66 y 84 cm). En el eje “y” primario corresponde a los sedimentos (g) con Agregado de suelo (para clausuras) o sedimentos Agregado de Suelo y Remoción (para pastoreadas) y en el secundario los sedimentos (g) capturados por la Vegetación Natural (para ambas, clausuradas y pastoreadas). Los puntos de colores representan los datos y las curvas los ajustes de función logarítmica. El color verde es para la vegetación natural, rojo para el agregado de suelo y gris para remoción.

Peso de sedimentos capturados en el túnel de viento

Las parcelas que permanecieron con alta carga histórica (1986 – 2000) perdieron en promedio menos sedimentos ($105 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$); mientras las que más lo hicieron fueron las que estuvieron excluidas del pastoreo ($431 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) durante 1986 – 2000. Estos resultados pueden ser explicados porque el pastoreo podría haber removilizado sedimentos atrapados durante el período de exclusión, mientras que las parcelas que han permanecido bajo pastoreo ya han perdido los sedimentos movilizables. En los ensayos de túnel de viento sobre parcelas que mantenían la cobertura vegetal intacta (2001-2019) se movilaron menos de la mitad ($150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de los sedimentos que en las parcelas pastoreadas ($350 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) durante este período (Figura 4.25). No se registraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los niveles de carga histórica (1986 – 2000) y tampoco para parcelas clausuradas y pastoreadas.

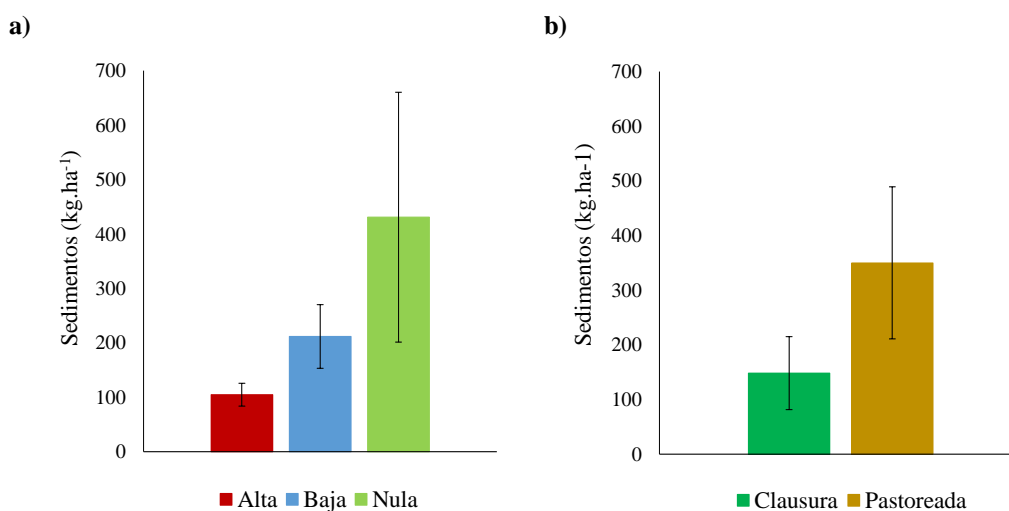


Figura 4.25. Peso medio de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) capturados por los colectores del túnel de viento luego de cada simulación. El gráfico izquierdo (a) muestra el promedio de sedimentos capturados en las parcelas que habían recibido distintos niveles de carga histórica Alta (rojo), Baja (azul) y Nula (verde) entre 1986 y 2000. En el gráfico de la derecha (b) corresponde a los sedimentos capturados en los colectores de las parcelas que fueron clausuradas (en verde) o se mantuvieron en pastoreo (en naranja) entre 2001-2019. Las medias no difirieron significativamente en ningún caso

Remoción de la vegetación

La eliminación de la vegetación implicó una pérdida de sedimentos mucho mayor en relación a la vegetación intacta en aquellas parcelas que permanecieron pastoreadas entre 1986-2000 (Figura 4.26). Estas presentaron diferencias significativas en la producción de sedimentos en relación al resto de las parcelas. Las parcelas que habían permanecido entre 1986-2000 con alto nivel de carga generaron la mayor cantidad de sedimentos ($56.225 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), seguidas por las que en el mismo período estuvieron con baja carga ($36700 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y finalmente por las que permanecieron sin pastoreo ($10.721 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$).

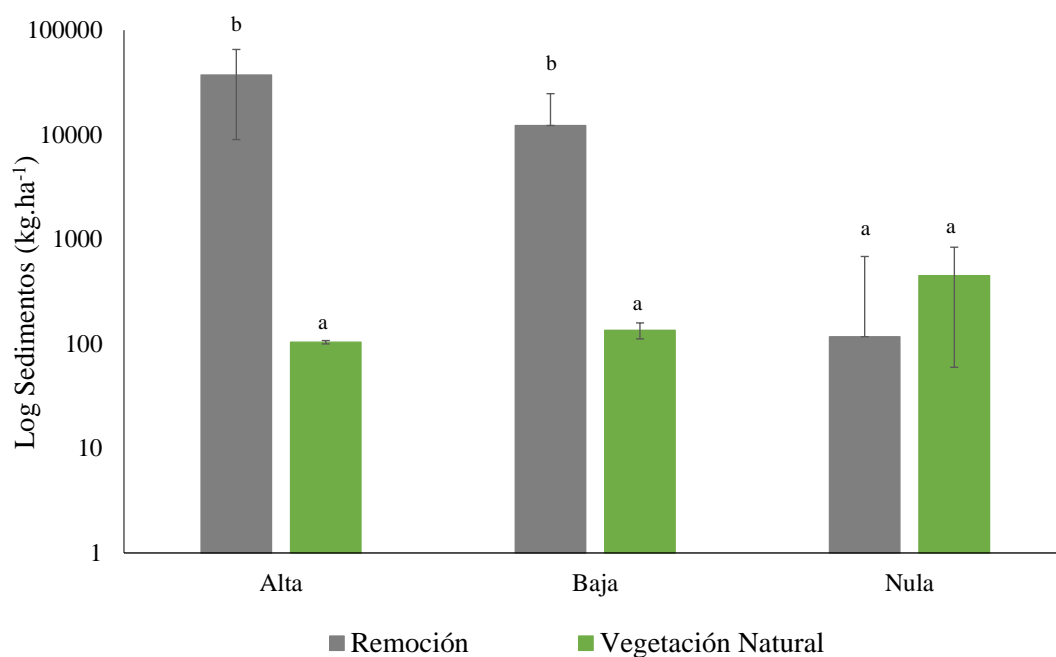


Figura 4.26. Peso medio de sedimentos ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) capturados por los colectores del túnel de viento en parcelas de niveles de carga histórica Alta, Baja y Nula durante el ensayo de pastoreo (1986-2000) y luego fueron pastoreados entre 2001 y 2019. En las parcelas de Remoción (barras grises) se eliminó completamente la vegetación, mientras que en las de Vegetación natural (barras verdes) la cubierta permaneció intacta. El eje vertical tiene escala logarítmica. Letras distintas indican diferencias significativas ($p > 0,05$).

Agregado de suelo

En este tratamiento se introdujeron 4 kg de suelo al principio del túnel, que se movilizaron completamente durante la simulación y que equivalían a un flujo de unos 20.000 kg.ha⁻¹ de sedimentos sobre las parcelas. Las estimaciones de los sedimentos capturados por los colectores a la salida del túnel fueron variables (Cuadro 4.5), en algunas parcelas mostraron un peso similar o incluso mayor al esperado de acuerdo al agregado, lo que refleja una baja capacidad de retención o incluso un aporte adicional de sedimentos de la parcela por erosión. En otras el peso de sedimentos capturados fue menor, lo cual refleja que quedaron retenidos en la matriz rugosa de la parcela. El Cuadro 4.5 muestra que no registraron diferencias significativas entre la capacidad de retención de las parcelas que habían sido sometidas a distintos niveles de carga histórica del período 1986-2000, pero las parcelas que se mantuvieron en clausura entre 2001 y 2019 retuvieron una cantidad significativamente mayor.

Cuadro 4.5. Pesos medios de sedimentos (kg.ha⁻¹) para los distintos niveles de carga histórica (1986 – 2001) y clausura vs. pastoreada (2001 – 20019) en el tratamiento de agregado de suelo. NC: Nivel de carga histórica (1986 – 2000). Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

Sedimentos recolectados (kg.ha ⁻¹)				
NC	Clausura		Pastoreada	
Alta	11.634,7	a	22.015,7	a
Baja	9.484,7	a	19.322,7	a
Nula	20.270,3	a	15.917,0	a
Promedio	13.796,6	a	19.085,1	b

El análisis conjunto (Figura 4.27) muestra entre el 40 y el 50% de retención de sedimentos (valores positivos) en las subparcelas de alta y baja carga histórica que entre

2001 y 2019 permanecieron en clausura. La clausura sobre las antiguas parcelas de carga nula no tuvo la misma capacidad de retener sedimentos móviles.

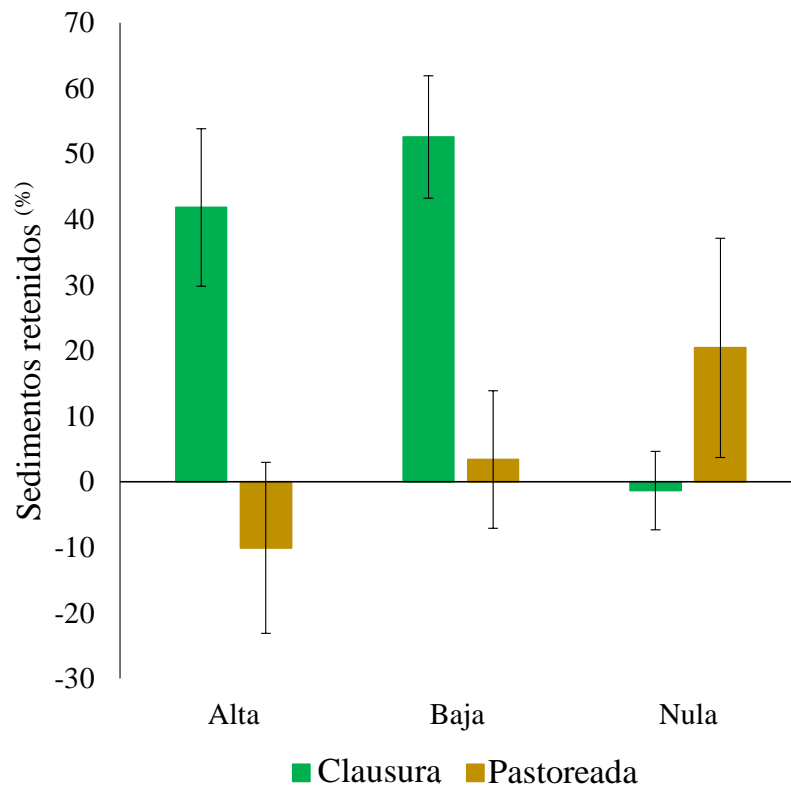


Figura 4.27. Porcentaje de los sedimentos movilizados en las simulaciones de túnel de viento con agregado de suelo que fueron retenidos por las parcelas de niveles de carga histórica Alta, Baja y Nula durante el antiguo ensayo (1987-2000) y los que entre el 2000- 2019 se mantuvieron protegidos (Clausura) o los que fueron pastoreados (Pastoreo). Las barras representan el Error Estándar de la media.

Discusión

Los resultados muestran que el pastoreo modifica la cobertura vegetal, la textura y la agregación del suelo, parámetros que determinan el tipo de transporte de partículas por el viento (Buschiazzo et al. 2009), y que estos efectos son evidentes aún después de 20 años de haber finalizado el ensayo de carga animal de la Figura 4.6. Las áreas que tuvieron menores cargas animales entre 1986 y 2000 presentaron en 2019 una menor proporción de suelo desnudo, mayor cobertura vegetal total y de pastos y hierbas, una tendencia similar a la que muestran las parcelas protegidas del pastoreo desde el año 2001 hasta el presente, en relación a las que permanecieron pastoreadas (Cuadro 4.3). Los suelos que habían sido manejados con alta y baja carga ovina se enriquecieron en arenas y perdieron arcilla, limo y arenas muy finas en relación a las de carga nula (Figura 4.15a). Las parcelas del tratamiento de carga nula (1986-2000) y las que se mantuvieron en clausuras 2001-2019, por el contrario, acumularon limos y arcillas (Figura 4.15b). La tendencia a acumular fracciones gruesas bajo pastoreo había sido descrita en un análisis a los 10 años del experimento (Oliva et al. 2008), y en esa ocasión se comprobó además que los suelos pastoreados presentaron menor contenido de materia orgánica y nutrientes. A una escala más detallada, en el sistema interparches-parches ocurrió lo opuesto: los interparches mostraron un mayor contenido de fracciones finas (limo y arcilla), probablemente porque perdieron las arenas que fueron interceptadas y acumuladas en los parches vegetados (Figura 4.15c). Okin et al. (2006) sostuvieron que las partículas de arena que el viento moviliza de los interparches por saltación no se pierden, sino que son redistribuidas en las áreas de sumidero en las estelas a sotavento de las plantas, mientras que las partículas finas si estarían sujetas a pérdidas netas. De esta manera los interparches serían fuente de sedimentos y los parches vegetados sumideros selectivos que acumulan principalmente partículas

gruesas, un patrón que ha sido descrito por Rostagno et al. (2017) para otros sistemas patagónicos. La fracción erosionable alcanzó valores (<40%) por debajo de los tolerables a partir de los cuales las tasas de erosión eólica son elevadas (Woodruff y Siddoway 1965, Leys et al. 1996). Fue máxima en nivel de carga histórica baja (Figura 4.16a) pero no mostró diferencia entre clausuras y pastoreadas (Figura 4.16b). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Colazo y Buschiazzo (2010) en suelos arenosos de la región semiárida, por lo cual resulta necesario profundizar los estudios para comprender los mecanismos de agregación de este tipo de suelos que tienen pocos elementos aglutinantes. Posiblemente los efectos que podrían haber causado los distintos niveles de carga animal entre 1986-2000 sobre la estructura y fracción erosionable del suelo no se observen en el presente por los ciclos de congelamiento y descongelamiento del suelo que permiten la regeneración de la estructura. Estos ciclos invernales y sus consecuencias en la fracción erosionable han sido descriptos por (Chepil 1954) para las Grandes Llanuras de los Estados Unidos. La carga animal asignada desde 2001 hasta la actualidad es relativamente baja y por lo tanto, no se evidencian cambios en la fracción erosionable entre las parcelas clausuradas y su entorno que se encuentra bajo pastoreo.

