

TRABAJO FINAL INTEGRADOR DE GRADO

Funcionalidad del paisaje y salud del suelo en un ambiente pastoreado del ecotono bosque-estepa patagónica



Realizado por: Espert, Nuria Guadalupe

Directora: Garibotti, Irene Adriana

Co-Directora: Gonzalez Polo, Marina

Universidad Nacional de Río Negro

Escuela de producción, tecnología y medio ambiente

Ingeniería Ambiental

Julio del 2020

Dedicatoria

*“El recorrido mismo es la meta.
Es infinito.
Es eterno.”*

Les dedico este trabajo a mis padres.
Su amor siempre me acompaña y me hace ser quien soy.
Gracias por iluminarme el camino.
Los amo.

Agradecimientos

A mi directora, Irene, por su constante apoyo, paciencia y por el tiempo dedicado. Sus explicaciones y ayuda fueron muy importantes para lograr este trabajo y han contribuido a mi crecimiento profesional y personal.

A mi co-directora, Marina, por su participación, correcciones y ayuda con el trabajo de campo.

Al personal y administradores de la Estancia Fortín Chacabuco, Nicolas Argumedo, Gwen Hulsegge y Gustavo Iglesias, por permitirme llevar a cabo el trabajo final de grado en la estancia y por su colaboración.

A mis padres, por su apoyo incondicional desde el día cero, sin ellos nada de esto hubiera sido posible.

A mi familia, por hacerme quien soy y por las risas de siempre.

A la Sisi, por prender las velas cada vez que iba a rendir y por su preocupación y amor de todos los días.

A Christian, por su amor y apoyo a lo largo de tantos años, por estar siempre sin importar la distancia.

A mis amigas, Anto, Male y Fiore, por su ayuda con el trabajo de campo, su compañía de siempre y los muchos días de estudio. Sigamos transitando juntas el camino.

A Lia, Alo, Ailu, Luca e Yvan, por ser los amigos que me acompañaron desde el principio y por seguir ahí.

A Patricia Satti, por acercarme al Grupo de Suelos y ayudarme constantemente a lo largo de mi formación académica. A María Julia Mazzarino por brindarme mi primera aproximación con los suelos, su estudio e importancia y por compartir conmigo todo su conocimiento. Por último, a todos los docentes con los que he interactuado a lo largo de mi tránsito por la UNRN, su dedicación me ha permitido crecer profesional y personalmente.

A la Fundación YPF por su apoyo durante los últimos tres años de mi carrera y a Fabricio Bagatto por ser mi mentor, acompañarme y estar siempre a disposición para ayudarme.

Resumen

El suelo es un recurso natural no renovable, que alberga una inconmensurable biodiversidad y que, a partir de las funciones que cumple, brinda diversos servicios ecosistémicos. La sobreexplotación del suelo por actividades productivas intensivas, tales como la ganadería y la agricultura, han conllevado a su degradación, siendo ésta una problemática a nivel mundial. En la Patagonia Argentina, la combinación del ambiente semiárido y el sobrepastoreo han promovido la degradación física, química y biológica del suelo, incluyendo la modificación de la estructura (composición y abundancia de especies) del pastizal. Actualmente resulta apremiante tener conocimiento del estado de salud del suelo, para promover prácticas de pastoreo sostenible y la conservación o recuperación de las comunidades naturales. En este contexto, el objetivo del presente Trabajo Final Integrador es evaluar la organización y funcionalidad del paisaje y la salud del suelo en un ambiente pastoreado en el ecotono bosque-estepa patagónico. El estudio se realizó en la Estancia Fortín Chacabuco, ubicada en el Parque Nacional Nahuel Huapi, en el suroeste de la Provincia de Neuquén. Se estudiaron 8 potreros de la Estancia, los que se ubican a lo largo de un gradiente ecológico marcado al oeste por vegetación con componentes de bosque y al este por el predominio de componentes típicos de la estepa. Además, estos potreros han mostrado diferencias en la tendencia de recuperación de los recursos forrajeros en los últimos tres años, pero se desconocen las condiciones generales del paisaje y el suelo. En cada potrero se evaluaron los sectores de estepa gramínea y gramínea arbustiva utilizados por el ganado vacuno y ovino, mediante la metodología de Análisis de la Funcionalidad de Paisaje (en inglés LFA: Landscape Function Analysis). Esta combina el estudio de la organización de la vegetación en el paisaje y la estimación de tres índices de la salud de la superficie del suelo en relación a las funciones de estabilidad, infiltración y ciclado de nutrientes. Los potreros mostraron diferencias significativas en el número, área y distancia media entre los parches de vegetación; siendo significativamente mayor la organización del paisaje en los potreros ubicados al oeste, caracterizados por estepas en contacto con vegetación típica del bosque, y menor en aquellos ubicados hacia el este, dominados por vegetación de tipo esteparia. Las funciones de estabilidad y ciclado de nutrientes están correlacionadas positivamente con la organización del paisaje, siendo significativamente mayor en los potreros de transición que en los que poseen vegetación típica esteparia. En cambio, la infiltración no mostró diferencias significativas entre potreros, y no se correlaciona con los atributos de la organización del paisaje. Los parches de vegetación dominados por distintas especies, no poseen diferencias significativas en su funcionamiento, pero son más funcionales que el suelo desnudo. Los resultados indican que la organización y funcionalidad del paisaje en la Estancia Fortín Chacabuco es buena en el contexto regional, a comparación de resultados similares publicados en Patagonia. Debido a que los parches vegetados poseen un mejor funcionamiento que el suelo desnudo, el mantenimiento de la cobertura vegetal resulta vital para el correcto funcionamiento del ecosistema en la Estancia, independientemente de las especies vegetales presentes. En este sentido, las alteraciones en

la organización de la vegetación debido al disturbio por el pastoreo tendrían un efecto negativo indirecto sobre la estabilidad y el ciclado de nutrientes. En cambio, la inexistencia de una correlación con la organización del paisaje y la infiltración sugiere que el pastoreo no afectaría significativamente dicha función, posiblemente debido a la prevalencia en la Estancia de suelos arenosos. Sin embargo, teniendo en cuenta la variabilidad entre potreros, dada principalmente por la cobertura vegetal, se sugiere que para el manejo de la Estancia Fortín Chacabuco es conveniente el análisis y toma de decisiones según los resultados particulares de cada potrero. Se recomienda realizar el relevamiento repetido de la organización del paisaje, dada su importancia para el funcionamiento del ecosistema, complementando con los relevamientos que actualmente se realizan de la salud de los pastizales. Por otro lado, en aquellos potreros que poseen baja funcionalidad se recomienda su uso restringido. Los resultados del presente Trabajo Final Integrador constituyen un estudio de base que permitió obtener información de valor que contribuye a la comprensión holística de la salud y dinámica del ecosistema de ecotono en la Estancia Fortín Chacabuco, y a partir del cual se podrán hacer otros monitoreos, siendo esto importante en la toma de decisiones de prácticas de manejo sustentable en el tiempo.

Índice

Dedicatoria.....	2
Agradecimientos.....	3
Resumen	4
Índice de figuras.....	8
Índice de tablas.....	11
Introducción.....	12
Importancia ambiental del suelo	12
Monitoreo de la salud del suelo	14
Tierras áridas y ganadería	15
Ganadería en la Patagonia Argentina	18
Objetivos.....	21
Objetivo general.....	21
Objetivos específicos.....	21
Área de estudio.....	22
Materiales y métodos.....	25
Selección de los potreros de estudio	25
Monitoreo de la organización y funcionalidad del paisaje	28
Organización del paisaje.....	28
Monitoreo de la salud de la superficie del suelo	30
Calculo de los índices de funcionalidad.....	31
Análisis de datos.....	33
Resultados	34
Caracterización de los parches	34
Organización del paisaje	36
Funcionalidad del paisaje.....	39
Relación entre la organización del paisaje y la funcionalidad del suelo.....	41
Discusión.....	38

Conclusiones	43
Bibliografía	45

Índice de figuras

Figura 1: Contribución de las propiedades, procesos y funciones del suelo para la entrega y provisión de servicios ecosistémicos	13
Figura 2: Pastizal donde las flechas indican los procesos por los cuales los parches de alta cobertura interceptan el agua de escorrentía, los sedimentos y materia orgánica que son transportados por los parches de baja cobertura; por lo tanto, tienden a conservar recursos en el sitio	16
Figura 3: Marco conceptual que representa secuencias, procesos y circuitos de retroalimentación en el ecosistema. La tabla enumera algunos de los procesos que pueden operar	17
Figura 4: Gradiente de precipitaciones y el consecuente desarrollo de diversas comunidades ecológicas, entre ellas la zona de transición o ecotono, correspondiente a aproximadamente la latitud 41 Sur	19
Figura 5: Ubicación geográfica y límites de la Estancia Fortín Chacabuco	22
Figura 6: Mapa de la Estancia Fortín Chacabuco, donde se ubican los principales tipos de vegetación y los potreros	23
Figura 7: Paisaje del potrero Repunte alto en la zona de bosque nativo/matorral	25
Figura 8: Paisaje del potrero Repunte bajo en las colinas ubicadas en el sector norte, en las mismas domina la estepa gramínea	26
Figura 9: Paisaje del potrero Fortín, se visualizan parches de suelo desnudo y deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación	26
Figura 10: Paisaje del sector sur del potrero Nuevo, se visualizan parches de suelo desnudo y deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación	27
Figura 11: Paisaje del potrero Tranquera blanca, se visualiza la deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación y en la superficie del suelo	27
Figura 12: Paisaje del potrero Rincón chico, se visualiza la deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación	28
Figura 13: Transectas localizadas en los potreros Fortín (izquierda) y Nuevo (derecha)	29
Figura 14: Muestreo de la vegetación a lo largo de transectas ubicadas en el terreno en dirección a la pendiente, que determina el flujo de recursos, y registrando el tamaño de cada parche en su base (largo en la transecta y ancho perpendicular) y el largo de los interparches	30
Figura 15: Combinación de los once indicadores de la superficie del suelo para calcular los índices de funcionalidad en estabilidad, infiltración y potencial de ciclado de nutrientes	32

Figura 16: Parche de <i>Acaena pinnatifida</i> (AP)	34
Figura 17: Parche de <i>Acaena splendens</i> (AS)	34
Figura 18: Parche de <i>Ephedra sp.</i> (E)	34
Figura 19: Parche de <i>Azorella prolifera</i> (M)	34
Figura 20: Parche de <i>Adesmia volckmannii</i> (AD)	35
Figura 21: Parche de <i>Oreopolus glacialis</i> (R)	35
Figura 22: Parche de <i>Senecio filaginoides</i> (S)	35
Figura 23: Parches de pasto (P)	35
Figura 24: Parche de planta muerta en pie (material muerto, MM)	35
Figura 25: Interparche de suelo desnudo (SD)	35
Figura 26: Área total de parches en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC)	37
Figura 27: Distancia media entre parches en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC)	37
Figura 28: Número de parches cada 10 m de transecta en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC)	38
Figura 29: Índice de organización del paisaje en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC)	38
Figura 30: Índice de estabilidad en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC)	39

Figura 31: Índice de infiltración en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC) 40

Figura 32: Índice de ciclado de nutrientes en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC) 40

Figura 33: Índice global de funcionalidad en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC) 41

Figura 34: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de estabilidad. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de estabilidad y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de estabilidad y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de estabilidad y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de estabilidad y el número de parches cada 10 metros de transecta 42

Figura 35: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de infiltración. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de infiltración y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de infiltración y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de infiltración y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de infiltración y el número de parches cada 10 metros de transecta 43

Figura 36: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de ciclado de nutrientes. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el número de parches cada 10 metros de transecta 44

Figura 37: Correlación entre la organización del paisaje y el índice global de funcionalidad. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una

correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice global de funcionalidad y el área total de parches; (b) correlación entre el índice global de funcionalidad y el índice de organización; (c) correlación entre el índice global de funcionalidad y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice global de funcionalidad y el número de parches cada 10 metros de transecta 45

Figura 38: ANOVA de dos vías con el interparche/suelo desnudo (SD), los parches de *Senecio filaginoides* (S), pasto (P) y *Azorella prolifera* (M) y los potreros como factores. Letras diferentes indican diferencias significativas, letras minúsculas indican comparación entre parches por sitio y letras mayúsculas indican comparación entre sitios por parche. El bigote indica el error estándar y el eje de abscisas representa el gradiente ecológico del ecotono. Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC) 48

Índice de tablas

Tabla 1: Evolución del Índice de Salud de Pastizales entre los años 2016 y 2019 en los sitios dominados por vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva en cada uno de los potreros o cuadros de la Estancia Fortín Chacabuco. Valores superiores a 40 indican pastizales saludables (verde oscuro), entre 15 y 40 existencia procesos de regeneración dominantes (verde claro), entre 0 y 15 ausencia de una tendencia definida (amarillo), y valores negativos la predominancia de procesos de desertificación (gris o rojo) 24

Tabla 2: Cobertura promedio \pm error estándar de los parches identificados en cada uno de los potreros. Especie formadora del parches: *Acaena pinnatifida* (AP), *Acaena splendens* (AS), *Ephedra sp.* (E), *Azorella prolifera* (M), *Adesmia volckmannii* (AD), *Oreopolus glacialis* (R), *Senecio filaginoides* (S), pasto (P), planta muerta en pie (MM) y suelo desnudo (SD). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC) 36

Tabla 3: Correlaciones entre los índices de funcionalidad del suelo (IE: índice de estabilidad, II: índice de infiltración, ICN: índice de ciclado de nutrientes, IGF: índice global de funcionalidad) y los parámetros de organización del paisaje. La existencia de correlaciones significativas ($p < 0.05$) se indica como SI y entre paréntesis se detalla si dicha correlación es positiva o negativa ($r > 0$ o $r < 0$, respectivamente) 47

Introducción

Importancia ambiental del suelo

El suelo es definido como un sistema dinámico formado por material mineral y orgánico, agua y aire (Rojas *et al.*, 2014; Trujillo *et al.*, 2018; SSSA, 2019). Su formación es un proceso complejo que involucra cambios físicos, químicos y biológicos sobre la materia orgánica y el material parental que le da origen. Estos cambios resultan de la interacción continua de cinco factores principales: el clima, los organismos vivos, el relieve, el tiempo, y la roca madre o material parental (Montaño Arias *et al.*, 2018). Los suelos no son uniformes, sino que poseen propiedades físicas, químicas y biológicas específicas dependiendo de la influencia de cada uno de los factores formadores y de cómo estos interactúan entre sí. Debido a que el proceso de formación implica miles o millones de años, el suelo es clasificado como un recurso natural limitado y no renovable a escala temporal humana (Conti, 2000; Alonso, 2011; SSSA, 2019).

Se considera que el suelo es un recurso natural esencial ya que es el sustrato en el que se desarrolla una gran diversidad de formas de vida (Arshad & Martin, 2002; Ochoa *et al.*, 2007). Los organismos del suelo intervienen en numerosos procesos ecológicos, que son acciones físicas, químicas y biológicas, dinámicas e interactivas, que los relacionan con su entorno biótico y abiótico. Como ejemplo se puede mencionar la transferencia de energía, la productividad primaria, la descomposición de la materia orgánica y la respiración heterotrófica (Rojas *et al.*, 2014; Montaño Arias *et al.*, 2018). Estos procesos conllevan a que el suelo desempeñe un rol destacable en un conjunto de funciones, tales como la producción de biomasa vegetal, el ciclado de nutrientes, la regulación hídrica, la regulación del clima, el almacenamiento o fijación de carbono y la reserva de biodiversidad (Figura 1) (Burbano, 2016; Trujillo *et al.*, 2018). Debido al amplio rango de funciones que cumple de forma simultánea en el ecosistema, se considera que el suelo es un sistema multifuncional (Arias *et al.*, 2014; López, 2014; Wagg *et al.*, 2014).

Las funciones que desempeña el suelo son conceptualizadas desde un punto de vista antropocéntrico como servicios ecosistémicos, ya que se concretizan en beneficios tangibles o intangibles para la sociedad una vez que son demandados, usados o disfrutados por la misma (Balvanera & Cotler, 2007; Camargo *et al.*, 2012; Zaccagnini *et al.*, 2014). Es decir, las funciones que desempeña el suelo sustentan la provisión y entrega de diversos servicios ecosistémicos, que varían según las propiedades del suelo, las especies que lo conforman y los procesos que llevan delante (Figura 1) (de Groot, 2006; Balvanera & Cotler, 2007; Casanoves *et al.*, 2011; Camacho Valdéz & Ruiz Luna, 2012; Burbano, 2016; Greiner *et al.*, 2017; Bünemann *et al.*, 2018). Estos servicios son clasificados en cuatro categorías: de provisión, culturales, de regulación y de soporte (Adhikari & Hartemink, 2016). Los servicios de provisión son bienes tangibles, como ser los alimentos, las maderas, las fibras, entre otros. Los servicios de regulación incluyen procesos naturales que mantienen el equilibrio de las interacciones y condiciones de los ecosistemas,

como ser la regulación del clima, el secuestro de carbono y el flujo hídrico (de Groot, 2006). Los servicios culturales dependen de las percepciones colectivas de la sociedad acerca de los ecosistemas y de sus componentes; los beneficios espirituales, recreativos o educativos se consideran en esta categoría, como ser los reservorios fósiles y arqueológicos, la belleza paisajística, entre otros (Camargo *et al.*, 2012; Zaccagnini *et al.*, 2014). Por último, los servicios de soporte se caracterizan por ser necesarios para la producción de todos los servicios ecosistémicos, e incluyen la productividad primaria, el hábitat para organismos, el mantenimiento de una comunidad diversa de plantas y animales, y el ciclado de materia orgánica y nutrientes (Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2017).