En el sitio de muestreo la pérdida de suelo (suma de los sedimentos netos en primavera-verano-otoño) fue de 0,23 Mg.ha⁻¹, un valor que puede ser considerado cercano al total anual, ya que durante los meses de invierno no muestreados la superficie del suelo permaneció húmeda o congelada (Figura 4.6). El flujo neto tiene una tendencia a disminuir o incluso a revertir su signo en las áreas de clausura, que tienden a retener sedimentos (Figura 4.17). Es posible sin embargo que el valor sea una subestimación dado que las parcelas experimentales de 20 x 20 m fueron de menor tamaño que las utilizadas en otros estudios que suelen utilizar parcelas de 100 x 100m

que permiten un mayor efecto de captura o movilización de sedimentos por efecto de la clausura o el pastoreo. Las estimaciones no incluyeron además partículas movilizadas por debajo de los 13,5 cm., como es normal en otros estudios similares (Zobeck et al. 2003). A pesar de las diferencias de tamaño de las parcelas, nuestras estimaciones resultaron similares a las obtenidas por (Aimar 2016) para los sistemas patagónicos: Pilcaniyeu (Río Negro) $0,86 \text{ Mg.ha}^{-1}$, Potrok Aike (sur de Santa Cruz) $0,04 \text{ Mg.ha}^{-1}$ y Río Mayo (Chubut) $0,30 \text{ Mg.ha}^{-1}$.

La caracterización del perfil de sedimentos erosionados en función de la altura en las parcelas de erosión es importante para cuantificar el transporte total de o la pérdida de suelo y constituye información clave para calibrar los modelos de erosión eólica (Mertia et al. 2010). El perfil vertical se ajustó a funciones de tipo exponencial (Cuadro 4.1). Las parcelas de alta y nula carga histórica y que luego estuvieron clausuradas y la de nula carga – pastoreada se ajustaron a una función logarítmica. En las parcelas restantes, el ajuste fue exponencial modificado. Ajustes de este tipo fueron obtenidos por Namikas (2003) en Dunas Oceánicas en California, Panebianco et al. (2010) y Mendez et al. (2011) en la Región Semiárida de Argentina y Dong et al. (2011) en el noroeste de China.

El túnel de viento (Figura 4.14) permitió comprobar experimentalmente los efectos de la cobertura vegetal en el viento y el transporte de sedimentos. Este dispositivo generó flujos de aire en promedio de 25 km.h^{-1} , un valor que se acerca a la velocidad media mensual de viento de enero/febrero del sitio medido a una altura estándar de 2 m (Figura 4.19) y constituye una velocidad erosiva para Patagonia según Buschiazzi et al. (2009), aunque está lejos de las intensidades registradas durante las tormentas patagónicas que alcanzaron los 85 km.h^{-1} en octubre. El perfil de viento logrado en el túnel representó una curva natural que ajusta a una ecuación exponencial con una

velocidad de $7,7 \text{ km.h}^{-1}$ a los 10 cm y que alcanzó velocidades progresivamente mayores hasta los $35,5 \text{ km.h}^{-1}$ a los 80 cm (Figura 4.19). Se esperaba en el caso de la eliminación total un perfil exponencial a mayor altura, pero el flujo de viento del túnel fue calibrado mediante las aletas sobre vegetación no disturbada. Este perfil está modelado por la cobertura y estructura vertical de la vegetación, ya que la remoción total de *Festuca gracillima* generó un aumento de la velocidad del viento a los 10 cm de 18 km/h en relación a las parcelas intactas (Figura 4.20). La vegetación además elevó el perfil de viento, ya que a alturas superiores a 20 cm la velocidad fue mayor en las parcelas que conservaron la cobertura original de *F.gracillima*. La remoción total de la vegetación, incluyendo *F.gracillima*, subarbustos, pastos y mantillo modificó más aún el perfil de viento, que no mostró una reducción de velocidad cercano a la superficie (perfil “remoción” en Figura 4.23). Era esperable una reducción de la velocidad a los 10 cm de altura aún en el caso de que todos los elementos rugosos hayan sido eliminados, pero es posible que la regulación de las aletas del túnel haya aumentado artificialmente la velocidad superficial. Un desplazamiento similar del perfil de viento en altura fue descrito por Hoffmann et al. (2008) en pastizales semiáridos de Mongolia y Buschiazzo et al. (2009) en pastizales naturales de Patagonia, en los que la cobertura vegetal redujo la cantidad absoluta de material erosionado e incrementó la proporción relativa de partículas movilizadas por suspensión en relación a las que se desplazan por rodadura o saltación.

Los colectores BSNE a seis alturas del túnel de viento permitieron analizar con más detalle el perfil vertical de desplazamiento de los sedimentos en base a los parámetros de las funciones logarítmicas de sedimentos vs altura (Figura 4.23). En las simulaciones sobre vegetación natural muy pocos sedimentos se desplazaron, y lo hicieron a baja altura (con coeficientes b de la función logarítmica más negativos). En el tratamiento de

remoción se movilizó mucho más material, y sin cobertura vegetal la deflación seguramente afectó a todas las fracciones del suelo, pero con un 72% de arena y estructura masiva, la proporción se mantuvo predominantemente en el transporte por rodadura y la saltación, a baja altura (coeficiente b muy negativo). En el caso de los tratamientos de agregado de suelo la totalidad de las partículas fueron movilizadas de manera similar al tratamiento de remoción, pero antes de llegar a los colectores atravesaron la parcela vegetada, que probablemente retuvo las partículas que se desplazaban por saltación, dejando una proporción mayor de las partículas pequeñas, más finas y livianas se movilizaron por suspensión hacia los colectores de mayor altura (coeficientes b menos negativos).

Las pequeñas diferencias observadas en la cobertura de la vegetación del antiguo ensayo de carga (Cuadro 4.3) se reflejaron en las velocidades del viento cerca de la superficie. Las parcelas que tuvieron carga nula entre 1986-2000 registraron la mínima velocidad de viento a los 10 cm (Figura 4.22a), aunque ese efecto no se observó entre las protegidas y pastoreadas 2001-2019 (Figura 4.22b). A pesar de esto, los colectores BSNE del túnel de viento registraron pérdidas similares y bajas de $0,25 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ durante las simulaciones en todos los tratamientos, lo que indicaría que las pequeñas diferencias de cobertura y de velocidad de viento no son suficientes para generar distintas tasas de erosión. El promedio de cobertura vegetal del sitio experimental Moy Aike fue de 57% cercano al umbral de 60% que señalan Santiago et al. (2007) y Yue et al. (2015) a partir del cual la vegetación controlaría de manera efectiva la erosión. (Aimar 2016) también obtuvo bajos valores de sedimentos en colectores BSNE de otros sitios de Patagonia. Buschiazzo et al. (2009) por otro lado encontraron que aún con coberturas vegetales muy bajas y cercanas al 10% se redujo significativamente la magnitud de flujo de masa, se redujo la erosión total y se incrementó la movilización de partículas a mayores

alturas. La erodabilidad potencial de los suelos se manifestó en el tratamiento de remoción completa de la vegetación, en el cual se perdieron $34 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, 136 veces más que en sitios vegetados (Figura 4.25). Estas parcelas perdieron en 15 minutos tantos sedimentos como los Haplustoles éntico bajo agricultura de la Región Semiárida Pampeana Central de la Argentina en un año (Aimar et al. 2011). Estos autores estimaron que ese nivel de pérdidas equivalen a una reducción de 0,31 cm en el espesor del horizonte A.

El experimento de agregado artificial de suelo muestra que los pastizales naturales pueden capturar sedimentos móviles, y las áreas más eficientes en la captura fueron las que tuvieron pastoreo (alta y baja carga) durante 1986-2000 y luego permanecieron protegidas por clausuras 19 años hasta la actualidad (Cuadro 4.5 y Figura 4.27). En estas parcelas las diferencias entre el volumen esperado de sedimentos de acuerdo al suelo que se introdujo en la sección inicial del túnel y lo registrado en por los colectores indica que la vegetación estaría capturando hasta el 50% del material movilizado. Esto podría explicarse por una mayor cobertura vegetal y estabilidad de la superficie del suelo en las clausuras con respecto a las áreas pastoreadas, pero no se observó en las áreas clausuradas entre 2001-2019 del antiguo tratamiento de carga animal nula entre 1986-2000. El proceso de captura podría estar determinado por la altura de los elementos rugosos de la vegetación que generan un sistema de montículos de sedimentación por reducción de la velocidad de flujo (Morris 1955). Es posible que estos elementos hayan alcanzado una altura y densidad máxima en las parcelas que se mantuvieron sin pastoreo durante 33 años. En general los resultados muestran que, además de proteger el suelo de la erosión, la vegetación poco disturbada tiene capacidad hasta cierto punto de retener sedimentos ya movilizados desde otros sectores del ecosistema, un rasgo de otros pastizales patagónicos descritos por (Aimar 2016) y

Rostagno et al. (2017). Esta capacidad de atrapar partículas movilizadas disminuye las pérdidas a escala de paisaje y permite el desarrollo de los suelos allí donde la erosión eólica es intensa.

Al plantear la hipótesis de este trabajo se consideró a los coirones como los principales elementos rugosos del pastizal por su mayor altura y diámetro, pero las rugosidades estimadas a partir del estudio de estas gramíneas medianas en parcelas fotográficas no evidenciaron diferencias entre los tratamientos (Figura 4.121) y no pueden explicar las diferencias observadas en las velocidades de viento, la movilización de sedimentos y la capacidad de captura diferencial de las parcelas sujetas a distintos manejos. El esquema teórico utilizado (Wolfe y Nickling 1993) de la Figura 4.1, plantea obstáculos (coirones en este caso) en una matriz de suelo desnudo, pero la cobertura vegetal de la Estepa Magallánica Seca se caracteriza por tener un rico estrato adicional de pastos cortos, hierbas y subarbustos. Es posible que se haya subestimado el efecto de este estrato de baja altura y que es seguramente poco eficiente en la formación de estelas, pero que protege la superficie del suelo y podrían detener el tránsito de partículas por saltación y rodadura. Li y Okin (2004) relacionaron en forma directa el porcentaje de suelo desnudo y el flujo horizontal total y establecieron que a partir de un 22% de interparches de suelo desnudo (con un 78% de suelo cubierto por vegetación o mantillo que sería un nivel crítico) se generaba una erosión eólica significativa. Aunque, nuestros resultados coincidan con los obtenidos por Fryrear (1985), que cubriendo (con cualquier cubierta de material no erosionable) el 50% de la superficie del suelo redujo las pérdidas de suelo en un 95%. Cuando la distribución de la vegetación genera interparches de escasa longitud, la superficie de suelo se ve mayormente protegida por los Flujo de interferencia y de superposición de estelas. De esta manera, el tamaño de los interparches que está determinado por la cobertura total y la estructura de la vegetación

interactuaría con la densidad y altura de los obstáculos (en este caso los coirones) para determinar umbrales a partir de los cuales los sedimentos se movilizan.

La erosión en parcelas pastoreadas evaluada por colectores o por túnel de viento parece producir pocos sedimentos, pero cuando se elimina la cobertura vegetal se generan pulsos de erosión intensos. Estos resultados indican que la erosión es probablemente un proceso no lineal con un comportamiento de tipo umbral (Aubault et al. 2015). La mayor erosión se daría en pulsos luego de un disturbio intenso que afecta la cobertura vegetal liberando partículas de los parches que se trasladarían hasta estabilizarse de acuerdo a la disponibilidad de sumideros. La estabilidad aparente y la poca generación de sedimentos en los pastizales analizados se explicaría porque ya habría perdido la mayor parte del material disponible para erosionar y lo que observamos sería el producto de la redistribución de sedimentos a escala de micro relieve (parche-interparche), sin pérdidas netas considerables.