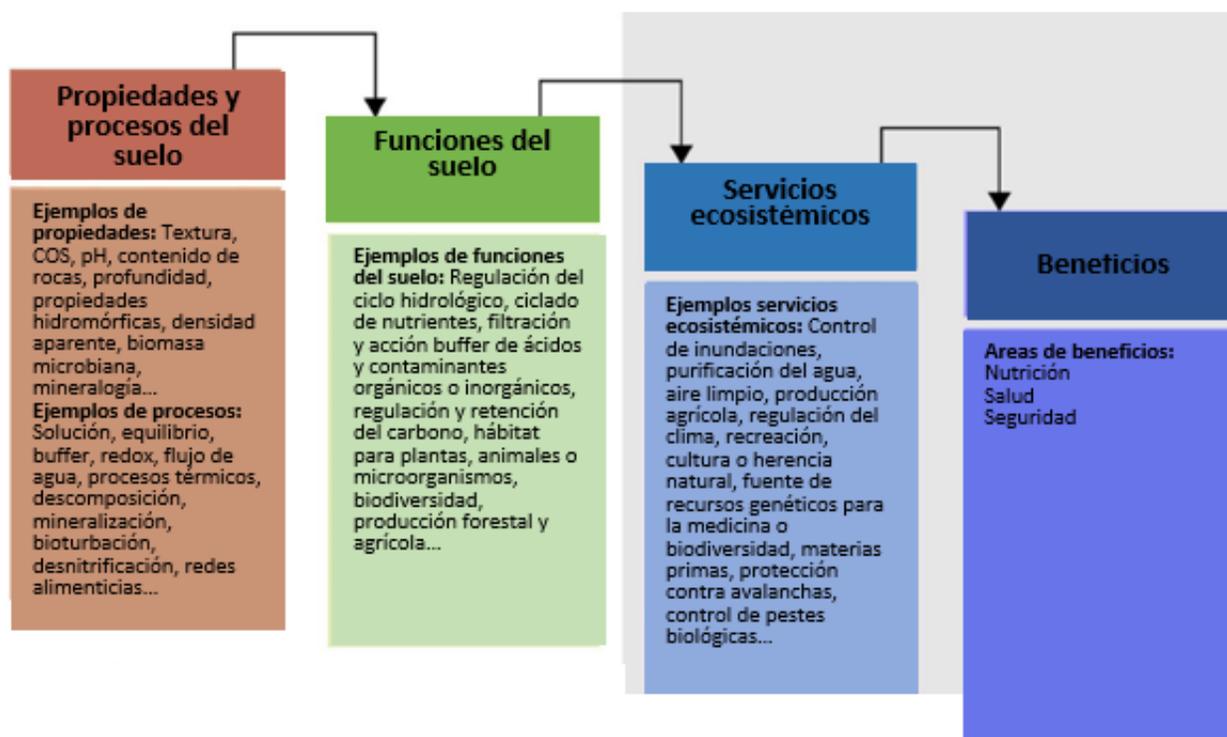


Figura 1: Contribución de las propiedades, procesos y funciones del suelo para la entrega y provisión de servicios ecosistémicos por parte del mismo.

Fuente: Modificado de Greiner *et al.*, 2017.

Asociado al aumento de la población y la búsqueda de un mayor nivel de vida, se ha producido una creciente demanda de diversos servicios ecosistémicos del suelo. Actividades tales como la minería, la producción de alimentos y la construcción de infraestructura, son fuerzas que transforman la biosfera (Rosete Vergés, 2009) y, en particular, impactan negativamente en el suelo, sometiéndolo de forma gradual a disturbios químicos, físicos y biológicos (Bender *et al.*, 2016). Esto ha conllevado a la degradación del suelo, ocasionando la pérdida de materia orgánica, salinización, alcalinización, compactación y contaminación (Bender *et al.*, 2016; Trujillo *et al.*, 2018), además de una marcada reducción en la biodiversidad (Wagg *et al.*, 2014). En consecuencia, el estudio del suelo es actualmente una temática ambiental prioritaria a nivel mundial, teniendo en cuenta que es un recurso natural no

renovable, que alberga una inconmensurable biodiversidad y que, a partir de las funciones que cumple, brinda diversos servicios ecosistémicos a la sociedad humana. Así, el monitoreo, la conservación y la rehabilitación del suelo en áreas afectadas o propensas a la degradación, es necesario para garantizar, en el contexto del uso sustentable, el mantenimiento de los procesos ecológicos, climatológicos, hidrológicos, sociales, económicos y culturales que en él ocurren.

Monitoreo de la salud del suelo

En los últimos años, se han empleado conceptos tales como la salud o calidad del suelo para evaluar las condiciones y funcionamiento del mismo (Greiner *et al.*, 2017). Estos dos términos, calidad y salud, han sido utilizados a lo largo de los años de forma indistinta, sin embargo, no siempre son considerados sinónimos (Bautista Cruz *et al.*, 2004). La calidad está enfocada en las propiedades del suelo que pueden ser fuertemente influenciadas por el tipo de manejo que se le dé al recurso. Por lo tanto, el concepto trasciende la productividad de los suelos para incluir explícitamente las interacciones entre los humanos y el suelo, y para abarcar la sostenibilidad del ecosistema como base de los beneficios que obtienen los humanos de ellos. Mientras que, la salud del suelo está enfocada en los atributos ecológicos que tienen implicaciones más allá de su calidad o capacidad para producir un servicio particular. Estos atributos son, principalmente, los asociados con la biota del suelo, su biodiversidad, su estructura de red alimentaria, su actividad y la gama de funciones que realizan. Por lo tanto, la calidad del suelo se centra más en la capacidad del mismo para satisfacer necesidades humanas definidas, como el crecimiento de un servicio en particular; mientras que, la salud se centra más en la capacidad continua del suelo para sostener el crecimiento de las plantas y mantener sus funciones (Cerón Rincón & Melgarejo Muñoz, 2005; Bünemann *et al.*, 2018).

Clásicamente, la evaluación de la salud del suelo se ha basado en identificar un conjunto de propiedades que puedan servir como indicadores de la capacidad del mismo para funcionar, y, posteriormente, determinar cómo éstas son afectadas o se correlacionan con los resultados ambientales que se esperan lograr (Navarrete Segueda *et al.*, 2011; Bünemann *et al.*, 2018). Los indicadores de salud son propiedades físicas, químicas y biológicas, o procesos que ocurren en el suelo, que están relacionados con las funciones que se quieren evaluar y son sensibles a los cambios de uso del suelo (Bautista Cruz *et al.*, 2004). Por ejemplo, parámetros tales como la concentración de materia orgánica, la conductividad eléctrica, la infiltración y la actividad biológica, son indicadores comúnmente utilizados en agroecosistemas que permiten determinar si el uso del recurso es sostenible, garantizando de este modo la producción agrícola y el mantenimiento de otros servicios ecosistémicos (Arshad & Martin, 2002; Barrios *et al.*, 2015). Generalmente, las condiciones y límites de los distintos indicadores se estiman por medio de análisis de laboratorio utilizando técnicas estandarizadas (Conti, 2000; FAO, 2019). Dichos análisis generalmente demandan de mucho tiempo, son costosos y requieren ser

realizados por profesionales especializados (Bastin *et al.*, 2002; Gaitán *et al.*, 2013; Read *et al.*, 2016). Además, las estrategias de muestreo deben contemplar la heterogeneidad del suelo y las fluctuaciones estacionales (Arshad & Martin, 2002). Así, el esfuerzo y la experticia requerida para la obtención, procesamiento e interpretación de datos relacionados con distintos indicadores relevantes impone, en muchos casos, limitaciones para describir un sistema complejo y aplicar en áreas extensas (Lau *et al.*, 2008; Ludwing *et al.*, 2018).

Bajo esta perspectiva, ha surgido la necesidad de desarrollar métodos de monitoreo de la funcionalidad de los ecosistemas basados en indicadores de campo cuya evaluación sea rápida, sencilla, poco costosa y que, eventualmente, puedan ser aplicados por personas no especializadas (Pyke *et al.*, 2002; Tongway & Hindley, 2004; Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2017). Estos métodos generalmente incluyen el análisis de diversos atributos de la vegetación y el suelo, tales como la cobertura vegetal total y de distintos grupos funcionales, indicadores de la pérdida de suelo, características superficiales del suelo desnudo, proporción y tipo de mantillo, entre otros. El uso de indicadores simples del suelo, si bien no reemplaza los métodos físicos y químicos tradicionales, presenta algunas ventajas cuando no se requiere información cuantitativa detallada. En primera instancia, son relativamente rápidos, por lo que se pueden evaluar una mayor cantidad de sitios de manera espacialmente integral, no invasiva y sin la necesidad de costosos y detallados análisis de laboratorio (Lau *et al.*, 2008). En segunda instancia, la recopilación de datos requiere bajo nivel de experiencia, y la evaluación e interpretación de los índices es sencilla, proporcionando información valiosa sobre los atributos ecológicos y los procesos que impulsan las funciones del suelo de manera fácilmente comprensible aún por operadores no profesionales (Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2018). Por lo tanto, este nuevo enfoque respecto a los métodos de monitoreo, resulta de valor al permitir contar con herramientas para llevar a cabo una evaluación cualitativa rápida del estado del ecosistema y, al mismo tiempo, brindan una oportunidad para comunicar y capacitar a los administradores de tierras y otras personas interesadas sobre los procesos ecológicos y su relación con los indicadores (Pyke *et al.*, 2002).

Tierras áridas y ganadería

El monitoreo de la salud del suelo resulta primordial para la planificación de estrategias de uso sustentable en los ecosistemas sometidos a actividades productivas intensivas, tales como la ganadería y la agricultura. Esto es de especial relevancia en los ambientes áridos y semiáridos, que resultan muy vulnerables a sufrir los impactos negativos por sobreexplotación debido a que las condiciones climáticas crónicas de escasez de agua determinan pobre reposición de nutrientes, baja producción de biomasa vegetal y alto potencial de erosión del suelo (Read *et al.*, 2016; Yan *et al.*, 2018). Además, estos ambientes sustentan aproximadamente al 38% de la población mundial y están sujetos a una fuerte presión socioeconómica (Gaitán *et al.*, 2013; Eldridge *et al.*, 2017; Oliva *et al.*, 2019). En ellos, el uso

intensivo, ha conllevado a situaciones de degradación y desertificación, poniendo en riesgo la sustentabilidad de los ecosistemas de tierras áridas y semiáridas.

Los ambientes áridos y semiáridos están organizados en un mosaico de parches con alta cobertura vegetal perenne intercalados en una matriz con baja cobertura (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011). Los parches de vegetación, también denominados islas de fertilidad, están generalmente dominados por pastos perennes, arbustos y/o árboles. En los interespacios entre los parches de vegetación pueden desarrollarse comunidades diversas de plantas hepáticas, musgos, líquenes, algas y cianobacterias, denominadas costra biológica del suelo. Ésta cubre la superficie del mismo y cumplen un rol muy importante en la estabilización del suelo, el aporte de nitrógeno y carbono, y la dinámica hídrica (Tongway & Hindley, 2004). El sistema funciona por procesos de fuente-sumidero, donde los parches abiertos de suelo desnudo o baja cobertura actúan como fuente de agua, sedimentos y nutrientes para las plantas presentes en los parches con alta cobertura (Figura 2) (Oyarzábal Mateo, 2013). La concentración de recursos escasos en parches fértiles sostiene la vegetación en estos ambientes donde sería insostenible si los recursos se distribuyeran de manera uniforme en todo el paisaje (Aguar & Sala 1999; Maestre & Cortina, 2004; Moreno-de las Heras *et al.*, 2012). De este modo, esta organización del paisaje tiene implicaciones claves en diversos procesos, influyendo tanto en la dinámica del agua y el ciclado de nutrientes, como en las interacciones bióticas (Siroosi *et al.*, 2012; Van der Walt *et al.*, 2012).

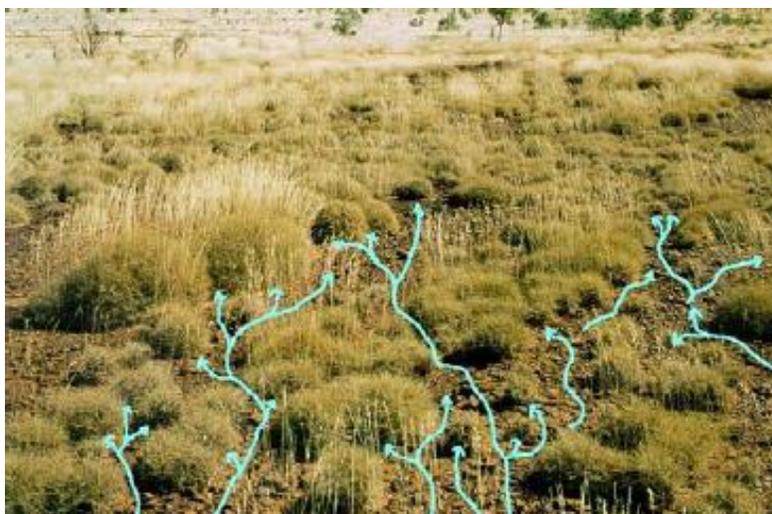


Figura 2: Pastizal donde las flechas indican los procesos por los cuales los parches de alta cobertura interceptan el agua de escorrentía, los sedimentos y materia orgánica que son transportados por los parches de baja cobertura; por lo tanto, tienden a conservar recursos en el sitio.

Fuente: Tongway & Hindley, 2004.

En detalle, el modelo de fuente-sumidero implica una secuencia de procesos y circuitos de retroalimentación que están principalmente relacionados con la hidrología superficial (precipitaciones, infiltración y escorrentía), el transporte eólico, el crecimiento de las plantas y el ciclado de nutrientes (Tongway & Hindley, 2000). Se considera que existen procesos

desencadenantes, de transferencia, reserva y pulso (en inglés TTRP: trigger, transfer, reserve and pulse) (Figura 3). En este modelo, las precipitaciones y el viento actúan como *desencadenante*, ya que generan transporte superficial que redistribuye o *transfiere* los recursos a través del sistema. En las zonas con suelo desnudo los recursos fluyen libremente por transporte hídrico y/o eólico, hasta ser retenidos y acumulados en los parches de vegetación u otra obstrucción (ramas, rocas, troncos, entre otros), o pueden perderse del sistema. Dependiendo de las propiedades del suelo y la vegetación en los parches, se genera un *pulso* en la productividad vegetal y la mineralización de nutrientes en las zonas receptoras de estos aportes. Parte de esa productividad vegetal se puede perder o puede quedarse acumulada en forma de *reserva*. Finalmente, este *pulso* puede generar procesos de retroalimentación y modificar el proceso de *transferencia* al modificarse las condiciones del suelo (Tongway & Hindley, 2004; Oyarzábal Mateo, 2013). Así, aquellos paisajes que retienen y utilizan eficazmente los recursos ofrecen entornos más propicios para la flora y la fauna, por lo que son considerados como más operativos o funcionales (Dowo *et al.*, 2013; DENR-UPLB, 2014; Mahmoud *et al.*, 2014); mientras que, en los paisajes disfuncionales, la distribución y regulación de recursos habría sido afectada por un disturbio antrópico o natural (Van der Walt *et al.*, 2012).



Figura 3: Marco conceptual que representa secuencias, procesos y circuitos de retroalimentación en los ecosistemas áridos y semiáridos. La tabla enumera algunos de los procesos que pueden operar.

Fuente: Modificado de Tongway & Hindley, 2004.

La ganadería es actualmente considerada una de las principales actividades antrópicas destinada a la producción de alimentos y fibras (lana, cuero, etc.) que impulsa procesos de degradación del suelo a nivel global, y de particular relevancia en ambientes áridos y semiáridos (Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2018; Lawrence *et al.*, 2019). Los impactos negativos específicos ocasionados por el sobrepastoreo dependen de una gran cantidad de factores, como ser la identidad y densidad de herbívoros, y la frecuencia, intensidad y tiempo de pastoreo (Travers

et al., 2018). Sin embargo, generalmente, los efectos son atribuidos a una combinación de tres procesos separados pero interconectados: la herbivoría, el pisoteo y la deposición de sustancias nitrogenadas (Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2017). En particular, el sobrepastoreo afecta la organización del paisaje al alterar la estructura¹ de los parches e interparches. Por ejemplo, produce la eliminación de pastos perennes y la remoción de árboles y arbustos, a la vez de afectar las propiedades del suelo en los parches vegetados (Maestre *et al.*, 2016). El pisoteo impacta negativamente en las condiciones del suelo en los interparches sin vegetación perenne, alterando sus propiedades, procesos y funciones; por ejemplo, la compactación del suelo y la reducción de la porosidad ocasiona variaciones en los procesos hidrológicos, ya que disminuye la infiltración y, consecuentemente, aumenta el escurrimiento superficial (Read *et al.*, 2016; Yan *et al.*, 2018). Además, puede reducir la presencia de costras biológicas del suelo con consecuencias en los ciclos de los nutrientes, los procesos de erosión y la dinámica hídrica (Vandendorj *et al.*, 2017). En conjunto, los cambios en la estructura de los parches e interparches, tanto en la vegetación como en las condiciones del suelo, pueden afectar la conservación y distribución de los recursos del sistema al promover la pérdida de agua por escorrentía y del suelo por erosión y, en consecuencia, afectar al crecimiento de la vegetación (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011-2012). En ambientes áridos y semiáridos, es entonces de primordial importancia la conservación de la organización del paisaje para el mantenimiento del funcionamiento del ecosistema y de su capacidad de entregar servicios ecosistémicos (Maestre & Cortina, 2004).

Ganadería en la Patagonia Argentina

La Patagonia Argentina es la región geográfica ubicada al sur del Río Colorado hasta el extremo del cono sur en Tierra del Fuego. Comprende, de oeste a este, la selva valdiviana, el bosque andino, el ecotono o bosque de transición y la estepa patagónica. La Cordillera de los Andes ejerce una marcada influencia sobre el clima patagónico, determinando un fuerte gradiente de precipitaciones que decrece de oeste a este (Figura 4). La selva valdiviana es un ambiente ecológico en el cual las precipitaciones son mayores a los 3000 mm/año, está caracterizada por la presencia de *Nothofagus dombeyi* (coihue) en asociación con otras especies arbóreas perennifolias. El bosque andino presenta clima húmedo, con precipitaciones que varían entre los 2000 y 1200 mm/año; en él se desarrollan bosques de *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus antártica* (ñire), *Nothofagus pumilio* (lenga) y *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera). En la zona ecotonal o de transición entre el bosque andino y la estepa, donde las precipitaciones varían entre los 1200 y 800 mm/año, se encuentran especies de flora y fauna de ambas comunidades ecológicas (Paruelo *et al.*, 2005). En la estepa patagónica, que representa la mayor proporción de la región, el clima es semiárido y las precipitaciones varían entre los 600 y 100 mm/año; en dicha zona se presenta el desarrollo de estepas arbustivo-graminosas dominadas por *Pappostipa speciosa* (coirón amargo), *Festuca pallescens* (coirón

¹ En el TFI se considera la definición de estructura como la composición y abundancia de las especies que conforman la comunidad.

blanco), *Poa lanuginosa* (pasto hilo) y *Poa ligularis* (coirón poa) en el estrato gramíneo, y por *Senecio filaginoides* (charcao), *Azorella prolifera* (neneo) y *Adesmia volkmanni* (mamuel choique) en el estrato arbustivo (Leon *et al.*, 1998; Oyazarbal *et al.*, 2018).