Los ecosistemas de pastizales áridos y semiáridos son considerados estables cuando los recursos del suelo (nutrientes y materia orgánica) se redistribuyen por erosión eólica entre fuentes y sumideros sin generar pérdidas netas (Schlesinger et al. 1990, Ritchie et al. 2003). Los resultados de esta tesis indican que los pastizales de la Estepa Magallánica que retienen una cobertura vegetal de alrededor del 60% pierden muy pocos sedimentos netos, más allá del manejo que hayan tenido. En ellos los parches actuarían de sumideros del material movilizado de otras áreas contribuyendo a la formación de “islas de fertilidad” con mayor contenido de carbono orgánico y nutrientes en relación a la matriz circundante conformada por los interparches (García-Moya 1970, Rostagno et al. 1991, Mazzarino 1996, Aguiar y Sala 1999). La capacidad de la vegetación poco disturbada de capturar sedimentos móviles además de proteger el suelo generaría las condiciones edáficas para el mantenimiento de la especie dominante de la

estepa, *Festuca gracillima* que requiere de un horizonte superficial rico en nutrientes, carbono orgánico y capacidad de retención hídrica (Roig et al. 1985). Hemos demostrado también que el pastoreo reciente redujo la cobertura vegetal y enriqueció los suelos en fracciones gruesas, una huella del proceso erosivo que sufrieron y generó pérdida neta de partículas finas. También ha generado diferencias no significativas pero claras en la velocidad de viento en la superficie en las simulaciones con túnel de viento. Por último hemos demostrado la importancia de la cobertura vegetal para la retención del suelo, ya que un disturbio extremo como la remoción genera pérdidas que superan a las normales en dos órdenes de magnitud en el marco de una simulación con vientos moderados. En este contexto, un pastoreo intenso generaría pérdida de partículas finas ricas en nutrientes y acumulación de partículas gruesas que en el caso de superar la capacidad de retención asociadas a los parches vegetados podrían acumularse hasta cubrir la matriz del pastizal con un manto de arena que favorece a las especies psamófilas capaces de establecerse en sustratos gruesos y con muy pocos nutrientes como *Pappostipa* (Roig et al. 1985). Estudios similares han demostrado que la erosión lleva a una reducción efectiva de nutrientes en los primeros 5 cm del suelo del desierto (Okin y Gillette 2001). El proceso de erosión ampliaría y fusionaría además a los interparches en zonas de pérdida neta, y daría lugar a grandes extensiones de B_t expuestos en los Natrargides xéricos del área experimental. La degradación de las características físicas del suelo debido al horizonte B_t expuesto, beneficiaría al subarbusto *Nardophyllum*, que tiene una raíz pivotante leñosa que le permite penetrar este horizonte arcilloso y capturar agua en profundidad (Ferrante et al. 2014).

Capítulo 5: Discusión General

La Estepa Magallánica Seca es una extensa área árida que por sus suelos, cobertura vegetal incompleta y características climáticas resulta altamente susceptible a la erosión eólica. Wang et al., 2004 y Duan et al., 2014, plantean que la erosión eólica en estos ecosistemas reduce la fertilidad del suelo y la productividad de la tierra, lo que afecta el desarrollo socioeconómico regional.

La presente tesis evaluó la erosión eólica en la Estepa Magallánica Seca a distintas escalas: paisaje, sitio y parcela. La cartografía de suelos muestra que la erosión eólica geológica fue la modeladora de los suelos: la mayoría de los perfiles que describimos presentan un manto de sedimentos eólicos que sepultaron suelos al final de períodos glaciares, y son evidencias de la erosión pasada. Algunos suelos que tienen B_t o B_w, se desarrollaron seguramente en climas más húmedos y luego fueron decapitados por la erosión. Otros se desarrollaron sobre mantos arenosos profundos que también tienen origen en procesos erosivos antiguos (Salazar 1998). Probablemente, el suelo determinó el tipo de proceso dominante cuando se produjo un nuevo ciclo de erosión a partir de la introducción de ovinos. Esta erosión generó probablemente los contrastes de alambrado de la Figura 3.13, que evidencian procesos de deflación y acumulación asociados a la erosión eólica estimulada por el manejo del pastoreo. Estos contrastes muestran una matriz gramínea dominada por *Festuca gracillima* que ha dado lugar a comunidades degradadas por pérdida y acumulación de sedimentos eólicos, un proceso que puede haber tenido lugar en cualquier período de la historia de manejo, pero más probablemente a mediados del transcurso del siglo XX, en el cual se utilizaron elevadas cargas ganaderas en la región. No ha sido posible a partir del estudio cartográfico entender la dinámica del proceso que resulta importante para determinar si la erosión

sigue degradando estos pastizales. Por ello las evaluaciones a escala de sitio han permitido mostrar experimentalmente el efecto de la presión de pastoreo ejercida en el pasado sobre la cobertura vegetal y permitieron estimar flujos erosivos de masa con vegetación en un estado de degradación intermedia. Por último, las mediciones de túnel de viento a escala de parcela han servido para probar la hipótesis sobre la incidencia de vegetación en la mecánica del proceso erosivo a través de la modificación del perfil de velocidades de viento y en la alteración de patrones de generación y captura de sedimentos.

A escala de paisaje las características intrínsecas del horizonte A determinan su predisposición a la erosión eólica de los suelos de la Estepa Magallánica Seca. En algunos suelos, la presencia y profundidad del horizonte B_t y en otros, los horizontes arenosos en todas las profundidades, permiten realizar inferencias de cómo fue en el pasado reciente (introducción del ganado ovino) y como es el proceso de la erosión eólica en estos pastizales naturales. La cartografía permite una verificación de la primera hipótesis planteada, ya que la mayoría de los suelos pertenecen a los Órdenes de los Aridisoles y de los Entisoles (Figura 2.5 y Tabla 2.2), con horizontes A de escasa profundidad (<20 cm) (Figura 2.6), arenosos o franco arenosos (>70% de arena) (Figura 2.7). Contrariamente a lo esperado, el contenido de carbono orgánico (1.67%) (Figura 2.8) es elevado en el marco de los suelos regionales. Esto implica que el horizonte A del que depende el desarrollo de la estepa gramínea de *Festuca gracillima* sería relativamente estable porque el carbono orgánico favorece la formación de agregados, pero también implica que la erosión de los primeros cm del perfil tendría un impacto muy negativo por la pérdida irreversible del carbono orgánico. Por otro lado, la mayor parte de la mitad de los suelos poseen un horizonte subsuperficial B_t, con un alto contenido de arcilla (Figura 2.9). En los Aridisoles (Haplargides, Natrargides,

Paleargides) este horizonte está relativamente próximo a la superficie; al igual que el B_w en los Haplocambides. En algunos Entisoles como los Ustipsamments por una discontinuidad litológica se describe un horizonte B_t, por esta razón se encuentra a mayores profundidades. La exposición de horizontes subsuperficiales estabilizaría el proceso erosivo para los suelos con B_t cercano a la superficie, pero generaría una profunda modificación de las condiciones edáficas de las que depende la comunidad gramínea dominante. En suelos que carecen de B_t la erosión expondría horizontes profundos que siguen siendo arenosos, pero de baja fertilidad y que podrían aportar nuevos sedimentos a los procesos de redistribución erosiva.

El mapa de vegetación a escala de paisaje muestra Estados (Figura 3.12) que reflejan el tipo de proceso erosivo dominante de acuerdo al suelo y al manejo ganadero. De acuerdo a la segunda hipótesis planteada, se verifica que la comunidad dominante de *Festuca gracillima* (Coironal) ha dado lugar por un lado estepas subarborescentes de *Nardophyllum* y *Nassauvia* y por otro a comunidades gramíneas alternativas (coironales amargos), invadidas por *Pappostipa chrysophylla* (Figura 3.8). De acuerdo a la tercera hipótesis, se verifica que las comunidades subarborescentes son más frecuentes sobre los suelos de los Grandes Grupos Argiustol, Haplargide, Haplocambide, Natrargide, Paleargide y Natrustol. La comunidad de *Pappostipa* por otro lado es más frecuente en los Criortentes, Torriortentes, Ustifluventes y Ustipsamments, que no presentan B_t o que lo tienen a mayor profundidad. El material arenoso descubierto luego de la erosión de estos suelos ha permitido seguramente el establecimiento de esta psamófila, que también puede invadir áreas vecinas cubiertas por los sedimentos gruesos movilizados por rodadura y saltación. En condiciones extremas, la comunidad vegetal original (cobertura vegetal total promedio de alrededor del 70%) desaparece y da lugar a coironales amargos de *Pappostipa chrysophylla*, que poseen muy poca

diversidad biológica y una funcionalidad del paisaje muy limitada (cobertura vegetal total promedio 51-58%). Este proceso de acumulación de sedimentos que da origen a Estados co-dominados o dominados completamente por *Pappostipa chrysophylla* sobre comunidades diversas no había sido contemplado en las versiones anteriores de los modelos de EyT para el área e hizo necesario sumar estas nuevas transiciones al Modelo de Estados y Transiciones descrito por (Oliva y Borrelli 1993).

A escala de sitio, el estudio de un antiguo ensayo de pastoreo en un coironal subarbusivo con un nivel intermedio de degradación y con cobertura vegetal total del 68% permitió establecer que la presión de pastoreo modificó el suelo y la vegetación a largo plazo. Los suelos que habían sido sometidos a elevadas presiones de pastoreo en un ensayo que finalizó hace casi dos décadas todavía muestran mayor contenido de arenas y menos proporción de material fino. De acuerdo a la predicción 4.1, la vegetación refleja también el efecto del pastoreo intenso, con una menor cobertura total y mayor proporción de suelo desnudo, aunque la reducción de cobertura operó sobre los pastos cortos y no sobre los coirones de *Festuca gracillima*. Contrariamente a lo esperado, estas modificaciones no se reflejaron en diferencias significativas en los colectores de sedimentos a nivel de sitio en los distintos tratamientos, que mostraron una pérdida de sedimentos promedio de 0,23 Mg.ha⁻¹ por año (Figura 4.15), un valor muy bajo que coincide con las pérdidas observadas por Aimar (2016) en otros sitios patagónicos como Potrok Aike (0,04 Mg.ha⁻¹ por año), Río Mayo (0,29 Mg.ha⁻¹ por año) y Pilcaniyeu (0,85 Mg.ha⁻¹ por año). El efecto protector de la vegetación resultó evidente en la parcela de remoción, que perdió 6,3 Mg.ha⁻¹ por año de sedimentos (Figura 4.20), muy por encima de las 1,4 Mg.ha⁻¹ por año consideradas por Verheijen et al. (2009) como pérdidas tolerables de suelo. Queda en evidencia que la cobertura vegetal, aún en el caso de las estepas subarbusivas degradadas, es eficiente para retener

el suelo y que la remoción de la vegetación por actividades antropogénicas como la instalación de pasturas, trabajos viales o de la industria generarían un pulso de degradación considerable (Sterk et al. 1996).

A escala de parcela y mediante el uso del túnel de viento se estudió lo planteado en la cuarta hipótesis que se refiere a que la modificación de la vegetación incide en el perfil de viento y que éste altera a su vez la tasa de erosión. En concordancia con la predicción 4.2 la extracción selectiva de coirones se tradujo en mayores velocidades de viento cerca de la superficie (10 cm), mientras que las parcelas con la cobertura intacta registraron mínimas velocidades cercanas al suelo y una elevación general del perfil de viento entre los 20-80 cm (Figura 4.23). Esta predicción se comprobó también en los ensayos sobre vegetación natural sin disturbar, ya que se registraron mayores velocidades de viento en los primeros 30 cm en parcelas que habían recibido elevadas cargas históricas y en las áreas pastoreadas de los pares clausura-pastoreo (Figura 4.25). Contrariamente a lo esperado de acuerdo a la predicción 4.3, pero en coincidencia con lo observado en las parcelas a escala de sitio, estas diferencias en cobertura vegetal y velocidad no se reflejaron en mayores cantidades de sedimentos en los colectores en las simulaciones del túnel sobre vegetación intacta. Al igual que en las parcelas a escala de sitio, el flujo masal horizontal registrado fue bajo ($0,25 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ por simulación) y no hubo diferencias significativas entre tratamientos. Cuando se realizaron estas simulaciones sobre parcelas con remoción total de la vegetación se repitieron las considerables pérdidas observadas a nivel de sitio, con una tasa promedio de $34 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ por simulación, dos órdenes de magnitud superiores a las registradas sobre la vegetación natural (Figura 4.27), y con valores que superan ampliamente las pérdidas anuales tolerables.

Otro aspecto poco estudiado de la erosión eólica que se pudo comprobar fue el efecto de captura de sedimentos por parte de la vegetación. Se observó que comunidades vegetales en buen estado de conservación no solo protegen el suelo de la erosión eólica, al elevarse la altura de la capa límite por la acción de la vegetación, sino que también capturan sedimentos erosionados y movilizados desde otras áreas.

La erosión eólica se aceleraría por la disminución de la cobertura vegetal, que implica una reducción de los elementos rugosos de la superficie. Sin embargo, a escala de parcela hemos observado que aún una cobertura vegetal degradada protege el suelo, generando bajos niveles de sedimentos del orden de $0,25 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en las simulaciones con túnel de viento y $0,23 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ por año en las “parcelas de erosión”. Probablemente esto se deba a la existencia de un equilibrio entre parches-interparches que no permite el egreso de sedimentos del sistema.

Al inicio de este trabajo se planteó que los elementos rugosos del pastizal con mayor significancia en la resistencia a la erosión eólica eran las gramíneas medianas: *Festuca gracillima* por su altura, estructura y diámetro. Los estudios permiten concluir que la cobertura vegetal en su totalidad desempeña un rol importante en los procesos erosivos y su reducción es la clave para que no ocurran pérdidas de los recursos en el sistema.

Este trabajo aporta cartografía necesaria a escala 1:250.000 de suelos y vegetación de la Estepa Magallánica y un nuevo modelo de Estados y Transiciones. Muestra que toda el área presenta horizontes A arenosos y ricos en materia orgánica, probablemente originados por deposición eólica y de los que dependen los coironales dominantes. Muestra además que estas comunidades son sistemas robustos que mantienen el equilibrio parche (sumidero) - interparche (fuente) ya que la vegetación natural sostiene y retiene las partículas y agregados del suelo que se movilizan localmente. La presión de pastoreo modifica la estructura y cobertura de la vegetación con efectos perdurables,

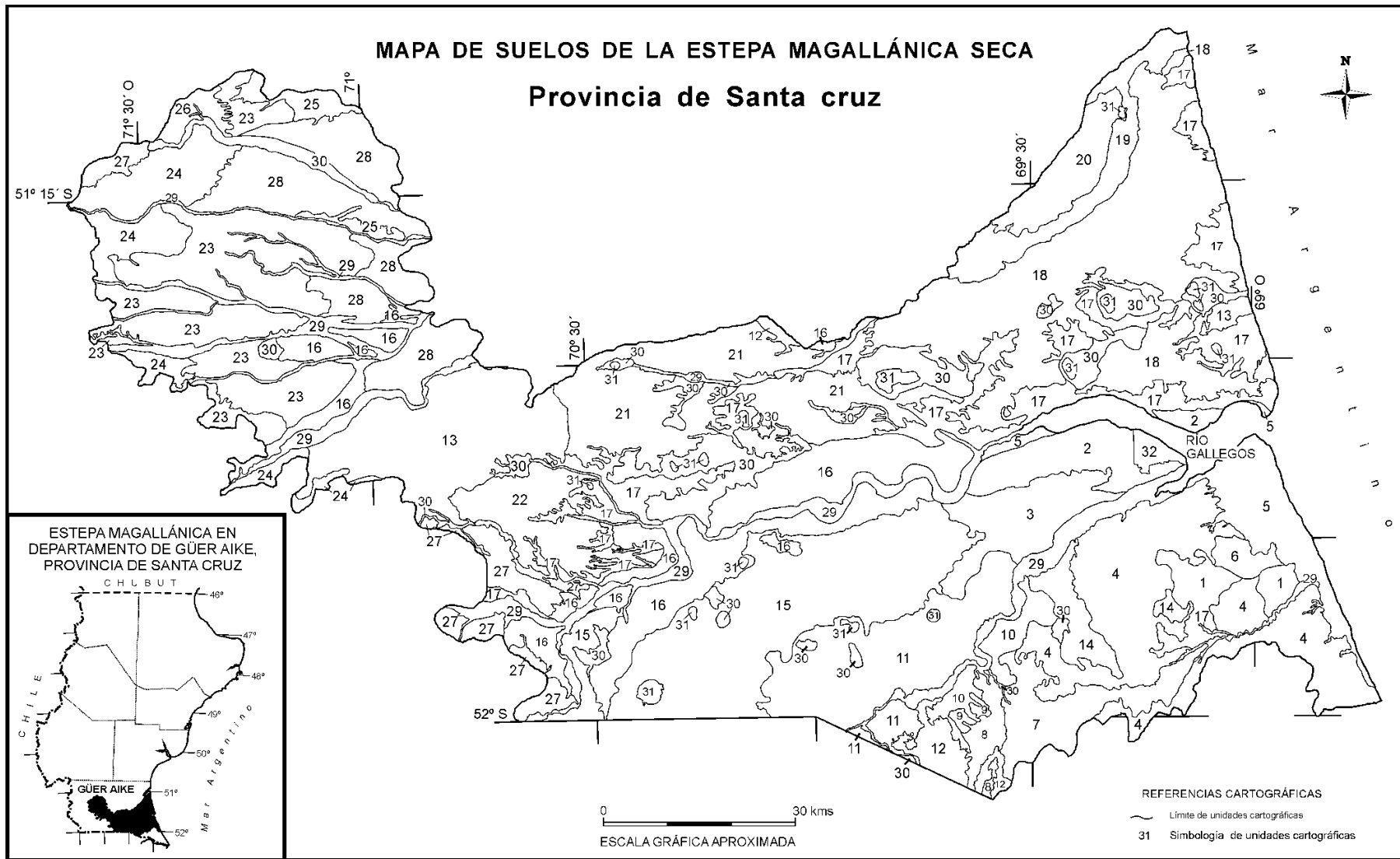
cambia la capacidad de retener y capturar sedimentos por la vegetación y finalmente esto se refleja en una aceleración en las tasas de erosión eólica. Las prácticas ganaderas sobre los pastizales naturales de la Estepa Magallánica Seca deben ser sustentables para asegurar que se mantenga el equilibrio en las tasas de erosión eólica que resultan un elemento clave para mantener los Estados de la vegetación que aseguran bienes y servicios ecosistémicos que son cada vez más valorados por la sociedad.

Anexos

Anexo 1. Ubicación geográfica de las calicatas y pozos observación para el relevamiento de suelos realizado durante 2015. *C: *Calicata* y O: *pozo de observación*

Calicata/Observación	Latitud	Longitud
C1	-51°34 24.20"	-69°30 53.90"
O2	-51°34 28.80"	-69°30 59.70"
C3	-51°25 21.90"	-69°16 44.30"
C4	-51°22 22.90"	-69°18 09.10"
C5	-51°40 40.70"	-69°28 10.80"
C6	-51°41 45.90"	-69°48 16.50"
C7	-51°47 37.30"	-70°15 39.00"
C8	-51°37 06.00"	-69°24 33.50"
C9	-51°46 54.82"	-69°17 35.97"
C10	-51°50 58.58"	-69°14 46.68"
O11	-51°53 01.07"	-69°05 15.59"
O12	-51°-52°55.28"	-69°02 53.21"
C13	-51°-51°22.53"	68 49 47.20"
C14	-51°59 07.00"	-69°31 32.70"
C15	-51°56 15.30"	-69°36 25.10"
O16	-51°56 03.90"	-69°38 42.90"
O17	-51°58 52.90"	-69°43 15.30"
C18	-51°56 23.40"	-69°54 03.00"
O19	-51°54 14.70"	-70°00 22.10"
C20	-51°50 25.40"	-70°01 54.80"
C22	-51°43 43.80"	-70°26 50.60"
O23	-51°44 00.30"	-70°35 59.20"
O24	-51°41 40.90"	-70°40 11.90"
C25	-51°48 06.50"	-70°40 20.90"
O26	-51°57 55.97"	-69°30 49.02"
C27	-52°03 58.81"	-69°30 57.31"
C28	-51°17 41.40"	-69°32 06.60"
O29	-51°14 35.20"	-69°31 32.70"
C30	-51°05 02.40"	-69°08 48.00"
C31	-51°32 26.70"	-70°42 04.70"
C32	-51°27 05.90"	-70°22 20.10"
C33	-51°26 58.40"	-70°53 23.20"

Anexo 2. Mapa de suelos y referencias de la Estepa Magallánica Seca elaborado por Schenkel y colaboradores (Godagnone et al. 2019)



Unidad cartográfica	Paisaje	Posición	Suelo	% en la Unidad	Superficie	
					ha	%
1	Planicie ondulada con paleocauces	Sectores planos	Haplargide ústico, esquelético franca	80	13.797	1,16
		Media loma	Torriortente tapto árgico, esquelético franca	20		
2	Terraza antigua del río Gallegos	Tendido	Haplargide ústico, esquelético franca	70	22.050	1,86
		Micro depresiones	Torriortente xérico, esquelético franca	30		
3	Planicie aterrazada suavemente ondulada	Planos extendidos	Torriortente ústico, esquelético franca	70	23.300	1,96
		Micro loma	Argiustol arídico, franco fina	30		
4	Planicie profundamente disectada	Pendiente	Haplargide ústico, esquelético franca	50	77.033	6,49
		Media loma	Torriortente xérico, esquelético franca	50		
5	Planicie marina con antiguas terrazas	Tendido bajo	Natrustol arídico, esquelético franca	70	29.235	2,46
		Loma	Haplocambide típico, esquelético franca	30		
6	Antigua planicie marina con paleocauces	Tendido bajo	Natrustol arídico, esquelético franca	50	4.483	0,38
		Loma	Haplargide xérico, esquelético franca	50		
7	Planicie suavemente ondulada	Tendido	Haplargide típico, esquelético franca	50	22.093	1,86
		Loma	Haplargide ústico, esquelético franca	50		
8	Planicie ondulada/colinada	Depresión	Haplocambide típico, esquelético franca	50	6.764	0,57
		Media loma	Haploxerol fluvéntico, franco fina	50		
9	Colinas que incluyen depresiones	Media loma	Haplocambide típico, esquelético franca	50	1.534	0,13
		Sectores medios	Torriortente tapto árgico, esquelético franca	50		
10	Planicie ondulada y disectada	Media loma	Haplocambide típico, esquelético franca	60	10.992	0,93
		Sectores altos	Haplargide típico, esquelético franca	30		
		Sectores cuspidales	Torriortente ústico lítico, esquelético franca	10		
11	Coladas basálticas y montes basálticos	Media loma	Haplocambide típico, esquelético franca	60	52.568	4,43
		Pendiente alta	Torriortente ústico lítico, esquelético franca	40		
12	Colada basáltica amplia de relieve irregular	Sectores cuspidales	Roca	70	9.186	0,77
		Media loma	Haplocambide típico, esquelético franca	20		
		Depresión	Haploxerol fluvéntico, franco fina	10		
13	Planicie suavemente ondulada disectada	Tendido	Torriortente ústico lítico, esquelético franca	70	57.734	4,86
		Micro loma	Argiustol arídico, franco fina	30		
14	Pendiente de alto gradiente	Sectores cuspidales	Torriortente ústico lítico, esquelético franca	70	11.413	0,96
		Micro lomas en pendiente	Haplustol lítico, arenosa/ franco fina	30		
15	Meseta basáltica ondulada/colinada	Sectores planos altos	Haplustol lítico, arenosa/ franco fina	80	92.984	7,83
		Sectores cuspidales	Torriortente ústico lítico, esquelético franca	20		
16	Antigua terraza del río Gallegos	Media loma	Torriortente xérico, esquelético franca	70	86.928	7,32
		Micro depresión	Haplocambide típico, esquelético franca	30		
17	Vías de drenaje con pendientes y bardas	Pie de loma	Argiustol arídico, franco fina	50	75.376	6,35
		Media loma alta	Paleargide ústico, esquelético franca	30		
		Media loma	Ustifluvente tapto árgico, esquelético franca	20		

18	Planicies onduladas con depresiones y lagunas	Tendido	Natrargide xérico, franco fina	70	115.138	9,7
		Media loma	Paleargide xérico, fina	30		
19	Planicie aluvial y paleocauce del río Coyle	Pie de loma	Paleargide xérico, fina	50	21.343	1,8
		Media loma	Natrargide vértico, esquelético fina	50		
20	Primera terraza antigua del río Coyle	Pie de loma	Paleargide xérico, fina	60	16.430	1,38
		Pendiente de planicie	Haplargide xérico, esquelético franca	40		
21	Planicie suavemente ondulada con paleocauces	Media loma	Ustipsamente tapto nátrico	70	71.044	5,99
		Pie de loma	Haplargide xérico, esquelético franca	30		
22	Planicie ondulada con paleocauces y depresiones	Planicie extendida	Ustifluvente tapto árgico, esquelético franca	80	25.074	2,11
		Micro depresiones	Ustipsamente tapto nátrico	20		
23	Planicies retrabajadas por vías de drenaje, depresiones y lagunas	Planos extendidos	Paleargide ústico, esquelético fina	60	82.332	6,94
		Sectores deprimidos	Halacuepte aérico, franco fina	40		
24	Planicies y sectores colinados	Loma y pendiente	Criortente típico, esquelético franca	50	41.052	3,46
		Sectores planos	Natrargide típico, esquelético arcillosa	30		
		Depresiones	Haplacul hístico, arenosa	20		
25	Antigua terraza del río Coyle y afluentes	Tendido alto	Haplocambide ústico, franco gruesa	60	7.915	0,67
		Depresiones	Natrargide típico, esquelético arcillosa	40		
26	Planicie muy disectada por paleocauces	Pie de loma	Haplocambide ustólico, franco gruesa	70	4.956	0,42
		Media loma	Haplocalcide ústico, franco gruesa	30		
27	Planicie disectada por paleocauces provenientes de cordillera	Loma alta	Ustifluvente tapto árgico, esquelético franca	50	20.012	1,69
		Depresión	Ustipsamente tapto nátrico, arenosa/ franco fina	40		
		Sectores cuspidales	Torriortente ústico litico esquelético franca	10		
28	Planicies disectadas por red de drenaje dendrítico	Planos altos	Paleargide ústico, esquelético fina	70	62.256	5,25
		Depresiones	Halacuepte aérico, franco fina	30		
29	Cauce de los ríos Gallegos y Coyle Chico	Terraza aluvial	Ustifluvente tapto árgico, esquelético franca	80	65.122	5,49
		Media loma	Haplustol arídico, esquelético franca	20		
30	Depresiones sin salida y lagunas	Depresión	Natrargide xérico, franco fina	60	47.101	3,97
		Pendiente	Argiustol arídico, franco fina	30		
		Pie de loma	Halacuepte aérico, franco fina	10		
31	Aureolas de lagunas	Lagunas	---	90	6.480	0,55
		Aureolas	Natrargide xérico, franco fina	10		
32	Ciudad de Río Gallegos	---	---	100	3.039	0,26
TOTAL					1.186.809	100

Anexo 3. Ubicación geográfica, año y autores de los censos y MARAS para el mapa de Estados de la vegetación de la Estepa Magallánica Seca. *(M) identifica los censos en los que se utilizó la metodología de Monitores MARAS. Los restantes corresponden a censos Braun Blanquet.