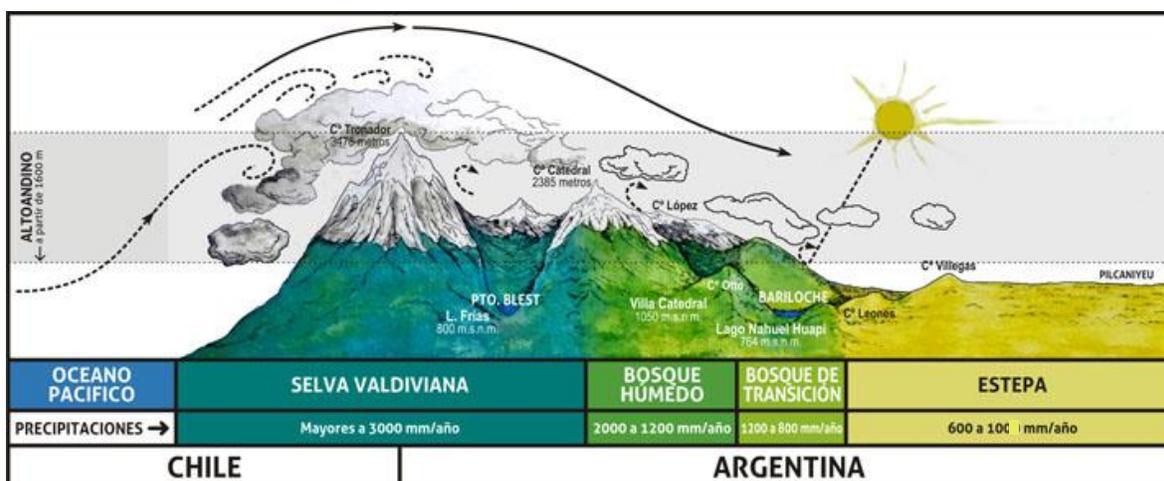


Figura 4: Gradiente de precipitaciones y el consecuente desarrollo de diversas comunidades ecológicas, entre ellas la zona de transición o ecotono, correspondiente a aproximadamente la latitud 41 Sur.

Fuente: Parque Nacional Nahuel Huapi, 2019.

La actividad económica predominante en la Patagonia Argentina es la ganadería ovina y caprina destinada a la producción de carne y lana (Borelli *et al.*, 2013; Eldridge *et al.*, 2017; Oliva *et al.*, 2019). La mayor parte de las tierras destinadas a dicha actividad son áridas o semiáridas (Borelli *et al.*, 2013). En ellas, la combinación de este tipo de ambiente y el sobrepastoreo han promovido una reducción en la riqueza y cobertura de pastos palatables y una dominancia de especies resistentes al pastoreo, modificándose de este modo la estructura del pastizal (Gaitán *et al.*, 2013; López *et al.*, 2013; Oliva *et al.*, 2019). Al mismo tiempo, la intensidad y persistencia del sobrepastoreo determinó, en las tierras áridas y semiáridas, la degradación del suelo, incrementándose de este modo los procesos erosivos (Broquen *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2005).

Este marcado deterioro ambiental debido, en gran medida, al manejo inadecuado del ganado, se encuadra dentro del proceso de desertificación, el cual es definido como la degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultantes de diversos factores, tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas (UNCCD, 1994). Se estima que la desertificación afecta actualmente a más del 50 % de la región patagónica (Del Valle, 1998; Andrade, 2002; Bottaro, 2007), produciendo un agravamiento de las condiciones de aridez, cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y una disminución de la productividad biológica (Broquen *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2005; López *et al.*, 2013). Finalmente, estos impactos negativos ocasionan una reducción de la capacidad del ecosistema para autorregularse, aumentando la vulnerabilidad ante perturbaciones y cambios ambientales (Camargo *et al.*, 2012; Barrios *et al.*, 2015).

Teniendo en cuenta que la degradación generalizada de los ambientes áridos y semiáridos debido al sobrepastoreo constituye, actualmente, un problema ecológico y productivo en la Patagonia Argentina, se reconoce como necesaria la incorporación de nuevas prácticas y tecnologías para aumentar el rendimiento de la producción y reducir el deterioro ambiental (Iglesias *et al.*, 2015). Sin embargo, existen pocas investigaciones que se centren en entender cómo se deben manejar los hábitats de transición y de estepa de la Patagonia, por lo que, para la evaluación y ajuste de nuevas prácticas de pastoreo sostenible, son necesarios los monitoreos de la funcionalidad del ecosistema (Aritz, 2013; Eldridge *et al.*, 2017; Gaitán *et al.*, 2017; Bidgoli & Keshavarzi, 2018; Safaei *et al.*, 2018). En este marco, el estudio de los procesos de cambio en la salud del suelo y la cobertura y distribución de la vegetación, son claves a tener en cuenta ya que poseen implicancias en relación al mantenimiento de la productividad biológica, la calidad ambiental y la salud de la flora y fauna (Ochoa *et al.*, 2007; Rosete Vergés *et al.*, 2009; Mahmoud *et al.*, 2014; Bender *et al.*, 2016; Burbano, 2016; Eldridge & Delgado-Baquerizo, 2017; Bodgoli & Keshavarzi, 2018).

Objetivos

Objetivo general

- Evaluar la funcionalidad del paisaje y la salud del suelo en ambientes caracterizados por distintas condiciones ecológicas en el ecotono bosque-estepa patagónica, y que han sido y son sometidos a distintas presiones de pastoreo de ganado doméstico y fauna silvestre (principalmente guanaco y ciervo colorado).
- Adquirir conocimientos, habilidades y actitudes para la evaluación y gestión de problemáticas ambientales en el ámbito de un sistema productivo a partir del trabajo conjunto con distintos actores (administradores de la Estancia e investigadores del INIBIOMA).

Objetivos específicos

- Evaluar distintos criterios de selección de los sitios específicos de estudio, incluyendo aspectos relacionados con la variabilidad espacial en las condiciones ecológicas y la carga de pastoreo (histórica y actual) en la Estancia Fortín Chacabuco.
- Analizar la organización del paisaje en la Estancia Fortín Chacabuco mediante el método de Análisis de Función del Paisaje (en inglés LFA: Landscape Function Analysis).
- Evaluar el estado de salud del suelo en los sitios de estudio a través de indicadores de estabilidad, ciclado de nutrientes e infiltración propuestos en el método del LFA.
- Elaborar una línea base acerca de la funcionalidad del paisaje en la Estancia Fortín Chacabuco integrando los datos de la organización del paisaje y los indicadores de salud del suelo en cada sitio de estudio.

Área de estudio

El presente Trabajo Final Integrador se llevó a cabo en la Estancia Fortín Chacabuco, la cual se encuentra ubicada al suroeste de la provincia de Neuquén, en el departamento Los Lagos (40° 59' 51.89" S, 71° 8' 11.36" O) (Figura 5). La misma está inmersa dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi, en una región considerada como uno de los sitios de mayor prioridad para la conservación en la Patagonia, ya que alberga especies endémicas y en peligro de extinción (Paramadini *et al.*, 2014; TNC, 2016). El ambiente está caracterizado por clima frío subhúmedo, con temperaturas medias que no superan los 10°C y vientos secos predominantes del oeste (Budaba *et al.*, 2011). Las precipitaciones varían entre 300 y 700 mm anuales, con una marcada estacionalidad dada por precipitaciones concentradas en la estación fría, es decir en otoño e invierno (Schlichter & Laclau, 1998; Monjeau *et al.*, 2005; Zamora Nasca, 2019). La sequía estival es la limitante fundamental para el desarrollo de la vegetación, razón por la cual su distribución es heterogénea y dependiente de oportunidades geomorfológicas. Generalmente las estepas arbustivas y gramíneas dominan la matriz de los paisajes, pudiendo encontrarse rodeando parches de bosques aislados, pequeños humedales y roquedales de origen volcánico (Schlichter & Laclau, 1998; Monjeau *et al.*, 2005).

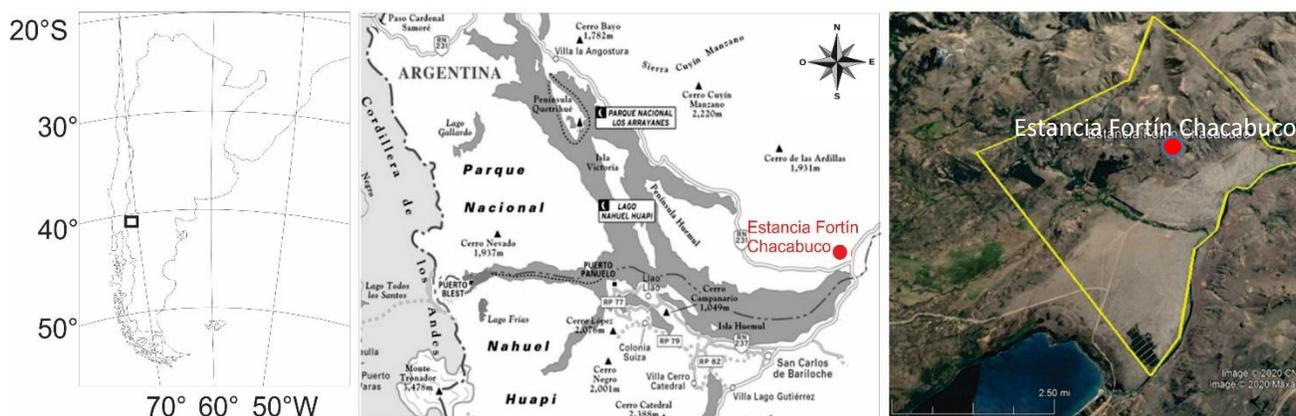


Figura 5: Ubicación geográfica y límites de la Estancia Fortín Chacabuco.

Fuente: Google Earth – Edición propia.

El área donde se encuentra la Estancia abarca distintos ambientes ecológicos, incluyendo zonas de transición con bosque nativo y matorral, estepas gramíneas-arbustivas, estepas gramíneas, mallines y algunos sectores forestados con pinos (Figura 6). Estos ambientes forman un mosaico en el territorio en función del relieve, la exposición y los suelos. La mayor proporción del territorio se encuentra constituido por estepas gramíneas-arbustivas en las cuales domina la especie *Pappostipa speciosa* acompañada de *Senecio filaginoides*, *Azorella prolifera* y *Acaena splendens*. Respecto a las estepas gramíneas, predominan las estepas de *Pappostipa speciosa* en los sectores más bajos y las de *Festuca pallens* en los más altos. Los mallines se localizan en las zonas bajas, en ellos la vegetación está adaptada a inundaciones estacionales, pudiendo visualizarse *Juncus balticus*, *Poa pratensis* y *Festuca*

pallescens (Monejau et al., 2005; APN, 2018; Zamora Nasca, 2019). Las zonas de bosque nativo de *Austrocedrus chilensis* están poco representadas y, generalmente, se encuentran en áreas donde los suelos son poco profundos (TNC, 2016).

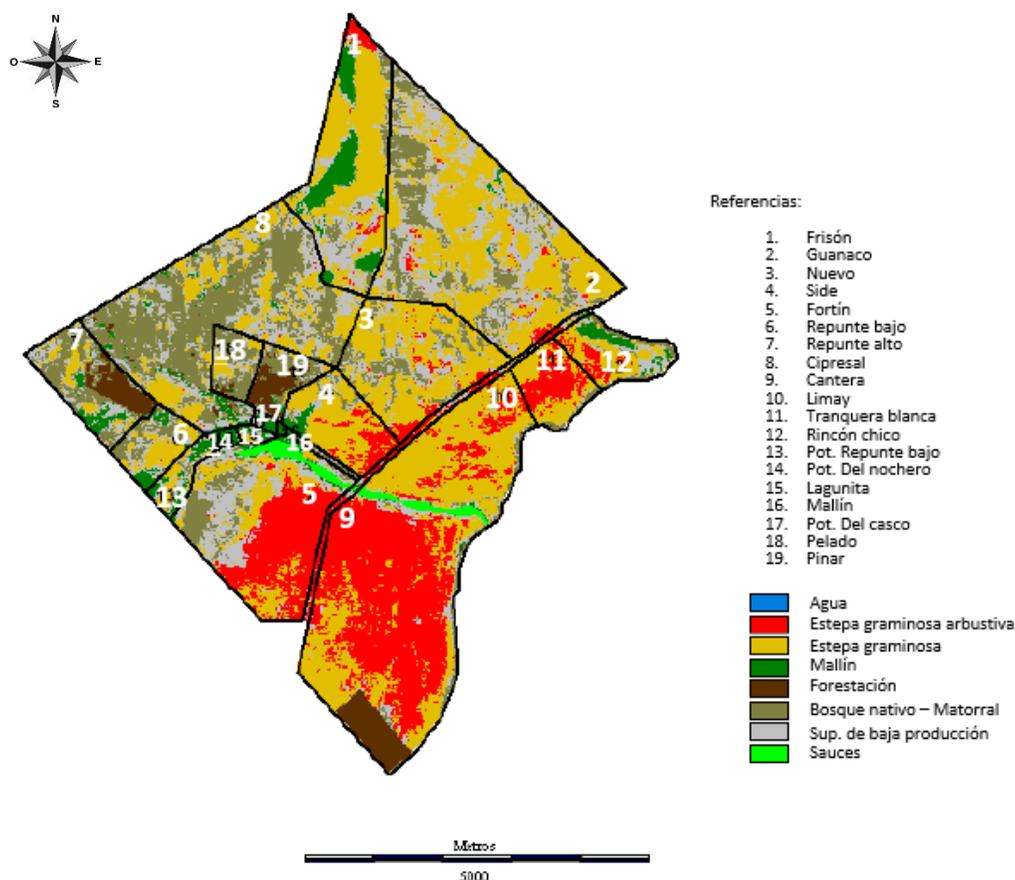


Figura 6: Mapa de la Estancia Fortín Chacabuco, donde se ubican los principales tipos de vegetación y los potreros.

Fuente: Modificado de Helling, 2019

Desde el año 2016, la Estancia es administrada por The Nature Conservancy (TNC), institución dedicada a la conservación de los ambientes naturales a nivel global. El objetivo de TNC en la Estancia Fortín Chacabuco es desarrollar una metodología de pastoreo sostenible que permita recuperar y conservar la integridad de las comunidades naturales, de las especies silvestres que depende de estas y de los procesos ecológicos que las sostienen, mientras se lleva a cabo la cría de ganado vacuno y ovino como actividad económica principal (TNC, 2019). En este marco, se lleva a cabo el manejo holístico del ganado, que consiste en un sistema rotativo con un período de pastoreo corto e intenso, y un largo período de descanso del potrero. De esta forma se evita el sobrepastoreo, incrementa la producción y calidad del forraje, y disminuye la selectividad de los animales sobre las plantas, llevándose a cabo un pastoreo más homogéneo en los potreros (TNC, 2016; Domínguez Díaz *et al.*, 2018). Finalmente, esto permite conservar y restaurar procesos ecológicos y, como resultado, mejorar la salud e integridad de los pastizales y las condiciones del hábitat para las comunidades y especies nativas. Es mediante la aplicación

de este manejo que, Fortín Chacabuco, busca brindar un escenario para demostrar que la ganadería puede ser llevada a cabo de forma tal que se promueva la salud ambiental (TNC, 2019).

El pastoreo ovino ha sido el uso de la tierra que ha prevalecido históricamente en la Estancia y ha causado algunos cambios significativos en la vegetación, como ser la presencia de una mayor proporción de especies no palatables (TNC, 2016). Desde que la Estancia es manejada por TNC, se realizan en forma sistemática monitoreos de los distintos potreros para evaluar cambios en las condiciones de los pastizales que pudieran estar asociados a las prácticas ganaderas de manejo holístico. Específicamente se utiliza el Índice de Salud de Pastizales (ISP), que integra información del suelo, la vegetación, el agua y el aire (Pyke *et al.*, 2002). Los valores del ISP para la Estancia están basados en mediciones puntuales realizadas en los 18 potreros en sitios dominados por vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva, sin tener en cuenta la importancia relativa de cada potrero en el área total de la misma. Los datos obtenidos muestran diferencias entre los potreros en la tendencia de cambio en la salud de sus pastizales desde 2016 (Tabla 1). De modo que, se puede mencionar que algunos potreros de la Estancia han incrementado su ISP, algunos lo han mantenido constante, y en otros ha disminuido, sin que aún se haya podido dilucidar la razón por la cual se diferencia la respuesta entre potreros.

Tabla 1: Evolución del Índice de Salud de Pastizales entre los años 2016 y 2019 en los sitios dominados por vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva en cada uno de los potreros o cuadros de la Estancia Fortín Chacabuco. Valores superiores a 40 indican pastizales saludables (verde oscuro), entre 15 y 40 existencia de procesos de regeneración dominantes (verde claro), entre 0 y 15 ausencia de una tendencia definida (amarillo), y valores negativos la predominancia de procesos de desertificación (gris o rojo).

Fuente: Helling, 2019.

Cuadro	2016	2017	2019
Tranquera blanca	-5	-30	-15
Cantera	-18	-13	5
Fortín	-43	-33	-3
Frisón	13	10	19
Guanaco	-7	-15	25
Limay	-40	-23	-18
Nuevo	-2	0	20
Cipresal	18	3	27
Mallín	50	50	35
Lagunita	5	20	-5
Triángulo	30	55	40
Pot. Repunte Bajo	35	10	5
Repunte Alto	0	0	15
Repunte Bajo	0	-18	20
Rincón Chico	-10	-5	8
Side	-5	20	33
Pelado	25	-5	-25
Promedio	-7,2	-8,6	12,7

Materiales y métodos

Selección de los potreros de estudio

La selección de los ambientes a muestrear se llevó a cabo en una reunión con los administradores de la Estancia Fortín Chacabuco. A partir de este intercambio, surgió como un aspecto de interés evaluar potreros con distinta tendencia de cambio en el tiempo con respecto a la salud de los pastizales (Tabla 1). Además, se consideró el contexto ecológico, teniendo en cuenta incluir potreros con diferente tipo de vegetación predominante. En base a esto, los potreros seleccionados fueron Repunte alto, Repunte bajo, Fortín, Nuevo, Tranquera blanca y Rincón chico (Figura 6), cuyas características se detallan a continuación. Estos son utilizados para la cría de ganado vacuno y ovino.

- Repunte alto: El ISP en este potrero indica la falta de una tendencia definida. El paisaje es ondulado con sectores altos dominados por bosques de *Maytenus boaria* (maitén) y *Nothofagus sp.* En los sectores de estepa domina el estrato graminoso de *Pappostipa speciosa*, *Festuca pallescens* y en menor medida *Poa ligularis*. En este potrero, 19 hectáreas corresponden a vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva, representando el 11,4% de la superficie total del potrero.



Figura 7: Paisaje del potrero Repunte alto en la zona de bosque nativo/matorral.