N°	Censo	Latitud	Longitud	Año	Autor
1	Ce1	-51°31 37.4"	-70°40 12.9"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
2	Ce2	-51°32 21.2"	-70°42 10.1"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
3	Ce3	-51°33 43.0"	-70°44 23.4"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
4	Ce4	-51°35 34.2"	-70°47 19.3"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
5	Ce5	-51°36 26.6"	-70°49 07.7"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
6	Ce6	-51°38 50.6"	-70°53 00.8"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
7	Ce7	-51°39 07.2"	-70°53 00.0"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
8	Ce8	-51°27 42.9"	-70°10 08.3"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
9	Ce9	-51°27 38.3"	-70°09 03.8"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
10	Ce10	-51°45 20.5"	-69°19 24.2"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
11	Ce11	-51°46 14.0"	-69°18 12.9"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
12	Ce12	-51°53 16.3"	-69°08 44.1"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
13	Ce13	-51°53 12.1"	-69°08 43.9"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
14	Ce14	-51°53 02.8"	-69°06 52.3"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
15	Ce15	-51°53 09.9"	-69°06 46.3"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
16	Ce16	-51° 52 00.6"	-69° 2 43.32"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
17	Ce17	-51°51 46.0"	-68°58 08.0"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
18	Ce18	-51°52 19.3"	-68°55 03.0"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
19	Ce19	-51°51 48.6"	-68°52 34.3"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
20	Ce20	-51°51 41.8"	-68°50 07.1"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
21	Ce21	-51°48 32.7"	-68°50 06.2"	2016	Oliva-Paredes-Schenkel
22	Ce22	-51°53 02.9"	-69°28 24.1"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
23	Ce23	-51°53 04.0"	-69°28 10.0"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
24	Ce24	-51°55 17.3"	-69°30 47.9"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
25	Ce25	-51°55 20.4"	-69°31 02.3"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
26	Ce26	-51°56 53.6"	-69°40 15.6"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
27	Ce27	-51°57 11.2"	-69°40 11.5"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
28	Ce28	-51°57 11.8"	-69°40 04.5"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
29	Ce29	-51°59 16.9"	-69°45 24.7"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
30	Ce30	-51° 52 02.0"	-69° 30 48.5"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
31	Ce31	-51°52 00.4"	-69°37 24.0"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
32	Ce32	-51°51 19.2"	-69°37 18.6"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
33	Ce33	-51°51 10.4"	-69°36 23.4"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
34	Ce34	-51°51 00.1"	-69°37 00.9"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
35	Ce35	-51°51 34.8"	-69°37 19.6"	2016	Humano-Oliva-Schenkel-Vivar
38	Ce38	-51°07 09.3"	-71°17 01.2"	2016	Oliva-Vivar

39	Ce39	-51°09 38.8"	-71°16 57.7"	2016	Oliva-Vivar
40	Ce40	-51°10 52.3"	-71°16 56.0"	2015	Oliva-Vivar
41	Ce41	-51°11 52.6"	-71°14 05.9"	2015	Oliva-Vivar
42	Ce42	-51°37 33.5"	-70°51 13.9"	2018	Oliva-Vivar
43	Ce43	-51 15 53.8"	-69° 7 57.9"	2018	Oliva-Vivar
44	Ce44	-51 10 34.9"	-69° 7 13.9"	2018	Oliva-Vivar
45	Ce45	-51 08 59.2"	-69° 09 06.5"	2018	Oliva-Vivar
46	Ce46	-51 39 39.5"	-69° 51 17.7"	2018	Oliva-Vivar
47	Ce47	-51 40 02.2"	-69° 48 39.4"	2018	Oliva-Vivar
48	Ce48	-51 40 17.1"	-69° 50 28.1"	2018	Oliva-Vivar
49	Ce49	-51 40 39.7"	-69° 54 47.3"	2018	Oliva-Vivar
50	Ce50	-51 34 04.0"	-69° 49 52.7"	2018	Oliva-Vivar
51	Ce51	-51 34 54.1"	-69° 49 00.9"	2018	Oliva-Vivar
52	Ce52	-51 59 57.9"	-69° 46 25.4"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
53	Ce53	-51 56 07.5"	-69° 38 34.0"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
54	Ce54	-51 27 53.1"	-69° 19 19.2"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
55	Ce55	-51 27 27.6"	-69° 18 54.0"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
56	Ce56	-51 19 58.7"	-69° 14 57.0"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
57	Ce57	-51 19 53.8"	-69° 12 12.9"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
58	Ce58	-51 19 34.3"	-69° 10 46.7"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
59	Ce59	-51 19 05.5"	-69° 08 38.7"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
60	Ce60	-51 26 07.5"	-69° 17 00.3"	2018	Humano-Oliva-Paredes-Schenkel
61	Ce61	-51 53 10.6"	-69° 12 18.5"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
62	Ce62	-51 32 03.0"	-69° 09 02.4"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
63	Ce63	-51 28 26.0"	-70 09 18.8"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
64	Ce64	-51 32 03.0"	-70 03 59.4"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
65	Ce65	-51 33 54.5"	-70 00 08.3"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
66	Ce66	-51 35 30.0"	-69° 56 13.5"	2018	Humano-Oliva-Schenkel
67	Ce40(bis)	-51 3 10.4"	-69° 10 23.0"	2018	Oliva-Paredes-Schenkel
68	Ce41(bis)	-51 03 21.4"	-69° 10 16.0"	2018	Oliva-Paredes-Schenkel
69	C1	-51°34 24.2"	-69°30 53.9"	2015	Ferrante-Oliva
70	C3	-51°25 21.9"	-69°16 4.3 "	2015	Ferrante-Oliva
71	C4	-51°22 22.9"	-69°18 09.1"	2015	Ferrante-Oliva
72	C5	-51°40 40.7"	-69°28 10.8"	2015	Ferrante-Oliva
73	C6	-51°41 45.9"	-69°49 16.5"	2015	Ferrante-Oliva
74	C7	-51°47 37.3"	-70°15 39.0"	2015	Ferrante-Oliva
76	C35	-51°37 37.5"	-71°20 33.0"	2015	Ferrante-Oliva
77	C36	-51°36 48.9"	-71°04 25.8"	2015	Ferrante-Oliva
78	PP1	-51° 24 18.4"	-69° 37 53.5"	2004	Paredes
79	PP4	-51° 37 27.8"	-69° 51 31.3"	2004	Paredes
81	PP7	-51° 53 55.2"	-69° 39 39.3"	2004	Paredes
82	PP MA	-51° 30 52.0"	-70° 8 44.0"	2004	Paredes
83	PPWilly	-51° 57 0.68"	-70° 26 46.2"	2004	Paredes
84	PPMA	-51° 53 47.6"	-69° 39 39.2"	2004	Paredes
85	PPPerro	-51° 56 02.0"	-70° 26 08.6"	2004	Paredes
86	M01	-51° 56 38.2"	-70° 26 24.2"	2008	Humano-Suarez

87	M07	-51° 30 06.1"	-69° 20 26.0"	2009	Humano
88	M130	-51°27 27.0"	-69°14 24.4"	2015	Vivar
89	M131	-51°28 31.2"	-69°21 13.3"	2015	Humano-Vivar
90	M132	-51°23 39.2"	-69°15 50.0"	2014	Cepeda-Ferrante-Oliva-Vivar
91	M133	-51°29 37.2"	-69°15 29.1"	2014	Cepeda-Ferrante-Oliva-Vivar
92	M134	-51°22 58.7"	-69°20 07.3"	2015	Cepeda-Humano-Vivar
93	M136	-51°54 35.5"	-70°24 14.6"	2016	Humano-Oliva-Paredes-Vivar
94	M20	-51° 35 26.0"	-69° 54 13.3"	2009	Ferrante
95	M27	-51° 25 46.3"	-69° 38 38.9"	2009	Acosta
96	M28	-51° 52 0.6"	-69° 02 43.3"	2009	Acosta
97	M29	-51° 18 09.0"	-69° 15 01.0"	2009	Suarez
98	M48	-51° 52 02.0"	-69° 30 48.6"	2011	Paredes
99	M52	-52° 03 27.3"	-69° 47 30.7"	2011	Humano
100	M53	-52°02 32.5"	-69°46 29.4"	2011	Oliva-Paredes
101	M56	-51° 51 02.8"	-70° 30 35.6"	2011	Paredes
102	M62	-51°30 33.4"	-70°17 40.3"	2012	Ferrante-Oliva
103	M63	-50°54 0.9"	-69°16 10.4"	2012	Chamorro-Lewis
104	M65	-51° 3 39.24"	-69° 12 40.7"	2012	Chamorro-Lewis
105	M66	-51° 31 01.6"	-69° 3 12.2"	2012	Chamorro-Lewis
106	M67	-51° 30 56.1"	-70° 26 17.0"	2012	Suarez-Rivera
107	PP6bis	-51° 52 18.3"	-69° 02 40.0"	2004	Paredes

Bibliografía

- Aagesen, D. 2000. Crisis and conservation at the end of the world: sheep ranching in Argentine Patagonia. *Environmental Conservation* 27:208-215.
- Aguiar, M. y O. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14:273-277.
- Aguiar, M. R. y J. M. Paruelo. 2003. Impacto humano sobre los ecosistemas.: El caso de la desertificación. *Ciencia hoy* 13:48-59.
- Aimar, S. B. 2016. Calidad del material erosionado por el viento en suelos de Argentina. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Aimar, S. B., D. E. Buschiazzo y N. Peinemann. 2003. Cuantificaciones de la erosión eólica en la Región Semiárida Pampeana Central Argentina (RSPC). In A. D. Golberg y A. G. kin, editors. Viento, Suelo y Planta. INTA. Páginas 35-44
- Aimar, S. B., M. J. Méndez y D. E. Buschiazzo. 2011. Predicción de la erosión eólica potencial con el modelo Eweq en dos suelos loesicos. efectos de las condiciones climáticas. Wind erosion prediction with the Eweq model in two loess soils. effects of climatic conditions. *Ciencia del suelo. revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*. 29.
- Anchorena, J. 1978. Regiones Ecológicas de la Patagonia.
- Anchorena, J. 1985. Recursos naturales y aptitud de uso ganadero. Dos cartas a escala 1:40.000 para la región magallánica. In O. Boelcke, D. Moore, y F. Roig, editors. Transecta Botánica de la Patagonia Austral. CONICET, Instituto de la Patagonia y Royal Society, Buenos Aires.
- Ares, J. O., A.M. Beeskow, M.B. Bertiller, C.M. Rostagno, M.P. Irisarri, J. Anchorena, G. E. D. y C. A. Merino. 1990. Structural and dynamic characteristics of the overgrazed grasslands of northern Patagonia, Argentina. 149-175
- Armbrust, D. 1968. Windblown Soil Abrasive Injury to Cotton Plants 1. *Agronomy Journal* 60:622-625.
- Aubault, H., N. P. Webb, C. L. Strong, G. H. McTainsh, J. F. Leys y J. C. Scanlan. 2015. Grazing impacts on the susceptibility of rangelands to wind erosion: The effects of stocking rate, stocking strategy and land condition. *Aeolian Research* 17:89-99.
- Auer, V. 1950. Las capas volcánicas como base de la cronología postglacial de Fuegopatagonia. *Rev. Inv. Agr* 2:49-208.
- Bakker, M. M., G. Govers y M. D. Rounsevell. 2004. The crop productivity–erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57:55-76.
- Barbería, E. 1995. Los dueños de la tierra en la Patagonia Austral. Universidad Federal de la Patagonia Austral, Buenos Aires. 475 p.
- 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*:517-522.
- Belnap, J., R. L. Reynolds, M. C. Reheis, S. L. Phillips, F. E. Urban y H. L. Goldstein. 2009. Sediment losses and gains across a gradient of livestock grazing and plant invasion in a cool, semi-arid grassland, Colorado Plateau, USA. *Aeolian Research* 1:27-43.
- Beltrán, A. 1997. Caracterización microclimática del Distrito Occidental de la estepa patagónica. *Magíster Thesis, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.*:119