- Repunte bajo: Según el ISP en este potrero dominan los procesos de regeneración. Se destaca a nivel de paisaje la presencia de colinas sobre sector norte en las cuales domina el estrato graminoso de *Pappostipa speciosa*. Sobre el sector sur se destaca la presencia de un mallín. En este potrero, 29 hectáreas corresponden a vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva, representando el 33,5% de la superficie total del potrero.



Figura 8: Paisaje del potrero Repunte bajo en las colinas ubicadas en el sector norte, en las mismas domina la estepa gramínea.

→ Fortín: Según el ISP en este potrero predominan procesos de desertificación. El potrero es una planicie con vegetación de tipo estepa gramínea arbustiva, dominada por *Pappostipa speciosa* y el estrato arbustivo por *Azorella prolifera* y *Senecio filaginoides*. En este potrero, 255 hectáreas corresponden a vegetación de estepa gramínea y gramínea arbustiva, representando el 58% de la superficie total del potrero.



Figura 9: Paisaje del potrero Fortín, se visualizan parches de suelo desnudo y deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación.

→ Nuevo: Según el ISP en este potrero predominan los procesos de regeneración. El mismo presenta un paisaje ondulado dominado, en las laderas y faldeos con orientación norte, por una estepa gramínea de *Pappostipa speciosa* y *Festuca argentina* (coirón huecú). Sobre el sector sur, se observan estepas gramíneas arbustivas de *Pappostipa speciosa*, *Poa ligularis*, *Festuca pallescens*, *Azorella prolifera* y *Senecio filaginoides*. En este

potrero, 206 hectáreas corresponden a vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva, representando el 66,5% de la superficie total del potrero.



Figura 10: Paisaje del sector sur del potrero Nuevo, se visualizan parches de suelo desnudo y deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación.

→ Tranquera blanca: Según el ISP en este potrero predominan los procesos de desertificación. Se caracteriza por ser una planicie que presenta una elevada deposición de cenizas y que es dominada por una estepa graminosa arbustiva de *Pappostipa speciosa*, *Azorella prolifera* y *Senecio filaginoides*. En este potrero, 92 hectáreas corresponden a vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva, representando el 92% de la superficie total del potrero.



Figura 11: Paisaje del potrero Tranquera blanca, se visualiza la deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación y en la superficie del suelo.

- Rincón chico: El paisaje y tipo fisonómico florístico es similar al potrero Tranquera Blanca. Sin embargo, a diferencia de este, en Rincón chico el ISP indica la falta de una tendencia definida. En este potrero, 59 hectáreas corresponden a vegetación de estepa gramínea y gramínea arbustiva, representando el 53,6% de la superficie total del potrero.



Figura 12: Paisaje del potrero Rincón chico, se visualiza la deposición de cenizas alrededor de los parches de vegetación.

Monitoreo de la organización y funcionalidad del paisaje

En el presente Trabajo Final Integrador se utilizó la metodología de Análisis de la Función del Paisaje (en inglés LFA: Landscape Function Analysis) propuesta por Tongway & Hindley (2004) para monitorear la organización y funcionalidad del paisaje en los potreros de estudio. Este método se basa en indicadores de campo simples de aplicación rápida. Según se describió en la introducción, el funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos depende de la organización de la vegetación en el paisaje, y de la función que cumplen los distintos parches de vegetación controlando el transporte y almacenamiento de recursos y reduciendo la probabilidad de pérdidas del sistema. Así, el método del LFA evalúa la funcionalidad del paisaje, a partir del monitoreo de la organización del paisaje y la estimación de 11 indicadores de la salud de la superficie del suelo en los parches e interparches, información que se utiliza para calcular índices de funcionalidad de protección a la erosión, regulación hídrica y ciclado de nutrientes. El protocolo de aplicación del método LFA se describe en detalle en el manual correspondiente (Tongway & Hindley, 2004), pudiendo resumirse en las siguientes tres etapas de medición y cálculos:

Organización del paisaje

Organización del paisaje se refiere a la distribución espacial y estructura de los parches de vegetación y otras obstrucciones. En el presente estudio, el muestreo en cada potrero se realizó a lo largo de 4 transectas de 30 metros de largo ubicadas a favor de la pendiente, según

corresponde al flujo de los recursos. La primer transecta se ubicó al azar en el potrero, y las otras tres fueron ubicadas en forma paralela (Figura 13). Las mismas se ubicaron en las áreas con vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva (vegetación graminosa) correspondientes a cada potrero, ya que ésta es la zona del potrero utilizada por el ganado y, por ende, sujeta al disturbio; de este modo, por ejemplo, las zonas arbustivas densas donde el ganado no puede circular no fueron tenidas en cuenta. El muestreo se llevó a cabo durante el periodo octubre-diciembre 2019.



Figura 13: Transectas localizadas en los potreros Fortín (izquierda) y Nuevo (derecha).

En cada transecta, se procedió con la identificación de los distintos parches de vegetación, considerando un parche a todo elemento físico perdurable en el tiempo con capacidad de captación y retención de recursos; mientras que se consideró interparche al espacio comprendido entre dos parches donde los recursos son libremente transportados por acción del viento y/o el agua. En el área de estudio todos los parches corresponden a la vegetación, debido a que no se encontraron otros tipos de obstrucciones (por ejemplo, troncos o rocas). Los parches se caracterizaron y nombraron según la especie de planta vascular formadora del mismo; no se tuvieron en cuenta aquellas especies presentes en el parche, pero que, por su muy baja cobertura (<5 %), no tienen influencia determinando el funcionamiento del parche. En el caso de que dos especies con alta cobertura estén ubicadas consecutivamente a lo largo de la transecta, se las consideró como dos parches independientes. A lo largo de cada transecta se registró la especie formadora, el largo y el ancho basal de cada parche, y el largo del interparche, según se muestra en la Figura 14.

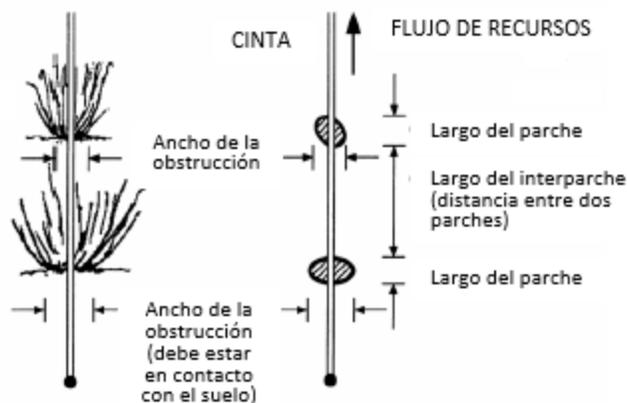


Figura 14: Muestreo de la vegetación a lo largo de transectas ubicadas en el terreno en dirección a la pendiente, que determina el flujo de recursos, y registrando el tamaño de cada parche en su base (largo en la transecta y ancho perpendicular) y el largo de los interparches.

Fuente: Tongway & Hindley, 2004.

A partir de los datos obtenidos en el monitoreo del número, tamaño y distribución de los parches de vegetación a lo largo de las transectas, se estimó el área de cada tipo de parche y de los interparches, la distancia media entre parches y el número de parches cada 10 metros de transecta. Además, se calculó el índice de organización del paisaje (IO) como la cantidad de espacio que ocupan los parches respecto a la longitud de la transecta.

Monitoreo de la salud de la superficie del suelo

Para la evaluación de la salud de la superficie del suelo se estimaron once indicadores de procesos físicos y biológicos que afectan el potencial de zonas individuales para retener los recursos (Tongway & Hindley, 2000; DENR-UPLB, 2014). Para el monitoreo de los mismos se realizaron 5 réplicas de cada tipo de parche identificado en las transectas y de los interparches. El monitoreo se realizó en una escala ordinal, basada en estimaciones visuales y/o mediciones a campo, según se detalla a continuación:

1. Protección contra las precipitaciones: Se estima la cubierta vegetal y de otros materiales como rocas o troncos que interceptan las gotas de lluvia y protegen al suelo de la erosión ocasionada debido a las precipitaciones.
2. Cubierta de material vegetal perenne: Se estima el porcentaje de cobertura basal como un indicador indirecto de la biomasa subterránea (raíz) que está presente en la zona de estudio.
3. Residuo vegetal fresco: Se estima la cantidad, el origen y el grado de descomposición del mantillo o residuo vegetal fresco.
4. Cubierta de criptógamas: Se estima la cobertura de comunidades de plantas criptógamas que se desarrollan en la superficie del suelo; incluye algas, hongos, líquenes, musgos y hepáticas.
5. Costra física: Se estima la presencia de costra física y su nivel de quebrantamiento.

6. Tipo y severidad de erosión del suelo: Se estima el tipo o tipos de erosión activos y la cantidad de pérdida de suelo asociada.
7. Materiales depositados: Se estima la presencia de suelo o mantillo suelto que está disponible para el transporte.
8. Rugosidad de la superficie del suelo: Se estima la rugosidad de la superficie por su capacidad para capturar y retener recursos móviles como agua, propágulos, suelo y materia orgánica.
9. Resistencia a disturbios: Se estima la facilidad con que el suelo puede ser alterado mecánicamente para producir material susceptible a ser erosionado por el viento o el agua.
10. Prueba de estabilidad: Se estima la disgregación de los fragmentos naturales del suelo ante la humectación rápida y, con ello, su potencial de ser erosionado hídricamente.
11. Textura del suelo: Se estima según la prueba de plasticidad.

Calculo de los índices de funcionalidad

A partir de estos 11 indicadores se calcularon índices de funcionalidad en estabilidad, infiltración y ciclado de nutrientes. La estabilidad es definida como la habilidad del suelo para soportar fuerzas erosivas y recuperarse luego del disturbio. La infiltración está relacionada con la forma en que se aprovechan las precipitaciones, sea como agua de escorrentía que redistribuye los recursos y se pierde del sistema, y/o como agua que queda disponible en el suelo para ser usada por las plantas. El ciclado de nutrientes es definido como el nivel de efectividad con que la materia orgánica se recicla en el suelo (Tongway & Hindley, 2004). La Figura 15 muestra los indicadores que se incluyen en el cálculo de cada uno de estos índices.

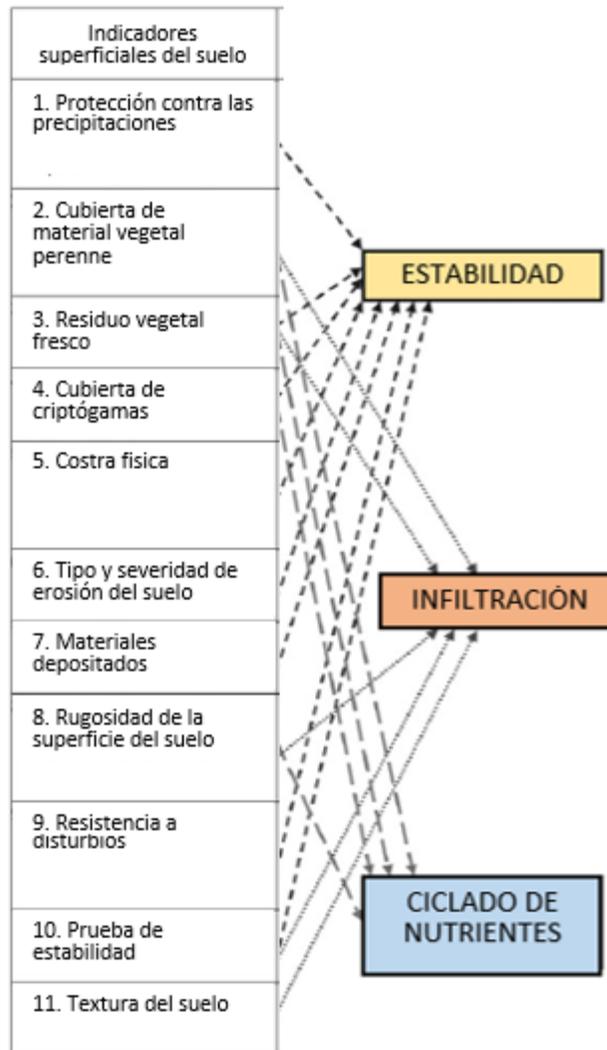


Figura 15: Combinación de los once indicadores de la superficie del suelo para calcular los índices de funcionalidad en estabilidad, infiltración y potencial de ciclado de nutrientes.

Fuente: Modificado de Tongway & Hindley, 2004.

Los índices de funcionalidad del suelo para cada tipo de parche y el interparche se calcularon como la suma de los valores alcanzados para cada uno de los indicadores superficiales del suelo, teniendo estos igual importancia relativa (peso), y se expresaron como un porcentaje de su valor máximo potencial. Por ejemplo, el índice de ciclado de nutrientes para un dado parche se calculó como la suma de los valores de los indicadores 2, 3, 4 y 8 en ese parche. Luego, la funcionalidad del paisaje en cada potrero se calculó a partir de integrar los datos de la organización del paisaje con los valores de los indicadores; esto es multiplicando el área de cada tipo de parche y los interparches por los valores de los indicadores para cada uno de ellos. A su vez, se calculó el índice global de funcionalidad (IGF) utilizando la ecuación (1) (Van der Walt *et al.*, 2012).

$$IGF = \sum \text{índice de estabilidad} + \text{índice de infiltración} + \text{índice de ciclado de nutrientes} \quad (1)$$

El cálculo de la organización y funcionalidad del paisaje se realizó utilizando el LFA Data Entry Software Version 3.0 (Tongway & Hindley, 2004).

Análisis de datos

Para testear diferencias significativas en la organización y funcionalidad del paisaje entre los potreros estudiados, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) y comparaciones de pares utilizando el test de Tukey. Los datos cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Además, para evaluar la relación entre variables se realizaron correlaciones simples y se estimó el coeficiente de correlación de Pearson y su significancia. Específicamente, se analizaron los índices de funcionalidad y el índice global de funcionalidad en relación al índice y los parámetros de organización del paisaje (área total de parches, distancia media entre parches, número de parches cada 10 metros de transecta). Por último, se aplicó un ANOVA de dos vías, con los sitios de estudio y los tipos de parches como factores, y comparaciones de a pares para todas las combinaciones de los niveles de los dos factores. Esto con la finalidad de analizar diferencias entre la funcionalidad de los interparches y los principales parches de vegetación en cada potrero, y diferencias en la funcionalidad del interparche y cada tipo de parche de vegetación entre potreros.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software PAST Versión 3.11 (Hammer, 2015).

Resultados

Caracterización de los parches

En el área con vegetación gramínea de los potreros estudiados se diferenciaron ocho tipos de parches según la especie de planta perenne formadora del parche (Figuras 16 a 25). Los pastos se consideraron como un único grupo debido a la ausencia de estructuras de reproducción que permitieran su identificación taxonómica y a la similitud en cuanto a la funcionalidad entre especies (Figura 23). Además, se consideró como parche a las plantas muertas en pie (Figura 24). El interparche corresponde a los espacios de suelo desnudo (Figura 25). En la Tabla 2 se presentan los datos de cobertura de los parches identificados en cada uno de los potreros y del suelo desnudo.



Figura 16: Parche de *Acaena pinnatifida* (AP)



Figura 17: Parche de *Acaena splendens* (AS)



Figura 18: Parche de *Ephedra sp.* (E)



Figura 19: Parche de *Azorella prolifera* (M)



Figura 20: Parche de *Adesmia volckmannii* (AD)



Figura 21: Parche de *Oreopolus glacialis* (R)



Figura 22: Parche de *Senecio filaginoides* (S)



Figura 23: Parches de pasto (P)



Figura 24: Parche de planta muerta en pie
(material muerto, MM).



Figura 25: Interparche de suelo desnudo (SD).

Tabla 2: Cobertura promedio \pm error estándar de los parches identificados en las áreas con vegetación de estepa graminosa y graminosa arbustiva en cada uno de los potreros. Especie formadora del parches: *Acaena pinnatifida* (AP), *Acaena splendens* (AS), *Ephedra sp.* (E), *Azorella prolifera* (M), *Adesmia volckmannii* (AD), *Oreopolus glacialis* (R), *Senecio filaginoides* (S), pasto (P), planta muerta en pie (MM) y suelo desnudo (SD). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tranquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

Sitio	RA	RB	F	N	TB	RC
AP	0,0	0,0	1,6 \pm 0,3	0,4 \pm 0,1	0,0	0,6 \pm 0,2
AS	0,0	0,0	2,6 \pm 0,5	1,6 \pm 0,5	0,0	0,0
E	3,7 \pm 1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
M	6,4 \pm 0,4	13,1 \pm 2,1	4,3 \pm 1,3	7,0 \pm 0,6	1,9 \pm 0,7	0,0
AD	0,0	0,0	0,1 \pm 0,1	0,0	0,0	0,0
R	0,0	0,0	3,8 \pm 0,2	0,0	0,0	0,0
S	0,5 \pm 0,2	2,5 \pm 1,2	0,8 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	4,6 \pm 0,9	6,6 \pm 1,2
P	56,6 \pm 0,8	54,9 \pm 1,0	14,8 \pm 2,4	9,7 \pm 0,8	14,9 \pm 1,0	38,6 \pm 3,1
MM	2,7 \pm 1,4	0,0	0,0	0,0	5,8 \pm 0,9	0,0
SD	30,1 \pm 1,0	29,5 \pm 2,8	71,9 \pm 2,2	80,7 \pm 0,1	72,9 \pm 3,4	54,4 \pm 2,0

La cobertura promedio de los distintos parches en las áreas de vegetación graminosa de cada uno de los potreros refleja las diferencias ecológicas de los sitios (Tabla 2). Repunte alto y Repunte bajo están dominados por parches de pastos y en menor proporción *Azorella prolifera*; Fortín y Nuevo están caracterizados por una mayor diversidad de parches incluyendo pastos, *Acaena pinnatifida*, *Acaena splendens*, *Azorella prolifera*, *Adesmia volckmannii*, *Oreopolus glacialis* y *Senecio filaginoides*; mientras que en Tranquera blanca y Rincón chico dominan los parches de pasto y *Senecio filaginoides*. A su vez, se destaca que en Repunte alto y Repunte bajo la proporción correspondiente a suelo desnudo en el área de vegetación graminosa es relativamente baja, mientras que en Rincón chico es intermedia y en Fortín, Nuevo y Tranquera blanca los valores son significativamente mayores.

Organización del paisaje

Los resultados correspondientes a los parámetros de la distribución espacial y estructura de los parches en las áreas con vegetación graminosa de los potreros muestran que el área total de parches es significativamente mayor en los potreros Repunte alto y Repunte bajo a comparación de los restantes potreros (Figura 26). La distancia media entre parches en estos dos potreros es relativamente baja, al igual que en Rincón chico; mientras que es significativamente mayor en los potreros Nuevo y Tranquera blanca e intermedia en el potrero Fortín (Figura 27). El número de parches cada 10 metros lineales es similar en todos los potreros, exceptuando Rincón chico, en el que el número es significativamente mayor (Figura 28).

En conjunto los parámetros muestran que el paisaje en las estepas graminosas y graminosas arbustivas de los potreros Repunte alto y Repunte bajo está caracterizado por un número bajo de parches de tamaño relativamente grande; mientras que, en Rincón chico hay

un gran número de parches de tamaño pequeño y, en los otros tres potreros, los parches son relativamente pocos y de pequeño tamaño. Esto se refleja en el índice de organización del paisaje que es significativamente mayor para Repunte alto y Repunte bajo, intermedio para Rincón chico, y significativamente menor para los potreros Fortín, Nuevo y Tranquera blanca (Figura 29).

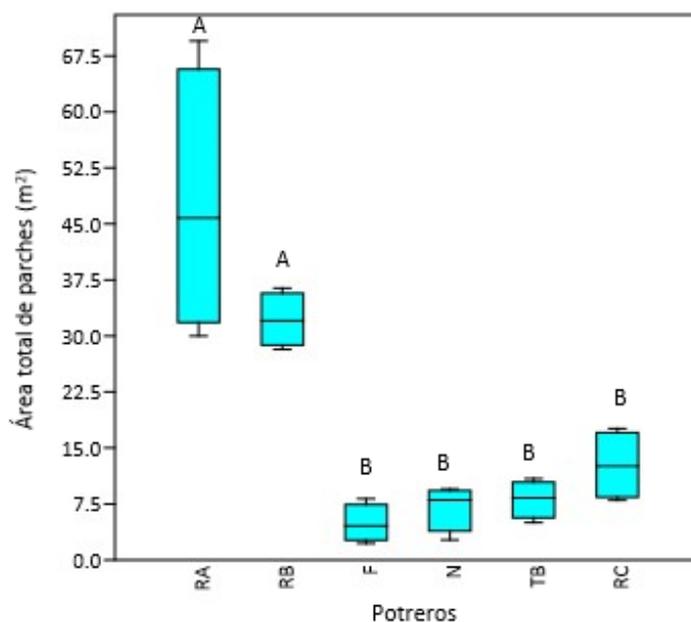


Figura 26: Área total de parches en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

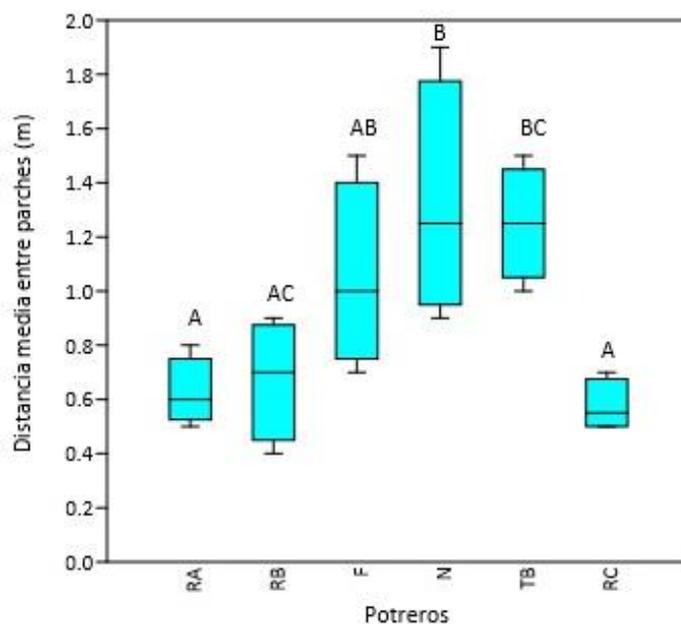


Figura 27: Distancia media entre parches en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas

según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

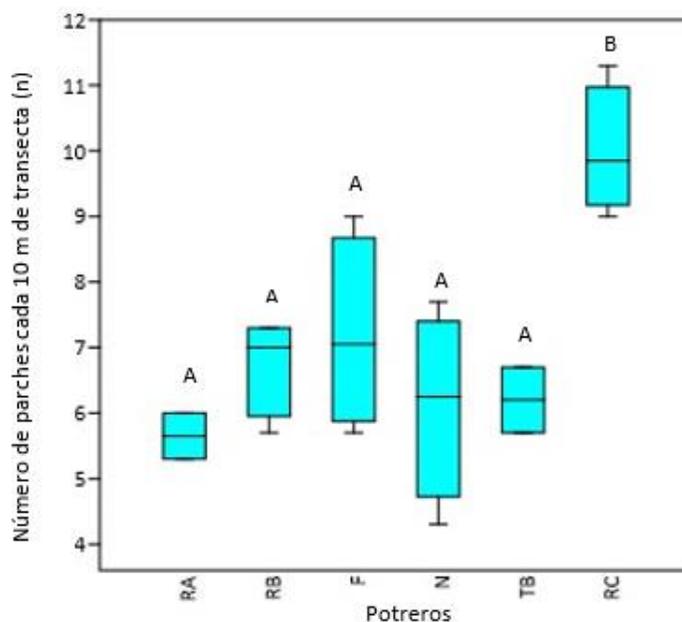


Figura 28: Número de parches cada 10 m de transecta en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

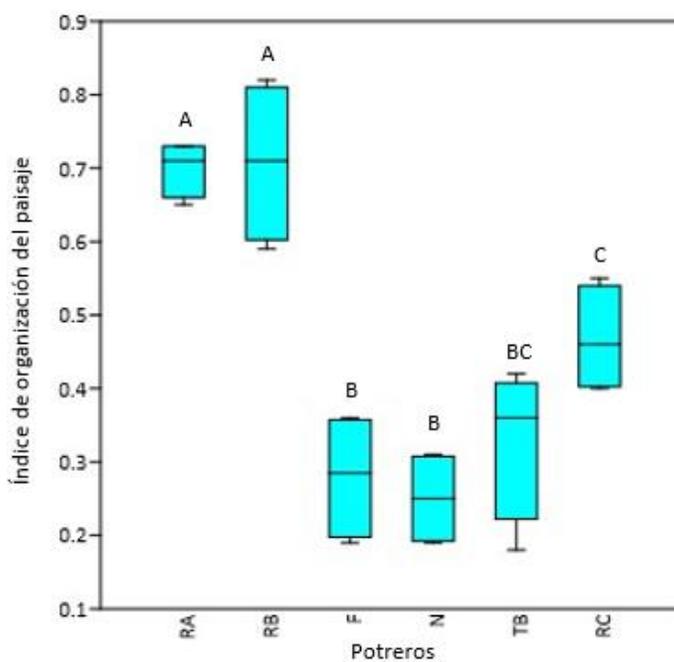


Figura 29: Índice de organización del paisaje en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

Funcionalidad del paisaje

Los resultados correspondientes a la funcionalidad del paisaje en las áreas con vegetación gramínea muestran diferencias entre los sitios en cuanto a estabilidad, infiltración y ciclado de nutrientes del suelo. La estabilidad del suelo es significativamente mayor en Repunte alto y Repunte bajo que en los restantes potreros; mientras que Rincón Chico y Tranquera Blanca presentan valores levemente superiores a los de Fortín y Nuevo (Figura 30). La infiltración del suelo es relativamente variable en todos los sitios estudiados; si bien el promedio del valor del índice de infiltración no muestra diferencias significativas entre la mayoría de los sitios estudiados, se observan valores relativamente más altos en los potreros Rincón chico y Tranquera blanca, intermedios en Repunte alto y Repunte bajo, y más bajos en Nuevo y Fortín (Figura 31). El índice de ciclado de nutrientes es significativamente más alto en Repunte alto, Repunte bajo, Rincón chico y Tranquera blanca que en Fortín y Nuevo (Figura 32). En resumen, Repunte alto y Repunte bajo presentan valores relativamente altos para los tres parámetros de funcionalidad estudiados, mientras que, en Tranquera blanca y Rincón chico, la funcionalidad del ciclado de nutrientes e infiltración también es relativamente alta, pero la estabilidad es relativamente baja. En Fortín y Nuevo los tres parámetros de funcionalidad son bajos en comparación con los otros potreros.

Respecto al índice global de funcionalidad, se destaca que el mismo es significativamente mayor en los potreros Repunte alto, Repunte bajo y Rincón Chico; mientras que en Tranquera blanca la funcionalidad es intermedia y Fortín y Nuevo presentan la funcionalidad más baja en comparación con los demás sitios de estudio (Figura 33).

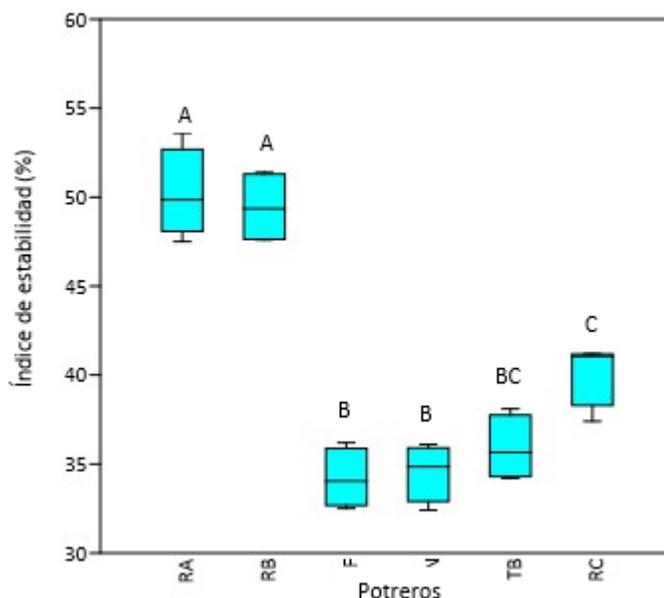


Figura 30: Índice de estabilidad en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un

ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

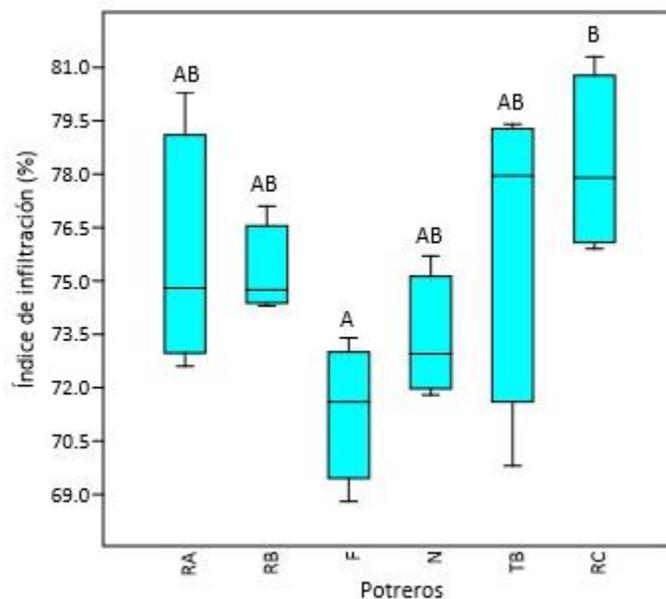


Figura 31: Índice de infiltración en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

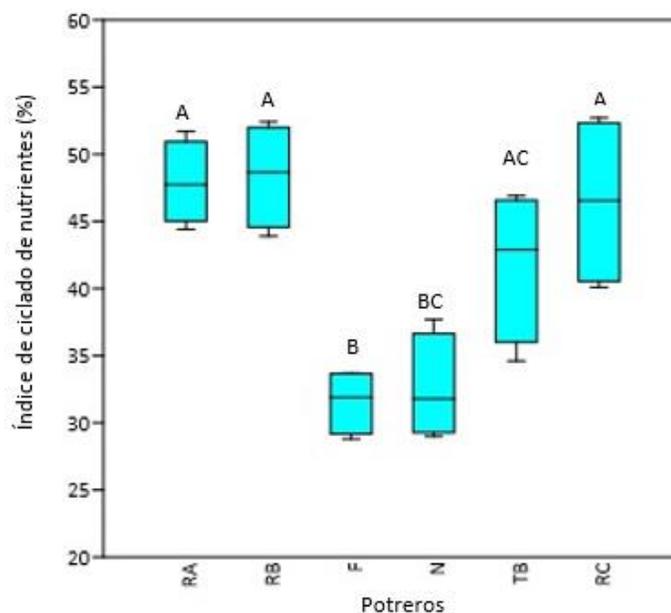


Figura 32: Índice de ciclado de nutrientes en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

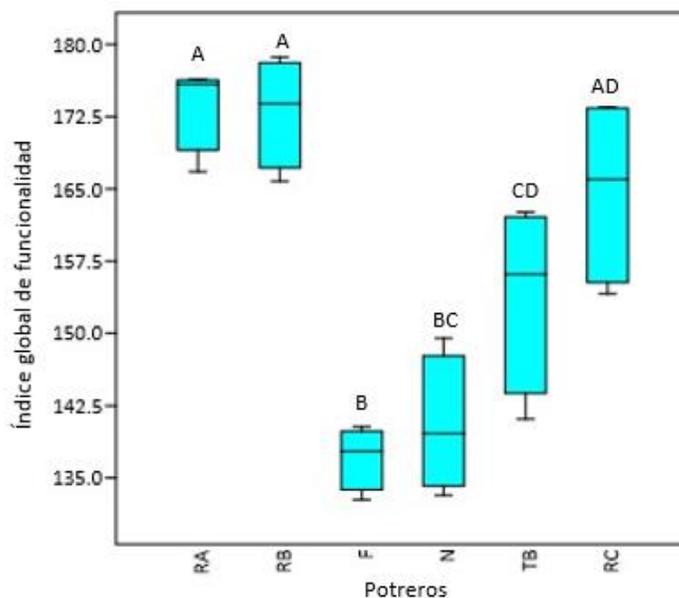


Figura 33: Índice global de funcionalidad en distintos potreros de la Estancia Fortín Chacabuco. Mediana (línea horizontal), percentil 25-75 % (caja) y valor mínimo y máximo (bigote). Letras distintas indican diferencias significativas según un ANOVA y comparaciones de a pares a posteriori ($p \leq 0.05$). Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

Relación entre la organización del paisaje y la funcionalidad del suelo

El análisis de la relación entre la organización del paisaje y los índices de funcionalidad muestra que el índice de estabilidad, el índice de ciclado de nutrientes y el índice global de funcionalidad se correlacionan de forma positiva con el área total de parches, de forma negativa con la distancia media entre parches y no se correlaciona con el número de parches cada 10 metros de transecta (Figura 34, 36 y 37; Tabla 3). Además, la correlación con el índice de organización del paisaje es positiva, de modo que, una mayor organización del paisaje conlleva a mayor funcionalidad global, de estabilidad y de ciclado de nutrientes del ecosistema. Por otro lado, el índice de infiltración se correlaciona de forma negativa solamente con la distancia media entre parches, y no se correlaciona con el índice ni con las restantes variables de la organización del paisaje (Figura 35; Tabla 3).

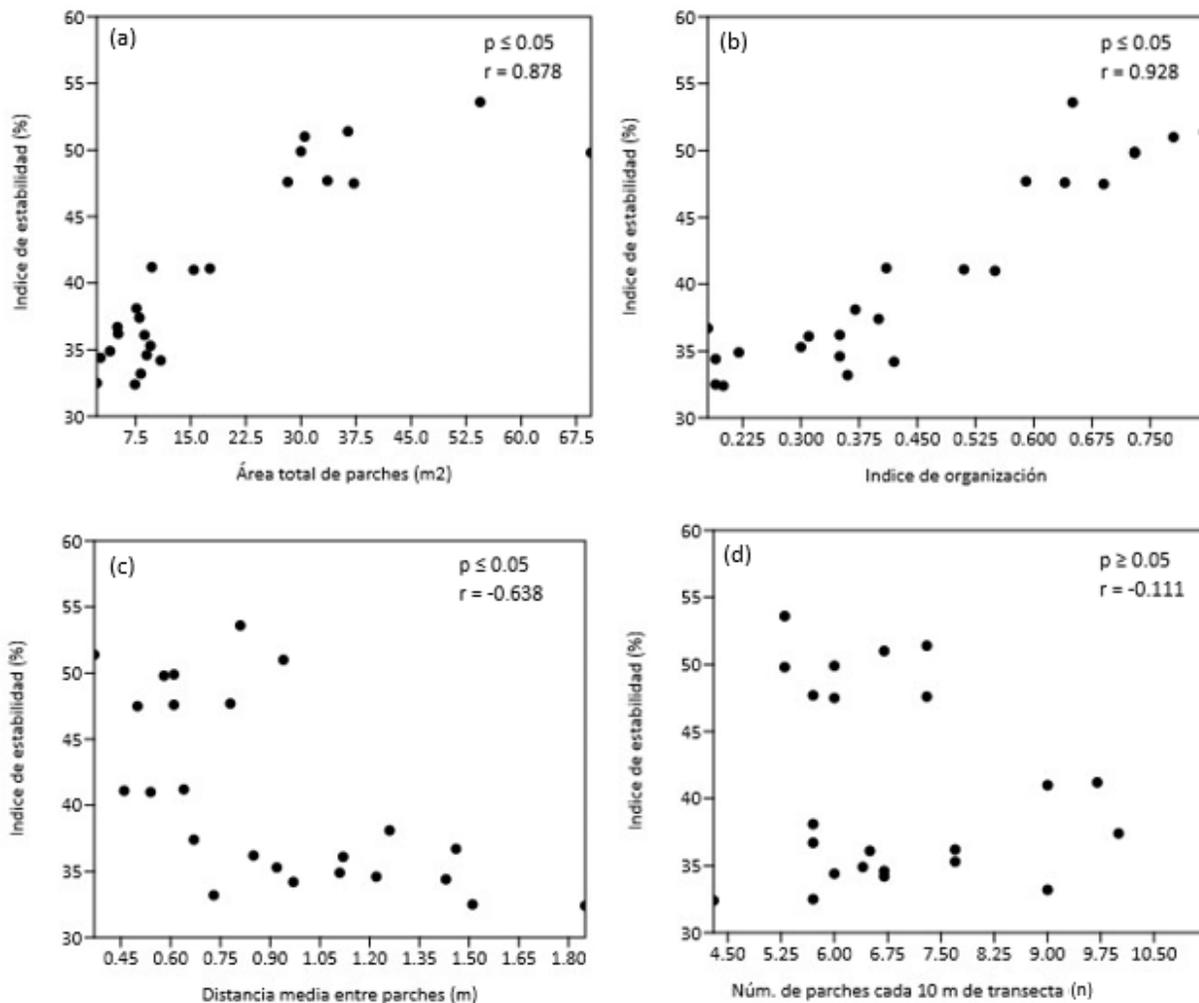


Figura 34: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de estabilidad. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de estabilidad y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de estabilidad y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de estabilidad y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de estabilidad y el número de parches cada 10 metros de transecta.