- Bergametti, G. y D. Gillette. 2010. Aeolian sediment fluxes measured over various plant/soil complexes in the Chihuahuan desert. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 115.
- Bertiller, M. B. y A. Bisigato. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8:191-199.
- Bestelmeyer, B. T., J. Brown, K. M. Havstad, R. Alexander, G. Chaverz y J. E. Herrick. 2003. Development and Use of State-and-Transition Models for Rangelands. *Journal of Range Management* 56:114-126.
- Bestelmeyer, B. T., J. E. Herrick, J. Brown, D. A. Trujillo y K. M. Havstad. 2004. Land management in the American Southwest: A State-and-Transition approach to Ecosystem Complexity. *Environmental Management* 34:38-51.
- BIDDLE, K., M. ULIANA, R. MITCHUM, M. FITZGERALD y R. WRIGHT. 1986. The stratigraphic and structural evolution of the central eastern Magallanes Basin, southern South America. 41–61. *Foreland basins. International Association of Sedimentologists, Special Publication* 8:453.
- Blake, G. R. y K. Hartge. 1986. Bulk Density. *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods*:363-375.
- Borrelli, P., F. Anglesio, C. Baetti, M. Iacomini y A. Ramstrom. 1988. Condición de pastizales en el sudeste de Santa Cruz (Patagonia) II: Sitio "Santacruzense". *Revista Argentina de Producción Animal* 8(3):201-213.
- Borrelli, P., C. Cheppi, M. Iacomini y A. Ramstrom. 1984. Condición de pastizales en el sitio terraza de Río Gallegos. *Revista Argentina de Producción Animal* 4(9):879-897.
- Borrelli, P., M. Iacomini, C. Baetti y F. Anglesio. 1987. Areas ecológicas de Santa Cruz y norte de Tierra del Fuego.
- Bouza, M. E., J. Silenzi, N. Echeverría y M. De Lucia. 2012. Analysis of erosive events for a soil in the southwest of Buenos Aires Province, Argentina. *Aeolian Research* 3:427-435.
- Bran, D., G. Oliva, P. Rial, J. Escobar, C. López, F. Umaña, J. Ayesa y N. Elissalde. 2005. Regiones Ecológicas Homogéneas de la Patagonia Argentina., INTA, Bariloche.
- Braun Blanquet, J. J. 1932. Plant sociology, the study of plant communities. Hafner Pub co, New York. 439 p.
- Bremner, J. M. y C. Mulvaney. 1982. Nitrogen—Total. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*:595-624.
- Breuninger, R. H., D. A. Gillette y R. Kihl. 1989. Formation of wind-erodible aggregates for salty soils and soils with less than 50% sand composition in natural terrestrial environments. *Paleoclimatology and Paleometeorology: Modern and Past Patterns of Global Atmospheric Transport*. Springer. Páginas 31-63
- Bryan, R. B. 1968. The development, use and efficiency of indices of soil erodibility. *Geoderma* 2:5-26.
- Buckley, R. 1987. The effect of sparse vegetation on the transport of dune sand by wind. *Nature* 325:426.
- Burgos, J. 1985. Clima en el extremo sur de Sudamérica. In O. Boelcke, D. Moore, y F. Roig, editors. *Transecta botánica de la Patagonia Austral*. CONICET, Instituto de la Patagonia y Royal Society, Buenos Aires. Páginas 10-40

- Burke, I. C., W. K. Lauenroth, M. A. Vinton, P. B. Hook, R. H. Kelly, H. E. Epstein, M. R. Aguiar, M. D. Robles, M. O. Aguilera y K. L. Murphy. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. Plant-induced soil changes: Processes and feedbacks. Springer. Paginas 121-143
- Burri, K., C. Gromke, M. Lehning y F. Graf. 2011. Aeolian sediment transport over vegetation canopies: A wind tunnel study with live plants. *Aeolian Research* 3:205-213.
- Busacca, A. y D. Chandler. 2006. Erosion by wind: Climate Change. Page 2060 en R. Lal, editor. Encyclopedia of Soil Science. Taylor & Francis.
- Buschiazzo, D. y S. Aimar. 2003. Erosión eólica: procesos y predicción. *Viento, Suelo y Plantas. Golberg y Kin*.
- Buschiazzo, D. E. 2006. Management systems in southern South America. *Dryland Agriculture*:395-425.
- Buschiazzo, D. E., J. Panebianco, G. Guevara, J. Rojas, J. Zurita, D. Bran, D. López, J. Gaitán y P. Hurtado. 2009. Incidencia potencial de la erosión eólica sobre la degradación del suelo y la calidad del aire en distintas regiones de la Argentina. *Ciencia del suelo* 27:255-260.
- Buschiazzo, D. E. y V. Taylor. 1993. Efectos de la erosión eólica sobre algunas propiedades de suelos de la Región Semiárida Pampeana Central. *Ciencia del suelo* 10:46-53.
- Buschiazzo, D. E. y T. M. Zobeck. 2008. Validation of WEQ, RWEQ and WEPS wind erosion for different arable land management systems in the Argentinean Pampas. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group* 33:1839-1850.
- Buschiazzo, D. E., T. M. Zobeck y S. A. Abascal. 2007. Wind erosion quantity and quality of an Entic Haplustoll of the semi-arid pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments* 69:29-39.
- Buschiazzo, D. E., T. M. Zobeck y S. B. Aimar. 1999. Wind erosion in loess soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Soil Science* 164:133-138.
- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Fascículo 1. In W. Kugler, editor. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II. Editorial ACME S.A.C.I., Buenos Aires. Pagina 85pp
- Casas, R. y G. Albarracín. 2015. El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. *Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina) Centro para la promoción de la conservación del suelo y el agua (PROSA).*[Links].
- Castro, J. 1983. Manual para la recuperación de áreas erosionadas en la Patagonia. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Trelew, Puerto Madryn. 101 p.
- Chartier, M. P. y C. M. Rostagno. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management* 59:616-624.
- Chepil, W. 1954. Seasonal fluctuations in soil structure and erodibility of soil by wind. *Soil Science Society of America Journal* 18:13-16.
- Chepil, W. 1961. The Use of Spheres to Measure Lift and Drag on Wind-Eroded Soil Grains 1. *Soil Science Society of America Journal* 25:343-345.
- Chepil, W. 1962. A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis 1. *Soil Science Society of America Journal* 26:4-6.
- Chepil, W. y N. Woodruff. 1963. The physics of wind erosion and its control. Advances in agronomy. Elsevier. Paginas 211-302

- Chepil, W. S. 1945. Dynamics of wind erosion: I. Nature of movement of soil by wind. *Soil Science* 60:320.
- Chepil, W. S. 1957. Width of field strips to control wind erosion.
- Chepil, W. S., N. P. Woodruff y F. H. Siddoway. 1961. How to control soil blowing. US Department of Agriculture. 18 p.
- Colazo, J. C. y D. E. Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159:228-236.
- Colazo, J. C., P. Carfagno, J. Gvozdenovich y D. Buschiazzo. 2019. Soil Erosion. The Soils of Argentina. Springer. Paginas 239-250
- Colazo, J. C., M. Méndez y D. E. Buschiazzo. 2018. Medición de la erosión eólica. In A. R. Quiroga, R. Fernández, y C. Alvarez, editors. Análisis y evaluación de propiedades físico hídrica de los suelos Ediciones INTA, Anguil, La Pampa Paginas 37-45
- Colazo, J. C., J. E. Panebianco, H. F. Del Valle, R. Godagnone y D. E. Buschiazzo. 2008. Erosión eólica potencial de suelos de Argentina. Efecto de registros climáticos de distintos periodos. En Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (en CD). Potrero de los Funes.
- Cook, H. L. 1937. The nature and controlling variables of the water erosion process. *Soil Science Society of America Journal* 1:487-494.
- Cornelis, W. y D. Gabriels. 2003. The effect of surface moisture on the entrainment of dune sand by wind: an evaluation of selected models. *Sedimentology* 50:771-790.
- Cornelis, W. y D. Gabriels. 2004. A simple model for the prediction of the deflation threshold shear velocity of dry loose particles. *Sedimentology* 51:39-51.
- Coronato, F. 1993. Wind chill factor applied to Patagonian climatology. *Internacional Journal of Biometeorology* 37:1-6.
- Davidson- Arnott, R., B. Bauer, I. Walker, P. Hesp, J. Ollerhead y C. Chapman. 2012. High- frequency sediment transport responses on a vegetated foredune. *Earth Surface Processes and Landforms* 37:1227-1241.
- De Fina, A., A. Garbosky, F. Gianetto y L. Sabella. 1968. Difusión geográfica de cultivos índices en la Provincia de Santa Cruz. INTA, Buenos Aires. 30 p.
- De Oro, L. A. 2015. Rugosidad superficial y erosión eólica en suelos de la región semiárida pampeana central Argentina (RSPC). 177.
- del Valle, H. F. 1978. Estudio y caracterización de la aptitud agrícola de los suelos y calidad de las aguas del valle El Maitén (Chubut). *Dirección de Recursos Hídricos (MESOP)*. Rawson:100.
- del Valle, H. F. 1988. Evaluación cuantitativa de un levantamiento de suelos de la región semiárida del noreste de Patagonia (Chubut). *Ciencia del Suelo* 6:136-150.
- del Valle, H. F. 1998. Patagonian soils: a regional synthesis. *Ecología Austral* 8:103-123.
- del Valle, H. F., P. J. Bouza, R. P. E. y L. Gonzalez. 2002. Suelos. Pages 815-828 en M. J. Haller, editor. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. , El Calafate.
- Di Rienzo, J., F. Casanoves, M. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C. Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. *Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina*. URL <http://www.infostat.com.ar>.

- Diez, P., M. Vázquez y D. Grima. 2013. La degradación ambiental de la cuenca endorreica Coy Aike, patagonia Austral, Argentina, y su implicancia en establecimientos agropecuarios. *Perspectiva Geográfica* 18:195-216.
- Dong, Z., X. Liu, H. Wang, A. Zhao y X. Wang. 2003. The flux profile of a blowing sand cloud: a wind tunnel investigation. *Geomorphology* 49:219-230.
- Dong, Z., J. Lu, D. Man, P. Lv, G. Qian, Z. Zhang y W. Luo. 2011. Equations for the near-surface mass flux density profile of wind-blown sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 36:1292-1299.
- Dregne, H. 1986. Desertification of arid lands. *Physics of desertification*. Springer. Páginas 4-34
- Ellison, L. 1949. The ecological basis for judging condition and trend on mountain range land. *Journal of Forestry* 47:786-795.
- ERDAS, E. I. T. G. 1997. ERDAS Inc. *Atlanta, Georgia, USA*.
- Faggi, A. 1985. Las comunidades vegetales de Río Gallegos, Santa Cruz. In O. Boelcke, D. Moore, y F. Roig, editors. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. CONICET Instituto de la Patagonia (Chile) Royal Society (Gran Bretaña), Buenos Aires. Páginas 592-633
- Faggi, A. y F. Roig. 1985. Carta fitosociológica de Río Gallegos. Provincia de Santa Cruz, República Argentina. In O. Boelcke, D. Moore, y F. Roig, editors. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. CONICET, Instituto de la Patagonia y Royal Society, Buenos Aires.
- Fan, H., W. Zhao, S. Daryanto, B. Fu, S. Wang y Y. Wang. 2018. Vertical Distributions of Soil Organic Carbon and its Influencing Factors Under Different Land Use Types in the Desert Riparian Zone of Downstream Heihe River Basin, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123:7741-7753.
- Ferrante, D., G. Oliva y R. Fernández. 2014. Soil water dynamics, root systems, and plant responses in a semiarid grassland of Southern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 104:52-58.
- Ferrante, D., G. Oliva, G. Humano y P. Torra. 2004. Dinámica del agua en una estepa gramínea de la Patagonia Austral. *Actas II Reunión Binacional de Ecología*. pp 302. 31 de octubre al 5 de noviembre, Mendoza.
- Ferrer, J., J. Irisarri y M. Mendia. 1990. Cartografía de los suelos. *Estudio Regional de suelos de la Provincia del Neuquén* 1.
- Fick, S. E. y R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* 37:4302-4315.
- Finnigan, J. y P. Mulhearn. 1978. Modelling waving crops in a wind tunnel. *Boundary-Layer Meteorology* 14:253-277.
- Fister, W. y J. B. Ries. 2009. Wind erosion in the central Ebro Basin under changing land use management. Field experiments with a portable wind tunnel. *Journal of Arid Environments* 73:996-1004.
- Friedel, M. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. *Journal of Range Management* 44:422-426.
- Fryrear, D. 1986. A field dust sampler. *Journal of soil and water conservation* 41:117-120.
- Fryrear, D. y J. Downes. 1975. Estimating seedling survival from wind erosion parameters. *TRANSACTIONS of the ASAE* 18:888-0891.
- Fullen, M. y D. Mitchell. 1991. Taming the shamo dragon. *Geographical Magazine (Nov.)* 26.