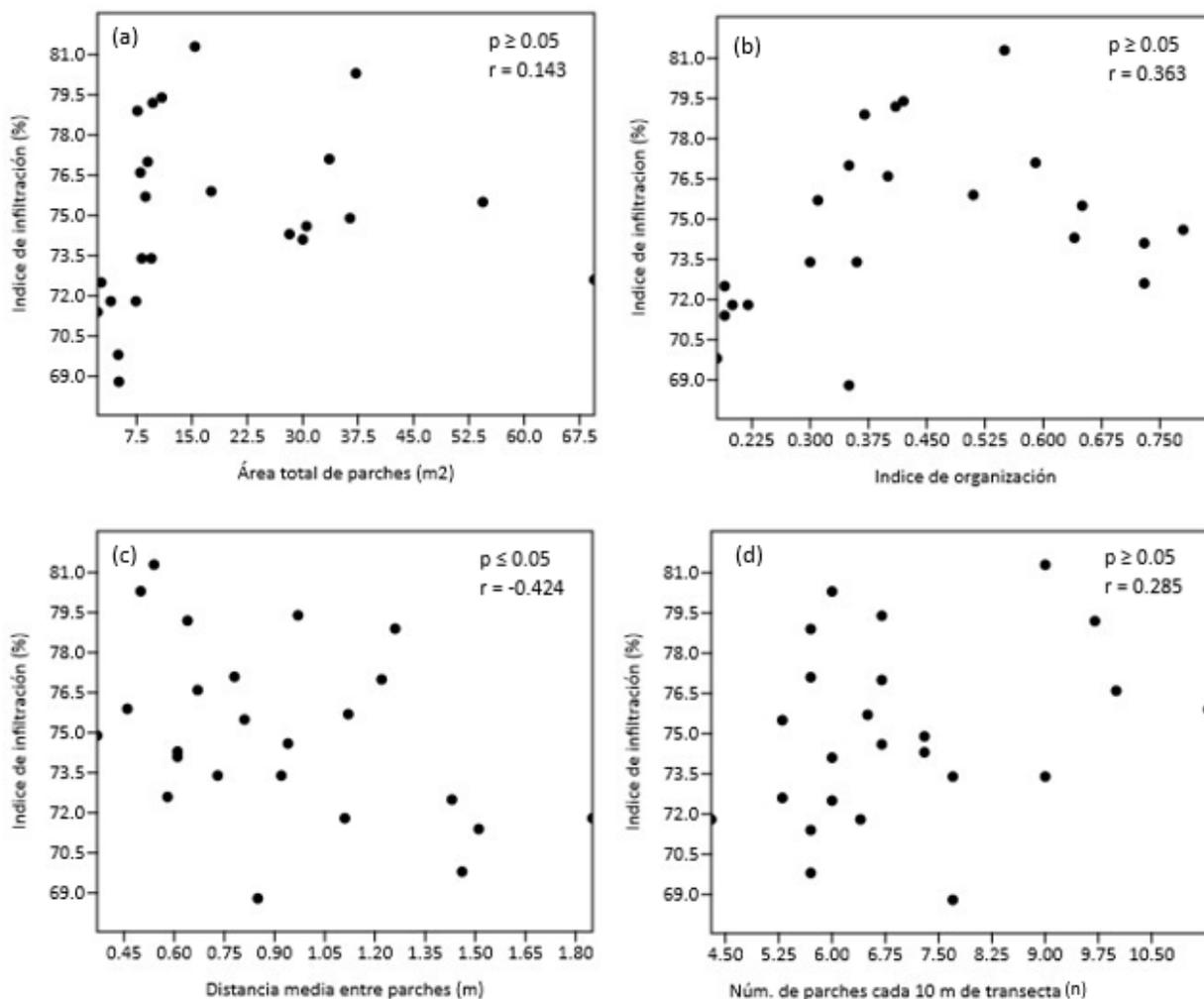


Figura 35: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de infiltración. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de infiltración y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de infiltración y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de infiltración y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de infiltración y el número de parches cada 10 metros de transecta.

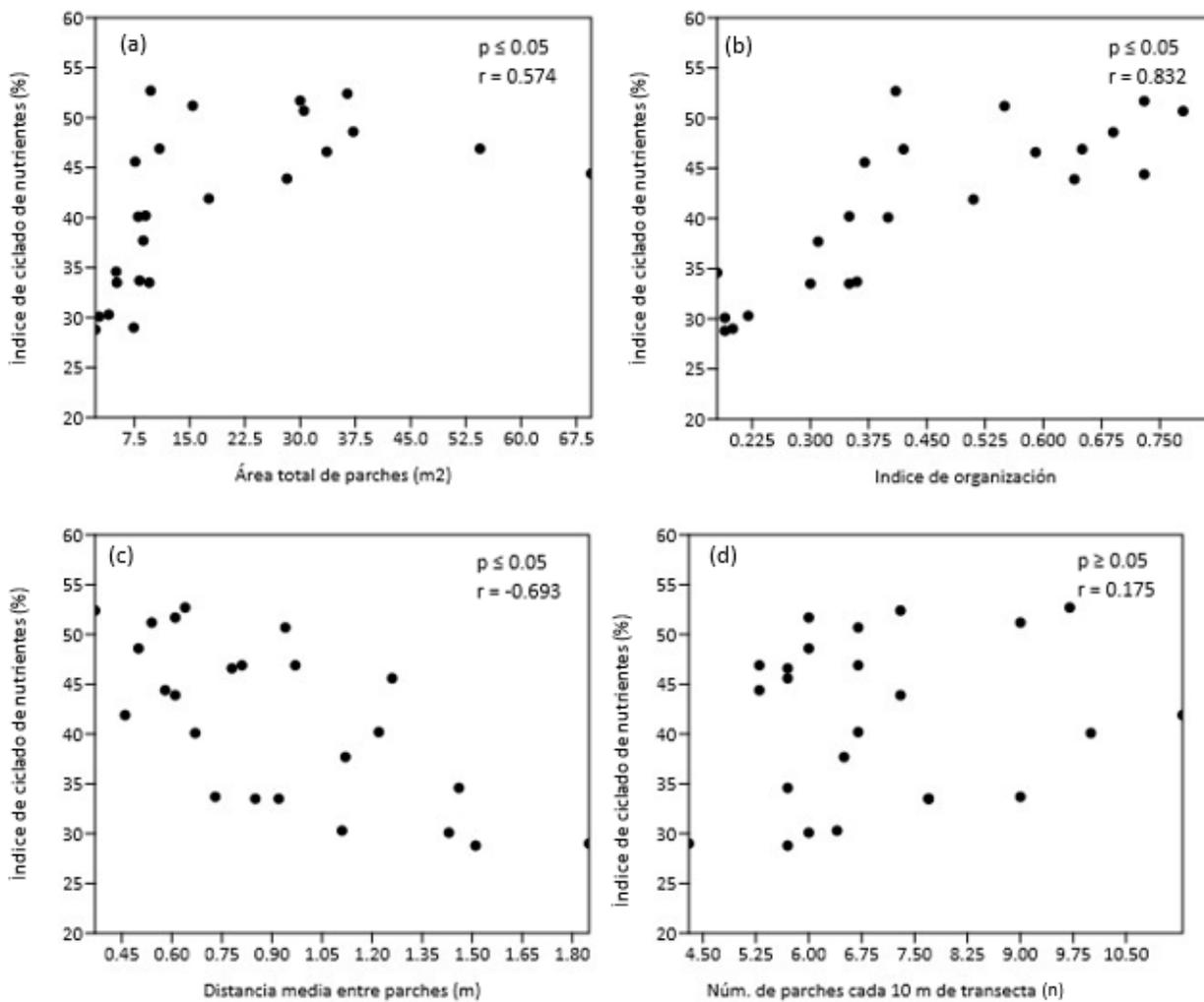


Figura 36: Correlación entre la organización del paisaje y el índice de ciclado de nutrientes. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el área total de parches; (b) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el índice de organización; (c) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice de ciclado de nutrientes y el número de parches cada 10 metros de transecta

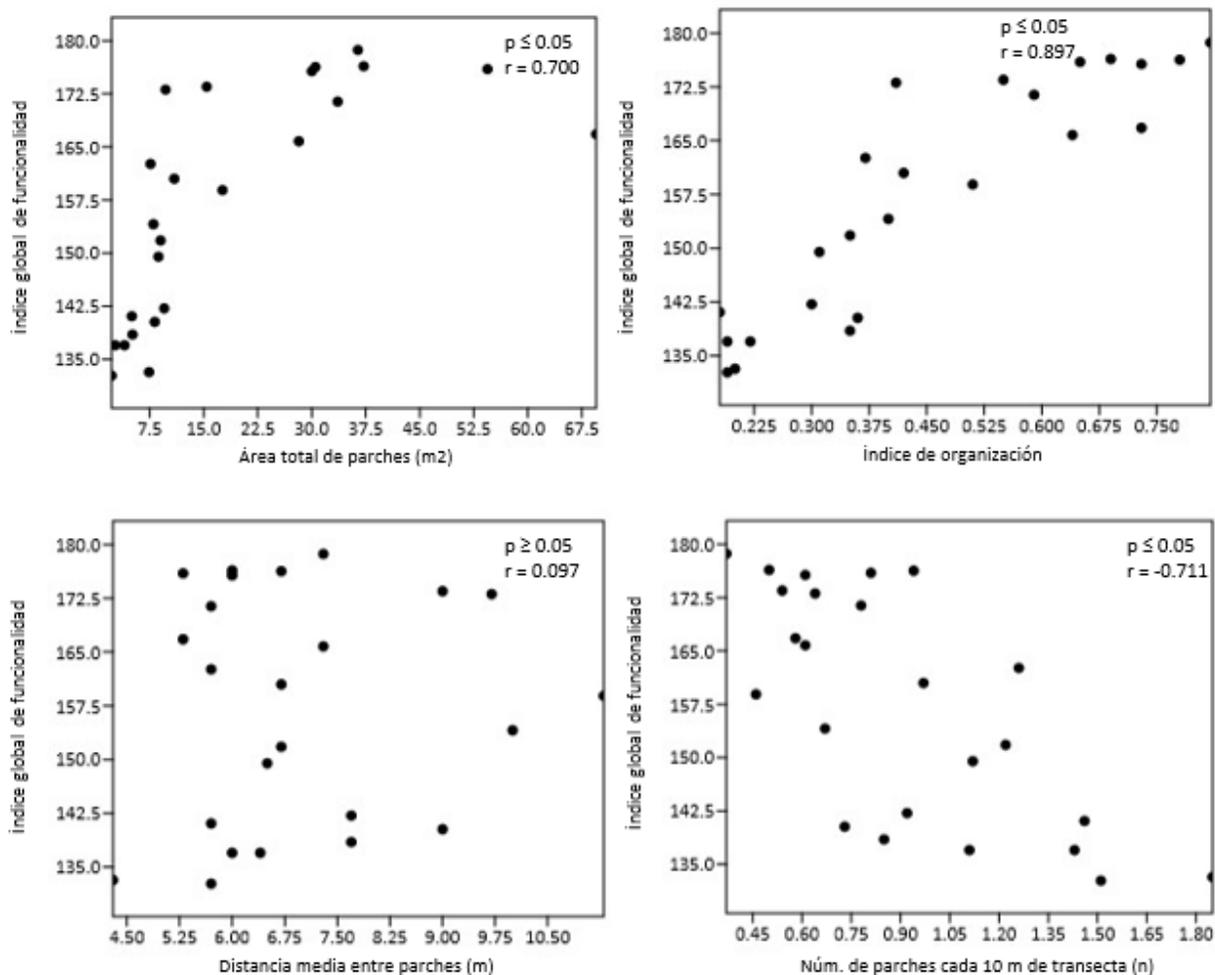


Figura 37: Correlación entre la organización del paisaje y el índice global de funcionalidad. Se indica el valor de (p) y del coeficiente de Pearson (r). Valores de $p \geq 0.05$ indican una correlación significativa entre variables; valores $0 < r < 1$ indican una correlación positiva y valores $0 > r > -1$ indican una correlación negativa. (a) Correlación entre el índice global de funcionalidad y el área total de parches; (b) correlación entre el índice global de funcionalidad y el índice de organización; (c) correlación entre el índice global de funcionalidad y la distancia media entre parches; (d) correlación entre el índice global de funcionalidad y el número de parches cada 10 metros de transecta.

Tabla 3: Correlaciones entre los índices de funcionalidad del suelo (IE: índice de estabilidad, II: índice de infiltración, ICN: índice de ciclado de nutrientes, IGF: índice global de funcionalidad) y los parámetros de organización del paisaje. La existencia de correlaciones significativas ($p < 0.05$) se indica como SI y entre paréntesis se detalla si dicha correlación es positiva o negativa ($r > 0$ o $r < 0$, respectivamente).

	Área total de parches	Distancia media entre parches	Núm. de parches cada 10 m	Índice de organización
IE	SI (+)	SI (-)	NO	SI (+)
II	NO	SI (-)	NO	NO
ICN	SI (+)	SI (-)	NO	SI (+)
IGF	SI (+)	SI (-)	NO	SI (+)

Funcionalidad de los interparches y parches en los distintos potreros

Los resultados del ANOVA de dos factores muestran interacción significativa entre tipo de parche y potreros para los tres índices de funcionalidad del suelo ($p \leq 0.05$). Las comparaciones *a posteriori* de la combinación de tipo de parches y potreros indican que la funcionalidad del interparche, es decir del suelo desnudo, es significativamente inferior que la de los principales parches vegetados para las tres funciones bajo estudio y en todos los sitios (Figura 38). A su vez, los parches vegetados no se diferencian entre sí en su funcionalidad en la mayoría de los sitios. En general, la funcionalidad del interparche y de los distintos parches vegetados es similar en todos los sitios estudiados, exceptuando a la función de estabilidad del suelo que, tanto en los interparches como en los parches de vegetación, es significativamente mayor en Repunte alto y Repunte bajo que en los otros cuatro sitios de estudio.

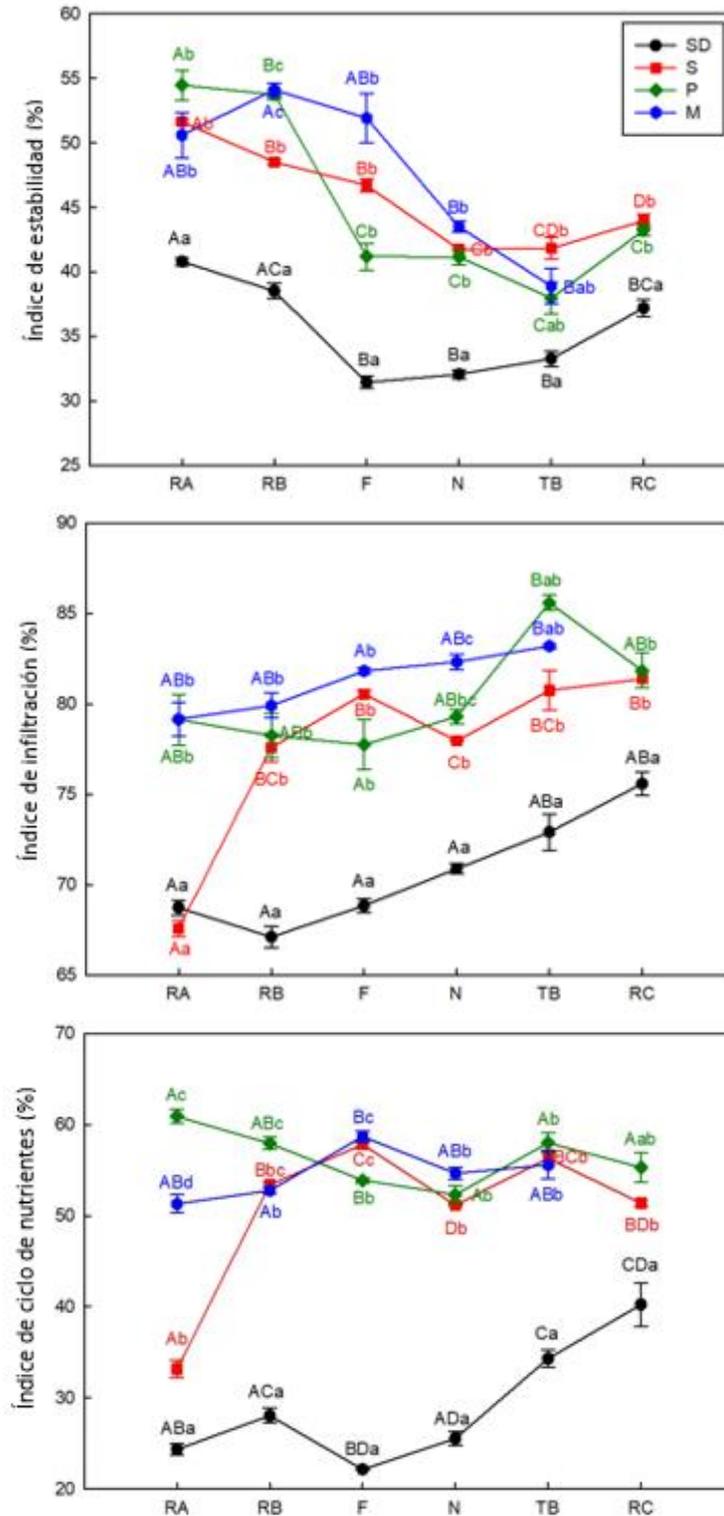


Figura 38: ANOVA de dos vías con el interparche/suelo desnudo (SD), los parches de *Senecio flaginoides* (S) y *Azorella prolifera* (M) y los potreros como factores. Letras diferentes indican diferencias significativas, letras minúsculas indican comparación entre parches por sitio y letras mayúsculas indican comparación entre sitios por parche. El bigote indica el error estándar y el eje de abscisas representa el gradiente ecológico del ecotono. Potreros: Repunte alto (RA), Repunte bajo (RB), Fortín (F), Nuevo (N), Tanquera blanca (TB) y Rincón chico (RC).

Discusión

Los resultados del presente estudio proveen información relevante acerca de la situación actual de la organización del paisaje y de la estructura y el funcionamiento del suelo en las zonas con vegetación de estepa gramínea y gramínea arbustiva de la Estancia Fortín Chacabuco. Así, constituye información de base importante, dado el objetivo de llevar a cabo un manejo de pastoreo que permita mantener y/o recuperar procesos claves del ecosistema (TNC, 2019). En este contexto, se destaca el cambio en la organización del paisaje y la funcionalidad del suelo a lo largo del ecotono, siendo mayor en los potreros Repunte alto y Repunte bajo, con vegetación típica de transición del ecotono caracterizada por pastizales y matorrales, y menor en los potreros dominados por vegetación de tipo esteparia (Figuras 26 a 33). Esto coincide con resultados previos que han mostrado que el gradiente de aridez domina la estructura y funcionalidad del ecosistema a lo largo de la Patagonia Argentina (Gaitán *et al.* 2014, 2017; Oliva *et al.*, 2019).

La existencia de diferencias significativas entre los potreros evidencia la necesidad del estudio particular de las distintas áreas de la Estancia, más allá de la evaluación ecológica general. Es particularmente interesante la mayor organización del paisaje y funcionalidad del suelo en Rincón chico con respecto a los otros sitios con vegetación de estepa. Esto se encuentra asociado a la presencia de un número relativamente alto de pequeños parches de vegetación y a distancias entre parches relativamente cortas (Figuras 27 y 28). Generalmente el patrón de distribución de la vegetación en parches pequeños, se produce por efectos negativos debido al pastoreo pero, se asocia también, a un incremento en la distancia entre parches (López *et al.*, 2013; Oñatibia *et al.*, 2018). En Rincón chico, sin embargo, las distancias entre los parches de vegetación son relativamente cortas, lo que sugiere que los parches pequeños podrían ser consecuencia de procesos de regeneración posteriores a la presión ganadera histórica en este potrero. En efecto, esta interpretación coincide con los resultados del análisis del índice de salud de pastizales (Tabla 1), que muestran una tendencia de mejoría en los últimos tres años para Rincón chico.

En Fortín y Nuevo se destaca la baja organización y funcionalidad del paisaje, a pesar de presentar una mayor riqueza de parches dominados por distintas especies vegetales, a comparación de los otros potreros estudiados (Tabla 2). En general, se considera que la riqueza de parches dominados por distintas especies genera heterogeneidad espacial, siendo, por lo tanto, un condicionante positivo de la funcionalidad del paisaje, tanto en Patagonia (Gaitán *et al.*, 2017) como en otros ambientes semiáridos del mundo (Maestre *et al.*, 2012), lo cual no se cumple en el presente estudio. Esto podría explicarse según el modelo de disturbios intermedios (Connell, 1978) que indica que puede darse un aumento en la riqueza de parches debido a la degradación de la matriz natural, y la generación de nuevos nichos que facilitan el establecimiento de especies menos competitivas exóticas y/o de comunidades vecinas. En este sentido, ha sido observado previamente que el pastoreo favorece cambios en la composición

de las comunidades a través del desarrollo de especies resistentes al mismo (Lunt *et al.*, 2007; Alados *et al.*, 2014; Eldridge *et al.*, 2016). En efecto, muchas de las especies presentes en los potreros Fortín y Nuevo tienen formas de vida en roseta o postrada (Figuras 16, 17 y 21; Tabla 2), lo que les confiere alta resistencia al pastoreo. Por lo tanto, el continuo disturbio histórico ocasionado por la presión de pastoreo en estos potreros (TNC, 2016), podría haber favorecido el desarrollo de especies resistentes al disturbio, y tener un concomitante impacto negativo en las funciones del suelo. Esto, está en coincidencia con los valores relativamente bajos registrados en el índice de salud de pastizales para el año 2016 en ambos potreros (Tabla 1).

Es interesante destacar que la organización del paisaje y la funcionalidad del suelo no muestran diferencias significativas entre Fortín y Nuevo (Figuras 29 a 32), siendo actualmente baja en ambos. Estos resultados discrepan con la tendencia de recuperación en la salud de los pastizales que ha sido registrada para el potrero Nuevo, mientras que en Fortín, a pesar de haber aumentado su puntuación, aún predominarían procesos de desertificación (Tabla 1). Esto es posiblemente debido a que el ISP, obtenido a partir de quince indicadores de campo, integra el análisis de la salud ecológica del sistema y de la capacidad productiva del ambiente (Borelli *et al.*, 2013; Paramidani *et al.*, 2014). En efecto, seis de dichos indicadores son exclusivamente utilizados para evaluar la dinámica de la comunidad en relación a la productividad y la presencia de especies claves para el pastoreo. En este sentido, si bien no se cuantificaron en el presente estudio, durante los trabajos de campo para relevar las transectas, observamos que las especies forrajeras son más abundantes en el potrero Nuevo. Por lo tanto, aunque desde el punto de vista productivo estos dos potreros muestran una cierta mejoría en los últimos años, y en particular el potrero Nuevo se encontraría en un estado de regeneración, la situación de ambos es aún pobre desde el punto de vista ecológico de la organización y funcionalidad del paisaje. Teniendo en cuenta que el objetivo de la Estancia Fortín Chacabuco es garantizar la recuperación e integridad de los pastizales y el uso sustentable del ecosistema (TNC, 2016), los resultados del presente estudio sugieren que es necesario el uso restringido de los potreros Fortín y Nuevo, con la finalidad de mantener y/o mejorar la estructura y organización de la vegetación y, consecuentemente, la funcionalidad del suelo.

Es sabido que la estructura de la vegetación afecta la funcionalidad del paisaje en ambientes semiáridos (Aguar & Sala, 1999; Maestre & Cortina, 2004), lo que confirman los resultados del presente estudio para la Estancia Fortín Chacabuco en lo que respecta al índice de estabilidad y de ciclado de nutrientes (Tabla 3). En efecto, la variabilidad en las funciones de estabilidad y ciclado de nutrientes, se relacionan positivamente con la organización del paisaje y con otros atributos tales como el área total de parches y la distancia media entre parches (Figura 34 y 36). Sin embargo, la función de infiltración no se relaciona con atributos de la organización del paisaje, exceptuando una baja correlación con la distancia media entre parches (Figura 35; Tabla 3). Al mismo tiempo, el valor del índice de infiltración no se diferencia significativamente entre los potreros estudiados, a pesar de existir diferencias en la composición y cobertura de la vegetación (Figura 31; Tabla 2). Esto es posiblemente debido a la

prevalencia de suelos de tipo arenoso en toda el área estudiada, los cuales no tienen estructura, se caracterizan por poseer alta infiltración y densidades aparentes altas, siendo poco susceptibles a la compactación (Ayesa *et al.*, 2002). Resultados obtenidos en otros estudios analizando el efecto del pastoreo en los ecosistemas áridos y semiáridos indican que estas características, intrínsecas de gran parte de los suelos de la Patagonia, determina que el disturbio por el ganado tenga un reducido impacto negativo en la infiltración (Toboada *et al.*, 2011). En cambio, el pastoreo, al afectar directa y negativamente la estructura y organización de la vegetación, posee un efecto negativo indirecto sobre la estabilidad y el ciclado de nutrientes (Peco *et al.*, 2006; Gaitán *et al.*, 2017). Entonces, en el contexto de la evaluación ecológica del impacto del pastoreo en la Estancia Fortín Chacabuco, los resultados del presente estudio sugieren que es importante monitorear las funciones de estabilidad y ciclado de nutrientes, ya que estas cambian debido a la variabilidad de la vegetación a lo largo del gradiente ambiental, mientras que la infiltración es una función más estable en la Estancia y, posiblemente, menos susceptible a ser afectada por el impacto del uso de la tierra por el ganado.

Surge como interesante que en el área de estepa graminosa y graminosa arbustiva de la Estancia Fortín Chacabuco, todos los parches de vegetación presentaron mayores valores de funcionalidad en infiltración, ciclado de nutrientes y estabilidad que el suelo desnudo (Figura 38), lo cual está en concordancia con el modelo de funcionamiento de fuente-sumideros descrito para ambientes áridos y semiáridos (Aguar & Sala, 1999; McDonald *et al.*, 2018). Además, si bien los parches pueden variar en su funcionalidad según los atributos de las especies que los componen, en general, los distintos tipos de parches de vegetación mostraron similar funcionalidad en nuestros resultados (Figura 38), como ha sido también encontrado en ambientes semiáridos de otras partes del mundo (Barbosa-Briones *et al.*, 2019). Así, se observa que el funcionamiento del ecosistema de estepa en la Estancia depende fundamentalmente de la organización de los parches e interparches, independientemente de las especies vegetales presentes. Por lo que, para el mantenimiento de la funcionalidad en los tres ambientes ecológicos estudiados, es de vital importancia evitar la disminución de la cobertura vegetal. Es sabido que al reducirse la cobertura vegetal por el pastoreo, se ve incrementado el flujo de recursos desde los interparches y, al mismo tiempo, se reduce la capacidad de los parches para retenerlos, lo que ocasiona que los recursos sean exportados fuera del paisaje y, consecuentemente, se reduzca la salud edáfica y el ecosistema se vuelve más susceptible a la degradación (Gaitán *et al.*, 2009). Es por esto que, evitar el sobrepastoreo y la excesiva defoliación de las plantas llevando a cabo un manejo sostenible del ganado, resulta vital para evitar la remoción y/o eliminación de pastos y arbustos y, en consecuencia, prevenir y mitigar los impactos negativos del pastoreo sobre el funcionamiento del ecosistema (Gaitán *et al.*, 2017; Shahriary *et al.*, 2018).

Las condiciones ecológicas en la Estancia Fortín Chacabuco han sido monitoreadas desde el año 2014 y se han evaluado tendencias de cambio en el tiempo (Paramidani *et al.*, 2014; Helling,

2019). Estos estudios previos muestran una mejoría entre 2017 y 2019 tanto en la cobertura vegetal y el ISP, como en funciones de ciclado de nutrientes, estabilidad y ciclo del agua, probablemente como consecuencia del manejo holístico ganadero aplicado a partir del año 2016. En 2019, los valores reportados en promedio para toda la Estancia son de 59%, 58% y 24% para las funciones de estabilidad, ciclo del agua y ciclado de nutrientes, respectivamente (Helling 2019). A partir de estos resultados, los informes realizados sugieren condiciones intermedias en lo que respecta a las funciones de estabilidad y ciclo del agua, pero muy bajos para el ciclado de nutrientes (Paramidani *et al.* 2014; Helling, 2019). La comparación con nuestros resultados muestra ciertas diferencias, siendo el promedio de estabilidad de 41% (rango: 32% - 54%), infiltración 75% (rango: 69% - 81%) y ciclado de nutrientes 42% (rango 29% - 53%). En otros sitios en Patagonia se han reportado valores de estabilidad, infiltración y ciclado de nutrientes que varían del 18% al 68%, 25% al 68% y 11% al 59%, respectivamente (Gaitán *et al.* 2013). Por lo tanto, los valores de funcionalidad del presente trabajo son relativamente altos en el contexto regional. En este sentido, en discrepancia con los informes previos para la Estancia Fortín Chacabuco, concluimos que, en promedio, la funcionalidad del paisaje de la Estancia es buena.

Se destaca que los resultados del presente trabajo muestran un mejor funcionamiento del ciclado de nutrientes en el área de vegetación graminosa en todos los sitios bajo estudio (Figura 32), a comparación del bajo promedio estimado en los estudios previos en la Estancia utilizando la metodología del ISP (3% en 2014, 13% 2017 y 24% 2019) (Paramidani *et al.* 2014; Helling, 2019). Esta diferencia puede deberse a que la metodología del ISP adopta para el cálculo del índice de ciclado de nutrientes dos de los indicadores propuestos por el LFA, a saber la presencia e incorporación del residuo vegetal fresco y la cubierta de criptógamas, y además evalúa la descomposición de bosta y los organismos vivos. Helling (2019) sugiere que el bajo valor en el índice puede deberse a la inmovilidad del material muerto en superficie, lo cual ocasiona que los nutrientes no se liberen y vuelvan al suelo. En el presente estudio también observamos la presencia de una considerable cantidad de material que no se encuentra o posee una muy leve incorporación en el suelo. Esto puede posiblemente deberse a que el mismo proviene de especies no palatables, las cuales poseen una mayor participación en la cobertura en todos los potreros y, en general, tienen una alta proporción de compuestos secundarios que reducen la herbivoría y descomposición en comparación con el mantillo proveniente de especies palatables (Gaitán *et al.*, 2017). Al mismo tiempo, las características climáticas favorecen la lenta incorporación (Vandendorj *et al.*, 2017). Sin embargo, a pesar de que desde el punto de vista del funcionamiento del ciclado de nutrientes la presencia de mantillo sin incorporar podría ser un indicador negativo, su acumulación es importante para evitar el aumento de la temperatura de la capa superficial del suelo, fenómeno que puede ocasionar un aumento en la tasa de evapotranspiración y una disminución de la actividad de los microorganismos presentes en el suelo (Toboada *et al.*, 2011). Por lo que, teniendo en cuenta las funciones que cumple el mantillo en el ambiente, consideramos que su presencia en la superficie del suelo no debe ser

considerada como una señal negativa que impacta sobre el óptimo funcionamiento del ciclo de nutrientes y del ambiente.

Conclusiones

La aplicación de la metodología del LFA permitió identificar diferencias entre los potreros en lo que respecta a la organización del paisaje y funcionalidad en las áreas de vegetación de estepa gramínea y gramínea arbustiva. Esta información es de valor al contribuir a la comprensión de la dinámica del sitio y su variabilidad a lo largo del gradiente ecológico. A su vez, permite evaluar posibles factores determinantes de estos parámetros ecológicos. Por lo que, desde el punto de vista aplicado, los resultados obtenidos también son de valor al contribuir en el proceso de toma de decisiones en referencia al manejo ganadero y la aplicación de la visión holística.

Teniendo en cuenta los distintos objetivos de los administradores de la Estancia, se ha determinado en el presente Trabajo Final Integrador que el monitoreo de la organización del paisaje y de funciones de estabilidad y ciclado de nutrientes, resulta vital para la identificación de variaciones en el funcionamiento y salud del ecosistema en el contexto del uso ganadero. Si bien el ISP incluye algunas estimaciones de la funcionalidad, la aplicación del método completo del LFA puede proveer información complementaria que contribuya a comprender de forma holística la salud y dinámica del ecosistema. Esto resulta de valor al aportar información relevante para la toma de decisiones. Al mismo tiempo, debido a las diferencias significativas visualizadas entre sitios y a la presencia de diferentes ambientes ecológicos, debemos destacar el riesgo de basarse en valores promedios de potreros que presentan gran variabilidad entre ellos para la evaluación de la funcionalidad del ecosistema, por lo que recomendamos la discriminación de los índices por potreros en el tiempo. Además, recomendamos integrar los índices por la superficie relativa que ocupa en el potrero el ambiente o comunidad ecológica bajo estudio para obtener el valor medio. Para esto, es conveniente combinar los muestreos de campo con otras fuentes de información, como ser cartas temáticas, fotografías aéreas y/o imágenes satelitales; esto se debe a que estas presentan información de importancia para delimitar el problema y obtener resultados que integren la importancia del ambiente o comunidad ecológica en el área total de la Estancia. Finalmente, esto permite obtener una visión completa del estado del sitio y de las variables a tener en cuenta para su conservación y uso sustentable.

Cabe destacar que la reunión inicial mantenida con los administradores de la Estancia, fue una instancia muy importante para el intercambio de ideas y del conocimiento existente acerca del estado de salud de los distintos potreros. La estrategia de muestreo se basó en esta información, y los resultados demuestran que fue adecuada para evaluar variaciones en función a distintas condiciones ecológicas y potreros con distinta valoración de su estado de salud. Al final del desarrollo del presente trabajo, se visualizó que los resultados obtenidos se diferenciaban parcialmente de las interpretaciones realizadas en estudios previos. Sin embargo, debido a la situación de contingencia que se desarrolló a nivel mundial mientras se realizaba el presente Trabajo Final Integrador, quedó pendiente la discusión de los resultados con los

administradores de la Estancia, lo que hubiera, sin duda, contribuido al análisis y comprensión de los resultados en el contexto del uso histórico y actual de la Estancia Fortín Chacabuco.

El desarrollo del presente Trabajo Final Integrador permitió aplicar los conocimientos adquiridos a lo largo de la formación académica de grado, tanto en cuanto a los conceptos teóricos como a diversas aptitudes para la búsqueda y comprensión de información. Al mismo tiempo, ha permitido afianzar conocimientos y también incorporar nuevos, los cuales son considerados de gran valor para el futuro desempeño de un ingeniero ambiental. En particular, consideramos que la formación en temáticas relacionadas con la desertificación es clave teniendo en cuenta que las tierras áridas y semiáridas abarcan una alta proporción del territorio argentino, que poseen una fuerte presión socioeconómica y que se verán fuertemente impactadas por los escenarios de cambio climático. Es en este contexto que el aporte de la ingeniería ambiental permite armonizar aspectos económicos, sociales y ambientales. Por otro lado, cabe destacar que ha sido necesaria la aplicación y, por ende, aprendizaje de herramientas estadísticas para el análisis de datos, lo cual ha representado una dificultad a superar de forma conjunta entre las participantes del presente Trabajo Final Integrador.

Bibliografía

- ❖ Adhikari K. & A. E. Hartemink. 2016. *Linking soils to ecosystem services – A global review*. Geoderma. 262:101-111.
- ❖ Administración de Parques Nacionales (APN). 2019. Extraído de: <https://www.nahuelhuapi.gov.ar/> (Recuperado el 25/01/2020).
- ❖ Administración de Parques Nacionales (APN). 2018. *Plan de gestión del Parque Nacional Nahuel Huapi*.
- ❖ Aguiar M. R & O. E. Sala. 1999. *Patch Structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems*. TREE. 14(7):273-277.
- ❖ Alados C. L., Elaich A., Papanastasis V. P., Ozbek H., Navarro T., Freitas H., Vrahnakis M., Larrosi D. & B. Cabezudo. 2004. *Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems*. Ecological Modelling. 180:523-535.
- ❖ Alonso S., Torralba M., Cermeño Martín F. I. & F. B. Abolafio. 2011. *Erosión y manejo del suelo. Importancia del laboreo ante los procesos erosivos naturales y antrópicos*. Agricultura Ecológica. 1:13-38
- ❖ Andrade L. 2002. *Territorio y ganadería en la Patagonia Argentina: desertificación y rentabilidad en la Meseta Central de Santa Cruz*. Economía, Sociedad y Territorio. 3(12):675-706.
- ❖ Apitz Sabine. 2013. *Ecosystem services and environmental decision-making: seeking order in complexity*. Integrated Environmental Assessment and Management. 9(2):214-230.
- ❖ Arshad M. A. & S. Martin. 2002. *Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems*. Agriculture, Ecosystem and Environmental. 88:153-160.
- ❖ Ayesa J.A., López C.R., Bran D.E., Umaña F.J. & P. A. Lagorio. 2002. *Cartografía biofísica de la Patagonia Norte*. INTA Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, PAN, PRODESAR.
- ❖ Balvanera P. & H. Cotler. 2007. *Acercamiento al estudio de los servicios ecosistémicos*. Gaceta Ecológica. 84-85:8-15.
- ❖ Barbosa-Briones E., Cardona-Benavides A., Reyes-Hernández H. & C. Muñoz-Robles. 2019. *Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico*. Journal of Arid Environments. 168:36-45.
- ❖ Barrios E., Shepherd K. & F. Sinclair. 2015. *Soil health and agricultural sustainability*. Agroecology for food security and nutrition - Proceedings of the FAO International Symposium. 104-112.
- ❖ Bastin G. N., Ludwig J. A., Eager R. W., Chewings V. H. & A. C. Liedloff. 2002. *Indicators of landscape function: comparing patchiness metrics using remotely sensed data from rangelands*. Ecological Indicators. 1:247-260.