- Gabriels, D., W. Cornelis, I. Pollet, T. Van Coillie y M. Ouessar. 1997. The ICE wind tunnel for wind and water erosion studies. *Soil Technology* 10:1-8.
- García-Moya, E. y C. M. M. 1970. Contributions of shrubs to the nitrogen economy of a desert wash plant community. *Ecology* 51:81-88.
- Gee, G. W. y D. Or. 2002. 2.4 Particle-size analysis. *Methods of soil analysis. Part 4*:255-293.
- Gillette, A. D. 2006. Windblown Dust. Page 2060 en R. Lal, editor. Encyclopedia of Soil Science. Taylor Francis.
- Gillette, D. A. 1977. Fine particulate emissions due to wind erosion. *Transactions of the ASAE* 20:890-0897.
- Gillette, D. A. y T. R. Walker. 1977. Characteristics of airborne particles produced by wind erosion of sandy soil, high plains of west Texas. *Soil Science* 123:97-110.
- Gillies, J. A., W. G. Nickling y J. King. 2006. Aeolian sediment transport through large patches of roughness in the atmospheric inertial sublayer. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 111.
- Gimp, G. 2008. Image manipulation program. *User Manual, Edge-Detect Filters, Sobel, The GIMP Documentation Team* 8:8-7.
- Godagnone, R. y G. Humano. 1990. Mapa de Suelos de la Cuenca del Río Coyle, provincia de Santa Cruz. Escala 1:250.000., CIRN-INTA, Castelar, Castelar, Buenos Aires.
- Godagnone, R. E., C. A. Schenkel, J. C. de la Fuente y G. E. Oliva. 2019. Estudio de Suelos de la Estepa Magallánica Seca, departamento Guer Aike, provincia de Santa Cruz. *En prensa*:150.
- Golluscio, R., A. Deregibus y J. Paruelo. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian Steppes. *Ecología Austral* 8:265-284.
- Grant, P. y W. Nickling. 1998. Direct field measurement of wind drag on vegetation for application to windbreak design and modelling. *Land Degradation & Development* 9:57-66.
- Grini, A., G. Myhre, C. S. Zender y I. S. Isaksen. 2005. Model simulations of dust sources and transport in the global atmosphere: Effects of soil erodibility and wind speed variability. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 110.
- Groffman, P. M., J. S. Baron, T. Blett, A. J. Gold, I. Goodman, L. H. Gunderson, B. M. Levinson, M. A. Palmer, H. W. Paerl y G. D. Peterson. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9:1-13.
- Hagen, L. J. y M. E. Casada. 2013. Effect of canopy leaf distribution on sand transport and abrasion energy. *Aeolian Research* 10:37-42.
- Hoffmann, C., R. Funk, Y. Li y M. Sommer. 2008. Effect of grazing on wind driven carbon and nitrogen ratios in the grasslands of Inner Mongolia. *Catena* 75:182-190.
- Houghton, P. D. y P. Charman. 1986. Glossary of terms used in soil conservation. Soil Conservation Service of NSW. p.
- Hyams, D. 2001. CurveExpert Version 1.38 A curve fitting system for Windows. Hixson.
- Imbellone, P. y J. A. Ferrer. 1980. Naturaleza de los materiales constituyentes de Haplargides y Paleargides de la Cuenca del Río Santa Cruz. *En Actas del IX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná.*

- Imbellone, P. A., J. E. Giménez y J. L. Panigatti. 2010. Capítulo 3: Proceso de ilimerización *In* P. A. Imbellone, J. E. Giménez, y J. L. Panigatti, editors. Suelos de la Región Pampeana: Procesos de Formación. Ediciones INTA, Buenos Aires. Pagina 320
- INTA. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro de Investigaciones de Recursos Naturales. p.
- Karaca, F., I. Anil y O. Alagha. 2009. Long-range potential source contributions of episodic aerosol events to PM10 profile of a megacity. *Atmospheric Environment* 43:5713-5722.
- Klemmedson, J. O. 1956. Interrelations of vegetation, soils and range conditions induced by grazing. *Journal of Range Management* 9:134-138.
- Knudsen, D., G. Peterson y P. Pratt. 1982. Lithium, sodium, and potassium. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*:225-246.
- Lal, D. 1991. Cosmic ray labeling of erosion surfaces: in situ nuclide production rates and erosion models. *Earth and Planetary Science Letters* 104:424-439.
- Lal, R. 2006. Degradation & Quality. *Encyclopedia of soil science* 2:389-394.
- Lal, R. y B. Stewart. 1990. Soil degradation: A global threat. *Advances in Soil*.
- Lamoreux, M., H. Migliora y A. Marcolín. 2004. Los suelos del Campo Experimental Potrok Aike. *In* L. González, R. Iglesias, y A. Cibils, editors. Campo Experimental Potrok Aike. Resultados de quince años de labor técnica. INTA, Buenos Aires. Páginas 27-30
- Lanyon, L. y W. Heald. 1982. Methods of soil analysis. *Calcium, magnesium, strontium, and barium, part 2*:247-260.
- Laya, H. 1975. Algunos ejemplos del control de los materiales originarios sobre la edafogénesis en la Patagonia y Tierra del Fuego. *IDIA Supl.*
- Laya, H. 1976. Salinización orientada y engrosamiento de suelos desde depresiones salitrosas por influencia de vientos dominantes. *Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, 7^a, Bahía Blanca-Argentina, 1-6 Dic. 1976.*
- Laya, H. 1981. Formulación de un plan integral de manejo hídrico para el valle inferior del río Chubut. Levantamiento semidetallado de Suelos. *Consejo Federal de Inversiones (CFI) - Provincia del Chubut. Convenio VIRCH I y II*:340.
- Laya, H. y S. D. Plunkett. 1983. Caracterización de los suelos del cono aluvial atípico del curso inferior del río Senguerr, Sarmiento (Chubut). *II Jornadas Regionales de Suelos de la Patagonia, MESOP, Chubut*:176.
- Laycock, W. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: A viewpoint. *Journal of Range Management* 44:427-433.
- Le Houérou, H. 1996. Climate change, drought and desertification. *Journal of Arid Environments* 34:133-185.
- Leenders, J. K., G. Sterk y J. H. Van Boxel. 2011. Modelling wind-blown sediment transport around single vegetation elements. *Earth Surface Processes and Landforms* 36:1218-1229.
- Leenders, J. K., G. Sterk y J. H. van Boxel. 2016. Wind erosion reduction by scattered woody vegetation in farmers' fields in northern Burkina Faso. *Land Degradation & Development* 27:1863-1872.
- Leon, R. J. C. y M. R. Aguiar. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia* 13.
- Leys, J., T. Koen y G. McTainsh. 1996. The effect of dry aggregation and percentage clay on sediment flux as measured by a portable field wind tunnel. *Soil Research* 34:849-861.

- Li, F.-R., L.-F. Kang, H. Zhang, L.-Y. Zhao, Y. Shirato y I. Taniyama. 2005. Changes in intensity of wind erosion at different stages of degradation development in grasslands of Inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments* 62:567-585.
- Li, F.-R., H. Zhang, T.-H. Zhang y Y. Shirato. 2003. Variations of sand transportation rates in sandy grasslands along a desertification gradient in northern China. *Catena* 53:255-272.
- Li, J. y G. Okin. 2004. Soil nutrient distribution in response to wind erosion in a desert grassland Soil Science Society of America Fall Meeting. *Seattle, WA*.
- Li, Z., D. Feng, S. Wu, A. Borthwick y J. Ni. 2008. Grain size and transport characteristics of non-uniform sand in aeolian saltation. *Geomorphology* 100:484-493.
- Ludwig, J. y D. Tongway. 1995. Spatial organization of landscapes and its function in semi-arid woodlands, Australia. *Landscape Ecology* 10:51-63.
- Lyles, L. 1975. Possible effects of wind erosion on soil productivity. *Journal of soil and water conservation* 30:279-283.
- Lyles, L. 1988. 4. Basic wind erosion processes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 22:91-101.
- Lyles, L. y J. Tatarko. 1986. Wind erosion effects on soil texture and organic matter. *Journal of soil and water conservation* 41:191-193.
- MacMahon, J. A., D. J. Schimpf, D. C. Andersen, K. G. Smith y R. L. Bayn. 1981. An organism-centered approach to some community and ecosystem concepts. *Journal of Theoretical Biology* 88:287-307.
- Mayr, C., A. Lücke, W. Stichler, P. Trimborn, B. Ercolano, G. Oliva, C. Ohlendorf, J. Soto, M. Fey, T. Haberzettl, S. Janssen, F. Schâbitz, G. H. Schleser, M. Wille y B. Zolitschka. 2007. Precipitation origin and evaporation of lake in semi-arid Patagonia (Argentina) inferred from stable isotopes (d18O, d2 H). *Journal of Hydrology* 334:53-63.
- Mazzarino, M. J., M. B. Bertiller, C. L. Sain, F. Laos, F. y F. R. Coronato 1996. Spatial patterns of nitrogen availability, mineralization, and immobilization in northern Patagonia, Argentina. *Arid Land Research and Management* 10 (4):295-309.
- Mendez, M., J. D. D. Herrero y D. Buschiazzo. 2006. Desarrollo de un túnel de viento portátil para la medición de erosión eólica: XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy.
- Mendez, M. J. y D. E. Buschiazzo. 2015. Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. *Aeolian Research* 16:117-124.
- Mendez, M. J., R. Funk y D. E. Buschiazzo. 2011. Field wind erosion measurements with big spring number eight (BSNE) and modified wilson and cook (MWAC) samplers. *Geomorphology* 129:43-48.
- Mertia, R., P. Santra, B. Kandpal y R. Prasad. 2010. Mass–height profile and total mass transport of wind eroded aeolian sediments from rangelands of the Indian Thar Desert. *Aeolian Research* 2:135-142.
- Milchunas, D. G. y W. K. Lauenroth. 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Source. *Ecological Monographs* 63(4):328-366.
- Milchunas, D. G., O. E. Sala y W. K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132:87-106.
- Minvielle, F., B. Marticorena, D. Gillette, R. Lawson, R. Thompson y G. Bergametti. 2003. Relationship between the aerodynamic roughness length and the roughness density in cases of low roughness density. *Environmental Fluid Mechanics* 3:249-267.

- Molina-Aiz, F., D. Valera, A. Alvarez y A. Madueno. 2006. A wind tunnel study of airflow through horticultural crops: determination of the drag coefficient. *Biosystems engineering* 93:447-457.
- Montgomery, D. R. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:13268-13272.
- Morris, H. M. 1955. Flow in rough conduits. *Trans., ASME* 120:373-398.
- Namikas, S. L. 2003. Field measurement and numerical modelling of aeolian mass flux distributions on a sandy beach. *Sedimentology* 50:303-326.
- Nelson, D. y L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter1. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*:539-579.
- Noy-Meir. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:25-51.
- Okin, G., D. Gillette y J. Herrick. 2006. Multi-scale controls on and consequences of aeolian processes in landscape change in arid and semi-arid environments. *Journal of Arid Environments* 65:253-275.
- Okin, G. S. y D. A. Gillette. 2001. Distribution of vegetation in wind- dominated landscapes: Implications for wind erosion modeling and landscape processes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 106:9673-9683.
- Oliva, G. y P. Borrelli. 1993. Estepas del sudeste de Santa Cruz. In J. Paruelo, M. Bertiller, T. Schlichter, y F. Coronato, editors. *Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de Estados y Transiciones*. Ludepa SME, Bariloche. Páginas 5-13
- Oliva, G., D. Bran, J. Gaitán, D. Ferrante, G. Ciari, V. Massara, E. Adema y E. Dominguez. 2016a. Monitoring technology for semi-arid rangelands: the MARAS system. *En XX International Rangeland Congress. The Future Management of Grazing and Wild Lands in a High-Tech World*, Saskatoon, Canada. Páginas 1016-1017
- Oliva, G., D. Bran, J. Gaitán, D. Ferrante, V. Massara, G. G. Martínez, E. Adema, M. Enrique, E. Domínguez y P. Paredes. 2018. Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments*.
- Oliva, G., D. Bran, J. Gaitán, D. Ferrante, V. Massara, G. G. Martínez, E. Adema, M. Enrique, E. Domínguez y P. Paredes. 2019. Monitoring drylands: The MARAS system. *Journal of Arid Environments* 161:55-63.
- Oliva, G., A. Cibils, P. Borrelli y G. Humano. 1998. Stable states in relation to grazing in Patagonia: A 10-year experimental trial. *Journal of Arid Environments* 40:113-131.
- Oliva, G., M. Collantes y G. Humano. 2005. Demography of Grazed Tussock Populations in Patagonia. *Rangeland Ecology and Management* 58:466-473.
- Oliva, G., D. Ferrante, P. Paredes, G. Humano y A. Cesa. 2016b. A conceptual model for changes in floristic diversity under grazing in semi-arid Patagonia using the State and Transition framework. *Journal of Arid Environments* 127:120-127.
- Oliva, G., D. Ferrante, S. Puig y M. Williams. 2012. Sustainable sheep management using continuous grazing and variable stocking rates in Patagonia: a case study. *The Rangeland Journal* 34:285-295.
- Oliva, G., G. García, D. Ferrante, V. Massara, P. Rimoldi, B. Díaz, P. Paredes y J. Gaitán. 2017. Estado de los Recursos Naturales de la Patagonia Sur INTA CRPATSU, Trelew.
- Oliva, G., L. González, P. Rial y E. Livraghi. 2001a. El ambiente en la Patagonia Austral. In P. Borrelli y G. Oliva, editors. *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral*.