- ❖ Bautista Cruz A., Etchevers Barra J., del Castillo R. F. & C. Gutiérrez. 2004. *La calidad del suelo y sus indicadores*. Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. 13 (2):90-97.
- ❖ Bender F. S, Wagg C. & M. van der Heijden. 2016. *An underground revolution: Biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability*. Trends in Ecology & Evolution. TREE 2077:1-13.
- ❖ Borelli P., Boggio F., Sturzenbaum P., Paramidani M., Heinken R., Pague C., Stevens M. & A. Nogués. 2013. *Estándar para la regeneración y la sustentabilidad de los pastizales (GRASS)*. The Nature Conservancy - OVIS XXI.
- ❖ Bottaro H. S. 2007. *Influencias de la productividad, la calidad de la vegetación y el deterioro sobre la receptividad ganadera en el NO de la Patagonia*. Universidad de Buenos Aires (UBA) & Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Buenos Aires, Argentina.
- ❖ Broquen P., Falbo G., Apcarián A., Candan F., Girardin J. & V. Pellegrini. 2003. *Relaciones entre las forestaciones, la erosión del suelo y la potencialidad productiva en la transición bosque-estepa (Andino patagónica, Argentina)*. Investigación Agraria: Sist. Recur. For. 12(2):99-110.
- ❖ Bünemann E. K., Bongiorno G., Baic Z., Creamer R. E., De Deyn G., De Goede R., Fleskens L., Geissend V., Kuyper T. W., Mädera P., Pulleman M., Sukkelf W., van Groenigen J. W. & L. Brussaard. 2018. *Soil quality – A critical review*. Soil Biology and Biochemistry. 120:105-125.
- ❖ Budaba C., Hansen N., Bobadilla S., Lexow G. & M. Escalona. 2011. *Ensayo de implantación de pastura en bosque de Pino Ponderosa*. Ciencia e Investigación Forestal - Instituto Forestal/Chile. 17(3):277-282.
- ❖ Burbano H. 2016. *El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria*. Revista de Ciencias Agrícolas. 33(2):117-124.
- ❖ Camacho Valdez V. & A. Ruiz Luna. 2016. *Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos*. Revista Bio Ciencias. 1(4):3-15.
- ❖ Camargo E. S., Carreño J. A. & E. M. Paéz Barón. 2012. *Los servicios ecosistémicos de regulación: tendencias e impacto en el bienestar humano*. Revista de Investigación Agraria y Ambiental. 3(1):77-83.
- ❖ Casanoves F., Pla L. & J. A. Di Rienzo. 2011. *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Turrialba, Costa Rica.
- ❖ Cerón Rincón L. E. & Melgarejo Muñoz. 2005. *Enzimas del suelo: indicadores de salud y calidad*. Acta Biológica Colombiana. 10(1):5-18.
- ❖ Connell J.H. 1978. *Diversity in tropical rain forests and coral reefs*. Science 199:1302-1310.
- ❖ Conti M. 2000. *Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos*. Editorial Facultad de Agronomía. 2° edición. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

- ❖ Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD). Extraído de: <https://www.unccd.int/> (Recuperado el: 10/06/2019).
- ❖ De Groot R. 2006. *Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-funcional landscapes*. Landscape and Urban Planning. 75:175-186.
- ❖ Del Valle, H. F. 1998. *Patagonian soils: a regional synthesis*. Ecología Austral 8:103-123.
- ❖ Department of Environment and Natural Resources-University of the Philippines Los Baños (DENR-UPLB). 2014. *Landscape Function Analysis Field Guide: Guidelines for application in mine sites and land rehabilitation projects in the Philippines*.
- ❖ Domínguez Díaz E., Oliva G. E., Báez Madariaga J., Suárez Navarro A. & C. Pérez Castillo. 2018. *Efectos del pastoreo holístico sobre la estructura y composición vegetal en praderas naturalizadas de uso ganadero, provincia de Última Esperanza, región de Magallanes, Chile*. Anales Instituto Patagonia (Chile). 46(3):17-28
- ❖ Dowo G. M., Kativu S. & D. J. Tongway. 2013. *Application of ecosystem function analysis (EFA) in assessing mine tailings rehabilitation: an example from the Mhangura Copper Mine tailings, Zimbabwe*. The Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy. 113:923-930.
- ❖ Eldridge D. J., Poore A. G. B., Ruiz-Colmenero M. Letnic M. & S. Soliveres. 2016. *Ecosystem structure, function, and composition in rangelands are negatively affected by livestock grazing*. Ecological Applications. 26(4):1273-1283
- ❖ Eldridge D. J., Delgado-Baquerizo M., Travers S., Val J. & I. Oliver. 2017. *Do grazing intensity and herbivore type affect soil health? Insights from a semi-arid productivity gradient*. Journal of Applied Ecology. 54:976-985.
- ❖ Eldridge D. J. & M. Delgado-Baquerizo. 2018. *Grazing reduces the capacity of Landscape Function Analysis to predict regional-scale nutrient availability or decomposition, but not total nutrient pools*. Ecological Indicators. 90:494-501.
- ❖ Gaitán H., Lopéz C. R. & Bran D. 2009. *Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica*. Ciencias del Suelo. 27(2):261-270.
- ❖ Gaitán J., Bran D., Oliva G., Ciari G., Nakamatsu V., Salomone J., Ferrante D., Buono G., Massara V., Humano G., Celdrán D., Opazo W. & Maestre F. T. 2013. *Evaluating the performance of multiple remote sensing indices to predict the spatial variability of ecosystem structure and functioning in Patagonian steppes*. Ecological Indicators. 34:181-191.
- ❖ Gaitán J., Bran D., Oliva G., Aguiar M., Buono G., Ferrante D., Nakamatsu V., Ciari G., Salomone J., Massara V., Martínez G. & F. Maestre. 2017. *Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem and functioning in Patagonian rangeland*. Land Degradation & Development. 29(2):210-218.
- ❖ Greiner L., Keller A., Grêt-Regamey A. & A. Papritz. 2017. *Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services*. Land Use Policy. 69:224-237.

- ❖ Hammer, Ø. 2015. *Paleontological Statistics (PAST) 3.11*. Oslo, Norway: University of Oslo
- ❖ Helling Pedro. 2019. *Estancia Fortín Chacabuco: Informe chequeo anual de pastizales*. HALKIS.
- ❖ Iglesias R., Schorr A. Villa M., Vozzi A. & técnicos de la EEA Chubut, EAAF Esquel y EEA San Cruz. 2015. *Situación actual y perspectiva de la ganadería en Patagonia Sur*. Centro Regional Patagonia Sur – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación.
- ❖ Lau I. C., Hewson R. D., Ong C. C. H., & D. J. Tongway. 2008. *Remote mine site rehabilitation monitoring using airborne hyperspectral imaging and landscape function analysis (LFA)*. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. 37(partB7):325-330.
- ❖ Lawrence R., Whalley R. D. B., Reid N. & R. Rader. 2019. *Short-duration rotational grazing leads to improvements in landscape functionality and increased perennial herbaceous plant cover*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 281:134-144.
- ❖ López D. R.; Brizuela M. G., Willems P., Aguiar M. R., Siffredi G. & D. Bran. 2013. *Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia*. Ecological Indicators. 24:1-11.
- ❖ López Mansilla J. A. 2014. *Multifuncionalidad y externalidades en contextos urbanos: Ideas para una política antigentrificación*. Contested Cities.
- ❖ Ludwig M., Wilmes P. & S. Schrader. 2018. *Measuring soil sustainability via soil resilience*. Science of the Total Environment. 626:1484-1493.
- ❖ Lunt I. D., Eldridge D. J., Morgan J. W. & G. Bradd Witt. 2007. *A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia*. Australian Journal of Botany. 55:401-415.
- ❖ Maestre F. T. & J. Cortina. 2004. *Insights into ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes*. Restoration Ecology. 12(4):494-502.
- ❖ Maestre F. T., Eldridge D. J., Soliveres S., Kéfi S., Delgado-Baquerizo M., Bowker M. A., García-Palacios P., Gaitán J., Gallardo A. Lázaro R. & M. Berdugo. 2016. *Structure and functioning of drylands ecosystems in a changing world*. The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 47:215-237.
- ❖ Mahmoud A. M. A., Hasmadi I. M., Alias M. S. & A. M. Azani. 2014. *Reviews of Landscape Function Analysis (LFA) applications in rangeland ecosystems and its links with vegetation indices (VI's)*. World Applied Science Journal. 32(5):986-991.
- ❖ McDonald S. E., Reid N., Waters C. M., Smith R. & J. Hunter. 2018. *Improving ground cover and landscape function in a semi-arid rangeland through alternative grazing management*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 268:8-14.
- ❖ Monjeau A., Anchorena N., Montoni S., Fernandez V., Marquez J., Alcande D., D'lorio A., Galván H., Denholm C., Di Vincenzo A. & F. Gonzalez. 2005. *Perfil del Área Protegida Argentina: Parque Nacional Nahuel Huapi*. ParksWatch.

- ❖ Montañó Arias N., Navarro Rangel M., Patricio López I. C., Chimal Sánchez E. & J. Miguel de la Cruz. 2018. *El suelo y su multifuncionalidad: ¿qué ocurre ahí abajo?*. CIENCIA ergo-sum. 25(3):1-10.
- ❖ Moreno-de las Heras M., Saco P. M., Willgoose G. R. & D. J. Tongway. 2011. *Assessing landscape structure and pattern fragmentation in semiarid ecosystems using patch-size distributions*. Ecological Applications. 21(7):2793-2805.
- ❖ Moreno-de las Heras M., Saco P. M., Willgoose G. R. & D. J. Tongway. 2012. *Variations in hydrological connectivity of Australian semiarid landscapes indicate abrupt changes in rainfall-use efficiency of vegetation*. Journal of Geophysical Research. 117:1-15.
- ❖ Navarrete Segueda A., Vela Correa G., López Blanco J. & Rodríguez Gamiño M. L. 2011. *Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo*. ContactoS. 60:29-37.
- ❖ Ochoa V., Hinojosa B., Gómez Muñoz B. & R. García Ruiz. 2007. *Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas ecológicos*. Iniciación a la investigación - Revista electrónica Universidad de Jaén.
- ❖ Oliva G., Bran D., Gaitán J., Ferrante D., Massara V., García Martínez G., Adema E., Enrique M. & E. Domínguez. 2019. *Monitoring drylands: The MARAS system*. Journal of Arid Environments. 161:55-63.
- ❖ Oñatibia G. R., Boyero L. & M. R. Aguiar. 2018. *Regional productivity mediates the effects of grazing disturbance on plant cover and patch-size distribution in arid and semi-arid communities*. Oikos. 127(8): 1205-1215.
- ❖ Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Extraído de : <http://www.fao.org/soils-portal/es> (Recuperado el 10/06/2019)
- ❖ Oyarzábal Mateo J. A. 2013. *Aplicación del método Landscape Function Analysis (LFA) para evaluar el estado de las restauraciones mineras. El caso de la minería de carbón a cielo abierto en Utrillas (Teruel)*. Escuela Politécnica Superior de Huesca.
- ❖ Palmer A. R., Killer F. J., Avis A. M. & D. J. Tongway. 2001. *Defining function in rangelands of the Peddie district, Eastern Cape, using Landscape Function Analysis*. African Journal of Range & Forage Science. 18:53-58.
- ❖ Paramidani M. A., Doffigny C. A. & P Codesal. 2014. *Informe final Estudio inicial de Pastizales Ea. "Fortín Chacabuco*. OVIS XXI. Esquel, Chubut, Argentina.
- ❖ Paruelo J. M., Golluscio R. A., Jobbágy E. G., Canevari M. & M. R. Aguiar. 2005. *Situación ambiental en la estepa Patagónica*. En: Brown A., Martínez Ortiz U., Acerbi M. & J. Corcuera (eds). La situación ambiental Argentina. Fundación Vida Silvestre. Argentina, Buenos Aires. 303-313.
- ❖ Peco B., Sánchez A. M. & F. M. Azcárate. 2006. *Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 113:284-294.
- ❖ Pyke D. A., Herrick J. E. & M. Pellant. 2002. *Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment*. Journal of Range Management. 55:584-597.

- ❖ Porfirio L., Lefroy T., Hugh S. & B. Mackey. 2017. Monitoring the impact of feral horses on vegetation condition using remotely sensed fPAR: a case study in Australia's alpine parks. *PARKS*. 23(2):27-38.
- ❖ Read Z. J., King H. P., Tongway D. J., Ogilvy S., Greene R. S. B. & G. Hand. 2016. *Landscape function analysis to assess soil processes on farms following ecological restoration and changes in grazing management*. *European Journal of Soil Science*. 67(4):1-12.
- ❖ Rojas C., Bocanegra J. L. & J. Mariño de Posada. 2014. *Biodiversidad y servicios ecosistémicos en la gestión del suelo-subsuelo*. *OPERA*. 14:9-26.
- ❖ Rosete Vergés F. A., Pérez Damián J. L. & G. Bocco. 2009. *Contribución al análisis del cambio de uso del suelo y vegetación (1978-2000) en la Península de Baja California, México*. *Investigación Ambiental*. 1(1):70-82.
- ❖ Safaei M., Jafari R. & H. Bashari. 2018. *Mapping and monitoring of the structure and function of rangeland ecosystems in central Zagros, Iran*. *Environment Monit Assess*. 190:662.
- ❖ Schlichter T. & P. Laclau. 1998. *Ecotono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia norte*. *Ecología Austral*. 8:285-296.
- ❖ Shahriary E., Azarnivand H., Jafary M., Saravi M. M. & M. R. Javadi. 2018. *Response of landscape function to grazing pressure around Mojen piosphere*. *Research Journal of Environmental Sciences*. 12(2):83-89.
- ❖ Siroosi H., Heshmati G. A., Mahini A. S. & H. R. Naseri. 2012. *An assessment of structural characteristics of patches in different natural and managerial conditions in Taleghan (Case study: Karkabound and Kouin)*. *Applied Science Journal*. 17(5):631-636.
- ❖ Soil Science Society of America (SSSA). Extraído de : <https://www.soils.org> (Recuperado el 05/07/2019)
- ❖ The Nature Conservancy (TNC). 2016. *Estancia Demostrativa Fortín Chacabuco: Lineamientos de Manejo*.
- ❖ The Nature Conservancy (TNC). Extraído de: <https://www.nature.org> (Recuperado el 15/10/2019)
- ❖ Toboada M. A., Rubio G. & E. J. Chaneton. 2011. *Grazing impacts on soil physical chemical and ecological properties in forage production systems*. *Wiley Online Library*. 301:320
- ❖ Tongway D. J. & N. L. Hindley. 2000. *Assessing and monitoring desertification with soil indicators*. *Rangeland Desertification*. Springer Science & Business Media Dordrecht 2000.
- ❖ Tongway D. J. & N. L. Hindley. 2003. *Indicators of Ecosystem Rehabilitation Success. Stage two Verification of EFA indicators*. CSIRO Sustainable Ecosystems.
- ❖ Tongway D. J. & N. L. Hindley. 2004. *Landscape function analysis: a system for monitoring rangeland function*. *African Journal of Range & Forage Science*. 21(2):109-113.

- ❖ Tongway D. J. & N. L. Hindley. 2004. *Landscape function analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes, with special reference to Minesites and Rangelands*. CSIRO Sustainable Ecosystems. Australia.
- ❖ Travers S. K., Eldridge D. J., Dorrrough J., Val J. & I. Oliver. 2018. *Introduced and native herbivores have different effects on plant composition in low productivity ecosystems*. Applied Vegetation Science. 21:45-54.
- ❖ Travers S. K., Eldridge D. J., Val J. & I. Oliver. 2019. *Rabbits and livestock grazing alter the structure and composition of mid-storey plants in a wooded dryland*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 277:53-60.
- ❖ Trujillo J. M., Mahecha J. D. & M. A. Torres. 2018. *El recurso suelo; un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad*. Revista de Investigación Agraria y Ambiental. 9(2):1-10.
- ❖ Vandendorj, S., Eldridge D. J., Travers S. K., Val J. & M. J. Oliver. 2017. *Microsite and grazing intensity drive infiltration in a semiarid woodland*. Ecohydrology. 10(4):1-11.
- ❖ Vandendorj S., Eldridge D. J., Travers S. K. & M. Delgado-Baquerizo. 2017. *Contrasting effects of aridity and grazing intensity on multiple ecosystem functions and services in Australian woodlands*. Land Degradation & Development. 28(7):2098-2108.
- ❖ Van der Walt L., Cilliers S. S., Kellner K., Tongway D. & van Rensburg L. 2012. *Landscape functionality of plant communities in the Impala Platinum mining area, Rustenburg*. Journal of Environmental Management. 113:103-116.
- ❖ Wagg, C., S. F. Bender, F. Widmer, and M. G. A. van der Heijden. 2014. *Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality*. Proceedings of the National Academy of Sciences 111:5266-5270.
- ❖ Yan Y., Yan R., Chen J., Xin X., Eldridge D. J., Shao C., Wang X., Lv S., Jin D., Chen J., Guo Z., Chen B., & L. Xu. 2018. *Grazing modulates soil temperature and moisture in a Eurasian steppe*. Agricultural and Forest Meteorology. 262:157-165.
- ❖ Zaccagnini M. E., Wilson M. G. & J. D. Oszust. 2014. *Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUDM, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, INTA. 1° Edición. Buenos Aires, Argentina.
- ❖ Zamora Nasca L. B. 2019. *Efectos de la herbívora por grandes mamíferos en la invasión de especies de coníferas exóticas en Patagonia*. Universidad Nacional del Comahue. Centro Regional Universitario Bariloche.