- Oliva, G., L. González, P. Rial y E. Livraghi. 2001b. El ambiente en la Patagonia Austral. *In* P. Borrelli y G. Oliva, editors. Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral.
- Oliva, G., G. Humano y D. Ferrante. 2008. Long-time effects of grazing on Patagonian rangelands (Argentina). *En* Multifunctional Grasslands in a Changing World, Hohhot, China. Pagina 471
- Oliva, G., V. Torres y P. Paredes. 2015. Provincia de Santa Cruz. *In* R. Casasy G. Albarracin, editors. El deterioro del ambiente en Argentina FECIC, Buenos Aires. Paginas 255-273
- Olsen, S. y L. Dean. 1965. Phosphorus. Chemical and microbiological properties. *Methods of Soil Analysis, Part 2*:1035-1048.
- Panebianco, J. E., D. E. Buschiazzi y T. M. Zobeck. 2010. Comparison of different mass transport calculation methods for wind erosion quantification purposes. *Earth Surface Processes and Landforms* 35:1548-1555.
- Papadakis, J., J. Calcagno y P. Etchevehere. 1962. Regiones de Suelos de la Republica Argentina. *Soil Science* 93:73.
- Parizek, B., C. Rostagno y R. Sottini. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in northeastern Patagonia. *Range Manage* 55:43-48.
- Paruelo, J. y R. Golluscio. 1993. Estepas gramíneo-arbustivas del NW del Chubut. *In* J. Paruelo, M. Bertiller, T. Schlichter, y F. Coronato, editors. Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de Estados y Transiciones. Ludepa SME, Bariloche. Paginas 5-13
- Paruelo, J., E. Jobbagy y O. Sala. 1998. Biozonas de la región patagónica. *In* C. DHV/SWEDFOREST, editor. ECOSISTEMAS DESÉRTICOS PATAGÓNICOS. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. República Argentina, Buenos Aires. Pagina 7 pp
- Paruelo, J. M., M. B. Bertiller, T. M. Schlichter y F. R. Coronato. 1993. Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. 109.
- Peri, P., Y. Rosas, B. Ladd, S. Toledo, R. Lasagno y G. Martínez Pastur. 2018. Modelling soil carbon content in South Patagonia and evaluating changes according to climate, vegetation, desertification and grazing. *Sustainability* 10:438.
- Pickup, G. 1985. The erosion cell - a geomorphic approach to landscape classification in range assessment. *Australian Rangeland Journal* 7:114-121.
- Poggi, D., A. Porporato, L. Ridolfi, J. Albertson y G. Katul. 2004. The effect of vegetation density on canopy sub-layer turbulence. *Boundary-Layer Meteorology* 111:565-587.
- Prego, A. J. 1962. La erosión eólica en la República Argentina. Secretaría de Estado de Agropecuaria y Ganadería de la Nación, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Instituto de Suelos y Agrotecnia. p.
- Ramos, V. A. 1999. Las provincias geológicas del territorio argentino. *Geología Argentina* 29:41-96.
- Raupach, M., A. Thom y I. Edwards. 1980. A wind-tunnel study of turbulent flow close to regularly arrayed rough surfaces. *Boundary-Layer Meteorology* 18:373-397.
- Rhoades, J. 1982. Cation exchange capacity 1. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*:149-157.
- Ritchie, J. C., J. E. Herrick y C. A. Ritchie. 2003. Variability in soil redistribution in the northern Chihuahuan Desert based on ¹³⁷Cesium measurements. *Journal of Arid Environments* 55:737-746.

- Roig, F., J. Anchorena, A. Dollenz, A. Faggi y E. Méndez. 1985. Las comunidades vegetales de la transecta botánica de la Patagonia Austral. Primera parte. La vegetación del área continental. *In* O. Boelcke, D. Moore, y F. Roig, editors. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. Conicet- Royal Society- Instituto de la Patagonia, Buenos Aires. Paginas 350- 456
- Roig, F. y A. Faggi. 1985. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral: Análisis geobotánico de la vegetación*. CONICET, Buenos Aires. 189 p.
- Roig, F. y E. Mendez. 1993. Estepas magallánicas de *Festuca gracillima* de Santa Cruz. *In* J. Paruelo, M. Bertiller, T. Schlichter, y F. Coronato, editors. *Secuencias de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de Estados y Transiciones*. Ludepa SME, Bariloche. Paginas 5-13
- Roig, F., E. Méndez, E. Abraham, D. Tomasini y P. Mascagno. 2003. Especies indicadoras de estados y procesos en la vegetación patagónica. *Indicadores y Puntos de Referencia en América Latina y el Caribe*:189-208.
- Rostagno, C. M. 1981. Reconocimiento de suelos de Península Valdés. 0325-9439, Centro Nacional Patagónico-CONICET.
- Rostagno, C. M., P. J. Bouza, L. S. Videla, C. L. Saín y E. G. Cortés. 2017. Capítulo 3: suelos y geomorfología. *In* D. E. Udrizar Sauthier, G. E. Pazos, y A. M. Arias, editors. *Reserva de Vida Silvestre San Pablo de Valdés 10 años: conservando el patrimonio natural y cultural de Península Valdés Patagonia Argentina*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pagina 284
- Rostagno, C. M. y G. Degorgue. 2011. Desert pavements as indicators of soil erosion on aridic soils in north-east Patagonia (Argentina). *Geomorphology* 134:224-231.
- Rostagno, C. M., H. F. del Valle y D. Buschiazzo. 2004. La erosión eólica. *Peligrosidad Geológica en Argentina*. ASAGAI.(En CD).
- Rostagno, C. M., H. F. del Valle y L. Videla. 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.
- Sala, O. E., W. K. Lauenroth y W. J. Parton. 1992. Long term soil water dynamics in the shortgrass steppe. *Ecology* 73:1175-1181.
- Salazar, J. C. 1998. Geomorfología y Suelos. *En: Consorcio DHV-Swedforest. Desertificación en la Patagonia. Ecosistemas Desérticos Patagónicos*.
- Salazar Lea Plaza, J. y R. Godagnone. 1990. Provincia de Santa Cruz. Escala 1:1.000.000. Atlas de Suelos de la República Argentina. INTA - Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca, Buenos Aires.
- Saleh, A. y D. Fryrear. 1999. Soil roughness for the revised wind erosion equation (RWEQ). *Journal of soil and water conservation* 54:473-476.
- Santiago, J., F. Martin, A. Cuerva, N. Bezdenejnykh y A. Sanz-Andres. 2007. Experimental and numerical study of wind flow behind windbreaks. *Atmospheric Environment* 41:6406-6420.
- Saxton, K., D. Chandler y W. Schillinger. 2001. Wind erosion and air quality research in the northwest US Columbia Plateau: Organization and progress. *En* The 10th International Soil Conservation Organization Meeting. Paginas 766-770
- Scalabrini Ortiz, J., J. Spikermann y F. Medina. 1985. Geología y geomorfología de Santa Cruz entre los paralelos 51° y 52° de lat. Sur. *Transecta Botánica de la Patagonia Austral*. CONICET (Argentina), Royal Society (UK) e Instituto de la Patagonia (Chile):41-48.

- Schenkel, C. F., Daniela; Oliva, Gabriel y Paredes, Paula. 2016. Física y química de los suelos extraandinos de la provincia de Santa Cruz XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. "Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo".
- Schlesinger, W. H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huenneke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia y W. G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048.
- Searle, K. R., I. J. Gordon y C. J. Stokes. 2009. Hysteretic responses to grazing in a semiarid rangeland. *Rangeland Ecology & Management* 62:136-144.
- Shao, Y. 2008. Physics and modelling of wind erosion. Springer Science & Business Media. p.
- Shao, Y., K.-H. Wyrwoll, A. Chappell, J. Huang, Z. Lin, G. H. McTainsh, M. Mikami, T. Y. Tanaka, X. Wang y S. Yoon. 2011. Dust cycle: An emerging core theme in Earth system science. *Aeolian Research* 2:181-204.
- Skewes, M. A. y C. R. Stern. 1979. Petrology and geochemistry of alkali basalts and ultramafic inclusions from the Palei-Aike volcanic field in southern Chile and the origin of the Patagonian plateau lavas. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 6:3-25.
- Skidmore, E. 1966. Wind and Sandblast Injury to Seedling Green Beans 1. *Agronomy Journal* 58:311-315.
- Smalley, I. J. 1970. Cohesion of soil particles and the intrinsic resistance of simple soil systems to wind erosion. *Journal of Soil Science* 21:154-161.
- Soil Survey, S. 2010. Keys to soil taxonomy, 11th edn. United State Department of Agriculture. *Natural Resources Conservation Service, Washington DC*.
- Soriano, A. y C. Movia. 1986. Erosión y desertización en la Patagonia. *Interciencia* 11:77-83.
- Staff, S. 2010. Keys to soil taxonomy. *United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service: Washington, DC*.
- Sterk, G., L. Herrmann y A. Bationo. 1996. Wind-blown nutrient transport and soil productivity changes in southwest Niger. *Land Degradation & Development* 7:325-335.
- Sterk, G., J. Parigiani, E. Cittadini, P. Peters, J. Scholberg y P. Peri. 2012. Aeolian sediment mass fluxes on a sandy soil in Central Patagonia. *Catena* 95:112-123.
- Story, M. y R. G. Congalton. 1986. Accuracy assessment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering and remote sensing* 52:397-399.
- Stringham, T. K., W. C. Krueger y P. L. Shaver. 2003. State and transition modeling: an ecological process approach. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives* 56:106-113.
- Suter-Burri, K., C. Gromke, K. C. Leonard y F. Graf. 2013. Spatial patterns of aeolian sediment deposition in vegetation canopies: Observations from wind tunnel experiments using colored sand. *Aeolian Research* 8:65-73.
- Sutton, S. L. y C. McKenna- Neuman. 2008. Variation in bed level shear stress on surfaces sheltered by nonerodible roughness elements. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 113.
- Targulian, V. y P. Krasilnikov. 2007. Soil system and pedogenic processes: Self-organization, time scales, and environmental significance. *Catena* 71:373-381.
- Tongway, D. J. y J. A. Ludwig. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4:388-397.
- Udo, K. y S. Takewaka. 2007. Experimental study of blown sand in a vegetated area. *Journal of Coastal Research*:1175-1182.

- Vallerini, J. y A. Marcolín. 1976. Relevamiento de suelos de la zona cordillerana de Patagonia. Pages 526-536 7° Reunión de Suelos. IDIA suplemento.
- Van de Ven, T., D. Fryrear y W. Spaan. 1989. Vegetation characteristics and soil loss by wind. *Journal of soil and Water Conservation* 44:347-349.
- Vazquez, M. y E. Mazzoni. 2004. Problemas de la desertificación en Santa Cruz. *Revista Párrafos Geográficos*, N°3.
- Verheijen, F. G., R. J. Jones, R. Rickson y C. Smith. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Science Reviews* 94:23-38.
- Vívianco, L. y A. T. A. 2006. Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia* 150:97-107.
- Walter, B., C. Gromke y M. Lehning. 2012a. Shear-stress partitioning in live plant canopies and modifications to Raupach's model. *Boundary-Layer Meteorology* 144:217-241.
- Walter, B., C. Gromke, K. C. Leonard, C. Manes y M. Lehning. 2012b. Spatio-temporal surface shear-stress variability in live plant canopies and cube arrays. *Boundary-Layer Meteorology* 143:337-356.
- Wang, X., O. Oenema, W. Hoogmoed, U. Perdok y D. Cai. 2006. Dust storm erosion and its impact on soil carbon and nitrogen losses in northern China. *Catena* 66:221-227.
- Webb, N. P. y C. L. Strong. 2011. Soil erodibility dynamics and its representation for wind erosion and dust emission models. *Aeolian Research* 3:165-179.
- Webb, N. P., J. W. Van Zee, J. W. Karl, J. E. Herrick, E. M. Courtright, B. J. Billings, R. Boyd, A. Chappell, M. C. Duniway y J. D. Derner. 2017. Enhancing wind erosion monitoring and assessment for US rangelands. *Rangelands* 39:85-96.
- Westoby, M., B. Walker y I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management of rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42:266-274.
- Whittaker, R. H. 1973. Ordination and classification of communities. Junk The Hague, The Netherlands. p.
- Wijnhoud, S. y E. A. Sourrouile. 1972. Suelos del área Río Gallegos - Río Turbio. Proyecto FAO-INTA (inédito), Bariloche. p.
- Wolfe, S. A. y W. G. Nickling. 1993. The protective role of sparse vegetation in wind erosion. *Progress in physical geography* 17:50-68.
- Woodell, S. R., H. Mooney y A. Hill. 1969. The behaviour of *Larrea divaricata* (creosote bush) in response to rainfall in California. *The Journal of Ecology*:37-44.
- Woodruff, N. P. y F. Siddoway. 1965. A Wind Erosion Equation 1. *Soil Science Society of America Journal* 29:602-608.
- Wuyts, K., K. Verheyen, A. De Schrijver, W. M. Cornelis y D. Gabriels. 2008. The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmospheric Environment* 42:8651-8660.
- Youssef, F., S. M. Visser, D. Karssenbergh, G. Erpul, W. M. Cornelis, D. Gabriels y A. Poortinga. 2012. The effect of vegetation patterns on wind-blown mass transport at the regional scale: A wind tunnel experiment. *Geomorphology* 159:178-188.
- Yue, Y., P. Shi, X. Zou, X. Ye, A.-x. Zhu y J.-a. Wang. 2015. The measurement of wind erosion through field survey and remote sensing: a case study of the Mu Us Desert, China. *Natural Hazards* 76:1497-1514.

- Zender, C. S., R. Miller y I. Tegen. 2004. Quantifying mineral dust mass budgets: Terminology, constraints, and current estimates. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 85:509-512.
- Zhang, Z., R. Wieland, M. Reiche, R. Funk, C. Hoffmann, Y. Li y M. Sommer. 2011. Wind modelling for wind erosion research by open source computational fluid dynamics. *Ecological informatics* 6:316-324.
- Zobeck, T. M., M. Baddock, R. S. Van Pelt, J. Tatarko y V. Acosta-Martinez. 2013. Soil property effects on wind erosion of organic soils. *Aeolian Research* 10:43-51.
- Zobeck, T. M., G. Sterk, R. Funk, J. L. Rajot, J. E. Stout y R. S. Van Pelt. 2003. Measurement and data analysis methods for field- scale wind erosion studies and model validation. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group* 28:1163-1188.
- Zobeck, T. M. y R. S. Van Pelt. 2005. Erosion: wind-induced. Page 2200 en D. Hillel, J. H. Hatfield, D. S. Powlson, C. Rosenzweig, K. M. Scow, M. J. Singer, yD. L. Sparks, editors. *Soils in the environment*. Elsevier Academic Press.
- Zobeck, T. M. y R. S. Van Pelt. 2014. Wind erosion.
- Zuloaga, F., O. Morrone y M. Belgrano. 2009. Flora del Cono Sur. Catálogo de las Plantas Vasculares. *Instituto de Botánica Darwinion, Buenos Aires*. Disponible en: < www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp.> [Consulta: 11 de junio de 2014].